



HUFNAGEL LEVENTE • SIPKAY CSABA

A KLÍMAVÁLTOZÁS

HATÁSA

ÖKOLÓGIAI

FOLYAMATOKRA

és KÖZÖSSÉGEKRE

HUFNAGEL LEVENTE • SIPKAY CSABA

A KLÍMAVÁLTOZÁS
HATÁSA
ÖKOLÓGIAI
FOLYAMATOKRA
és KÖZÖSSÉGEKRE

Szerzőgárda:

Dede Lilla, Diós Nikoletta, Drégelyi-Kiss Ágota, Drégelyi-Kiss Gabriella, Eppich Boglárka, Farkas Eszter, Farkas Péter, Flórián Norbert, Gaál Márta, Garamvölgyi Ágnes, Gergőcs Veronika, Gimesi László, Homoródi Réka, Horváth Levente, Hufnagel Levente, Kiss Keve Tihamér, Kocsis Márton, Ladányi Márta, Molnár Marianna, Nosek János, Oertel Nándor, Petrányi Gergely, Sipkay Csaba, Türei Dénes, Vadadi-Fülöp Csaba, Verasztó Csaba

A kötet lektora:

Dr. Szenteleki Károly, tanszékvezető, egyetemi docens



A projekt az Európai Unió támogatásával,
az Európai Szociális Alap
tárfinanszírozásával valósul meg,



MAGYARORSZÁG MEGÚJUL

Ez a kiadvány a Budapesti Corvinus Egyetem TÁMOP 4.2.1/B-09/1/KMR-2010-0005. számú programja keretében készült.

Kiadja: a Budapesti Corvinus Egyetem

ISBN 978-963-503-511-3

© Hufnagel Levente

Tördelés, szerkesztés: Király Zoltán

Nyomda: A-Z Buda CopyCAT Kft. • www.copycat.hu

Felelős vezető: Könczey Áron

TARTALOM

Előszó.	9
--------------	---

1. Bevezetés: A klímaváltozás jelensége, felkészülés és alkalmazkodás, klímapolitika

Hufnagel Levente, Horváth Levente, Homoródi Réka, Farkas Péter

1.1. A klímaváltozás jelensége.	11
1.1.1. Extrém hőmérsékleti trendek a Kárpát-medencében	13
1.1.2. Extrém csapadék trendek a Kárpát-medencében	14
1.1.3. Az 1 °C-os hőmérsékletemelkedés Magyarországon	14
1.2. Mitigáció és adaptáció	15
1.3. Klímapolitika: elmélet: gyakorlat és ökológiai hatások	19
1.3.1. Tudományos eredmények társadalmi beágyazódása	19
1.3.2. CO2 kvóta rendszer működésének bemutatása	24

2. Klíma-Bioszféra kölcsönhatás globális és nagyléptékű kérdései

Hufnagel Levente, Drégelyi-Kiss Ágota, Homoródi Réka, Gergőcs Veronika

2.1. Az ökoszisztémák működésének általános jellemzői	28
2.2. A bioszféra energia és anyagmérlege	29
2.2.1. A Föld energiamérlege	29
2.2.2. Biogeokémiai ciklusok	30
2.2.3. A bioszféra szén körforgalma és annak megváltozása az antropogén hatások következtében.	31
2.3. Föld-klíma kölcsönhatások	37
2.3.1. Biotikus visszacsatolások	41
2.4. Fenológia	44
2.4.1. Fenológiai adatok, hálózatok és kutatás a világon	44
2.4.2. A fenológiáról néhány bioklimatikus zónában	48
2.5. A klíma-bioszféra kölcsönhatás globális és nagyléptékű vizsgálata Oribatida szervezetek példáján	49

3. A klíma hatása az ökológiai rendszerek egyes komponenseire, jelenségeire

Hufnagel Levente, Dede Lilla, Diós Nikoletta, Drégelyi-Kiss Ágota, Eppich Boglárka, Farkas Eszter, Flórián Norbert, Garamvölgyi Ágnes, Gergőcs Veronika, Gimesi László, Homoródi Réka, Horváth Levente, Kocsis Márton, Ladányi Márta, Molnár Marianna, Petrányi Gergely, Sipkay Csaba, Türei Dénes, Vadadi-Fülöp Csaba

3.1. Fenológiai folyamatok és a klímaváltozás	53
3.1.1. A vegetáció fenológia a globális változásokról szóló tanulmányokban	53
3.1.2. A virágzásfenológia és a klímaváltozás	53
3.1.3. A geofita növények fenológiája és az időjárás.	59
3.2. A klímaváltozás hatása a lepkék (Lepidoptera) fenológiájára	60
3.2.1. Korábbi rajzás	61
3.2.2. A rajzás későbbre tolódása	62

3.2.3. Új nemzedékek megjelenése	62
3.3. Populáció szintű változások a lepkék (Lepidoptera) példáján	63
3.3.1. Abundanciaváltozások: az egyedszámok csökkenése	63
3.3.2. Abundanciaváltozások: egyedszám-növekedés	64
3.3.3. Áreaváltozás (elterjedés földrajzi szélesség és/vagy tengerszint feletti magasság szerinti változása)	65
3.3.4. Az elterjedési terület határának vertikális változásai	68
3.3.5. Modellelés, áreaváltozás előrejelzése klímaszcenáriók alapján	69
3.3.6. Egyes tényezők, klimatikus komponensek és interspecifikus tényezők hatásainak vizsgálata (hőmérséklet, légköri CO ₂ -tartalom, UVB-sugárzás, szél- és csapadékviszonyok, predátorok és parazitoidok)	71
3.3.7. Fajszámok, biodiverzitás, migrációs viszonyok változása	75
3.3.8. Összefoglaló megállapítások a klímaváltozás lepkékre (Lepidoptera) gyakorolt lehetséges hatásairól	78
3.4. Közösségszintű hatások	79
3.4.1. A légköri CO ₂ -szint emelkedés közvetlen hatása a tengeri ökoszisztémákra:	79
3.4.2 Melegedés.	80
3.4.3. Eltolódott évszakok	81
3.4.4. A növényzet átalakulása:	82
3.4.5. Folyókák, tavak, tengerek, óceánok	83
3.4.6. Az extrém időjárási események és a táplálékhálózatok:	84
3.5. Vízi és vizes élőhelyek specifikumai	85
3.5.1. A klímaváltozás általános hatásai a vízi ökoszisztémákra.	85
3.5.2. Área változások a Föld vizeiben	86
3.5.3. Fenológiai változások	90
3.5.4. Változások a testméretben: csökkenő méretek	93
3.5.5. Evolúciós változások.	96
3.5.6. Változások a termelésben, pH-ban, oxigén-háztartásban és toxicitásban	97
3.5.7. A táplálékhálózatok változásai a Föld vizeiben.	100
3.5.8. A klímaváltozás várható hatásai az édesvizekre	107
3.5.9. Hidrológiai változások az édesvizekben	110
3.5.10. A termelést érintő változások.	112
3.5.11. A klímaváltozás hatása az édesvízi közösségekre	115
3.5.12. A klímaváltozás és a zooplankton	118
3.5.13. A kékalgák nyerne a felmelegedéssel?	126
3.5.14. Módszerek a klíma és a vízi ökológiai rendszerek összefüggéseinek felderítésére	127
3.6. Szárazföldi élőhelyek specifikumai talajlakó élőlények példáján	129
3.6.1. Szén-dioxid mennyiség	129
3.6.2. A talajnedvesség (vízmennyiség)	130
3.6.3. A hőmérséklet	132
3.6.4. Konklúziók	135
3.7. A globális klímaváltozás hatása az agro-ökoszisztémákra	136

3.7.1. Általános megállapítások	136
3.7.2. A klímaváltozás hatása a kukorica termesztésének abiotikus körülményeire	137
3.7.3. A klímaváltozás hatása a kukorica termesztésének biotikus körülményeire – különös tekintettel a növényvédelmi szempontokra	139

4. A klímaváltozás közösségökológiai tanulmányozásának módszertani kérdései

*Hufnagel Levente, Horváth Levente, Gaál Márta, Gimesi László, Ladányi Márta, Kocsis Márton,
Dede Lilla, Diós Nikolett, Drégelyi-Kiss Ágota, Sipkay Csaba, Türei Dénes, Vadadi-Fülöp Csaba,
Verasztó Csaba, Gergőcs Veronika, Petrányi Gergely*

4.1. Általános metodológiai bevezető	141
4.2. Mintázatelemzési és statisztikai megközelítések	144
4.2.1. A monitoring centrikus megközelítések módszertani kérdései	146
4.2.2. Többváltozós módszerek direkt alkalmazásai	146
4.2.3. A többváltozós módszerek direkt alkalmazásaival kapcsolatban leggyakrabban felmerülő problémák a közösségökológiai kutatások során	149
4.2.4. Stabil állapotsík-rendszerek létrehozása többváltozós módszerek indirekt alkalmazásával	150
4.2.5. A 3D felületmodell	155
4.3. A modellező megközelítések általános kérdései	164
4.3.1. A modellező munka főbb lépései – a modellek értékelése	166
4.3.2. Egy ökológiai táplálékhálózati rendszer populáció -dinamikai biomassa - modellje és szimulációja	167
4.3.3. Tér-időbeli szimulációs modellezés főbb módszertani irányai, lehetőségei	174
4.4. A bioszféra modellezési lehetőségei a klímaváltozás hatásainak vizsgálatára	175
4.4.1. Emissziós szcenáriók fő kategóriái	177
4.4.2. Általános cirkulációs modellek (GCM)	177
4.4.3. Vegetáció modellezése	178
4.4.4. Kapcsolt szén-ciklus klíma modellek	180
4.5. Fenológiai modellek és technikák	182
4.6. A modellezés lehetőségei és eredményei édesvízi ökoszisztémák esetén (irodalmi áttekintés)	189
4.6.1. A környezet megváltozásának modellezése	191
4.6.2. Speciális kérdések modelljei	192
4.6.3. Komplex megközelítések, ökoszisztéma modellek	194
4.6.4. A taktikai modellezés lehetőségei	198
4.7. A mintavételezés módszertani kérdései a zoocönológiai monitoring esetén	200
4.8. Földrajzi analógia alkalmazása a klímaváltozás hatásainak elemzésében	204
4.8.1. A földrajzi analógián alapuló módszerek szerepe a klímaváltozás hatásainak kutatásában	204
4.8.2. Földrajzi analógia meghatározására irányuló kutatások	206
4.8.3. Kutatásainkhoz felhasznált anyagok és módszerek	208
4.8.4. A Climex módszer módszertani továbbfejlesztése	211
4.8.5. Az analóg régió hasonlóságának értékelése	217
4.8.6. Debrecen analóg régiói	220

4.8.7. Összefoglaló megállapítások és következtetések a módszertani fejlesztéseink alapján	227
---------------------------------------------------------------------------------------------------------	-----

5. A klímaváltozás közösségökológiai hatásainak stratégiai modellezése (TEGM)

*Drégelyi-Kiss Ágota, Hufnagel Levente, Gaál Márta, Drégelyi-Kiss Gabriella,
Homoródi Réka, Dede Lilla, Eppich Boglárka*

5.1. Modellismertetés	231
5.2. Hőmérsékleti mintázatok függvényei	234
5.2.1. Konstans hőmérséklet	234
5.2.2. Egy éven belüli hőmérsékleti ingadozás szinuszos függvény szerint	234
5.2.3. Valós hőmérsékleti adatsorok (múltbeli és jövőbeli)	235
5.3. Klíma-ökoszisztéma modell tesztelése	237
5.3.1. Versengés	237
5.3.2. A modell bizonytalansága	237
5.3.3. Közepes bolygatási hipotézis jelenléte a szimulációs kísérletek során	238
5.4. Szimulációs kísérletek	240
5.4.1. Konstans hőmérsékleti mintázat vizsgálata	240
5.4.2. Egy éven belüli hőmérsékleti ingadozás szinuszos függvény szerint	242
5.4.3. Valós és jövőbeli hőmérsékleti klíma mintázatok	244
5.4.4. Megvitatás	246
5.5. Diszturbancia hatása a közösség adaptáltságára a TEGM modellben	249
5.5.1. Egységimpulzus vizsgálata	249
5.5.2. Egységugrás vizsgálata	251
5.5.3. Egységsebesség vizsgálata	253
5.5.4. Napi véletlen zavarás	254
5.5.5. A közösség kezdeti egyenletességének hatása a produktivitásra és összetételre	259
5.5.6. Megvitatás	263
5.6. Fenológia és szezonális mintázatok	265
5.6.1. Aszpektualitás elemzése stratégiai modellezés segítségével	271
5.6.2. A fajcsoportok fenofázisának változása 30 évenként vett adatok alapján	274
5.6.3. A fenofázis idejének változása 30 évenként	276
5.6.4. A növények fejlődésének változása 10 évenként 3 faj esetében	280
5.6.5. Az „50-es fenofázisának” 140 év alatti változása néhány faj esetében	281
5.6.6. Megvitatás	284
5.7. Szabályozás	286

6. A klímaváltozás közösségökológiai hatásainak taktikai modellezése (DPGM)

Sipkay Csaba, Kiss Keve Tihamér, Vadadi-Fülöp Csaba, Homoródi Réka, Hufnagel Levente

6.1. A „Danubian Phytoplankton Growth Model” (DPGM) bemutatása	293
6.2. A DPGM módosítása két, eltérő környezeti állapotot feltételező időszak alapján: DPGM-sA és DPGM-sB	297
6.3. Az illeszkedés ellenőrzése	301
6.4. Indikátorok	303
6.5. Összefoglaló megállapítások és következtetések a DPGM alapján	305

6.6. Felmelegedési esettanulmányok	309
6.6.1. A felmelegedés vizsgálatának lehetséges módszerei	309
6.6.2. Klímaváltozási scénáriók összehasonlító elemzése	312
6.6.3. A lineáris hőmérsékletemelés hatásainak vizsgálata	318
6.6.4. A földrajzilag analóg területek eredményei	321
6.7. Összefoglaló megállapítások és következtetések a taktikai modell felmelegedés vizsgálatát célzó alkalmazásának eredményeiről	326
6.8. Összefoglalás és kitekintés	331

7. Megfigyelt cönológiai mintázatok monitoring és térbeli adatbázisok alapján

*Hufnagel Levente, Gimesi László, Dede Lilla, Sipkay Csaba, Vadadi-Fülöp Csaba,
Veraszó Csaba, Gergőcs Veronika, Kiss Keve Tihamér, Oertel Nándor, Nosek János*

7.1. Fénycsapdás mintázatok	334
7.1.1. A lepkeadatbázis	334
7.1.2. A meteorológiai adatbázis	340
7.1.3. Diverzitási és fajabundancia eloszlási mintázatok	342
7.1.4. Sokéves tendenciák közösségi szinten	350
7.1.5. Szezonális tendenciák	352
7.1.6. A lepkeadatok és a hőmérséklet kapcsolata	357
7.1.7. Fajonkénti mintázatok	365
7.1.8. Területi eloszlás	368
7.2. Geofiton fenológiai mintázatok	374
7.2.1. Módszertan	374
7.2.2. Aszpektusok és időjárásfüggő átrendeződéseik a Geophyton adatbázis fenológiai indikátorai alapján	375
7.2.3. A geophyton adatbázis feldolgozása révén nyert elsődleges eredmények	377
7.2.4. Regressziós modellek eredményei	378
7.2.5. Regressziós modellek eredménye táblázatosan	389
7.2.6. Összefoglaló megállapítások és következtetések	396
7.3. Mezofauna cönológiai mintázatok	399
7.3.1. Közösségek közti különbségek objektív számszerűsítése mezofauna alapján	399
7.3.2. Eredmények a közösségek közti különbségek számszerűsítése alapján	404
7.3.3. Szezonális az oribatida közösségekben (Gergőcs, 2010).	413
7.4. Rákplankton csoportok szimulációs modellezése a mezokozmosz rendszerekben és a Dunában	423
7.4.1. Esettanulmányok szabadföldi mezokozmosz rendszerek alapján	423
7.4.2. Dunai esettanulmány egy Copepoda faj szezonális dinamikájának modellezésére	425
7.5. Dunai alga mintázatok	427
7.5.1. A fitoplankton és a klímaváltozás	427
7.5.2. Magyarországi planktonvizsgálatok	428
7.5.3. A dunai fitoplankton vizsgálatok módszertana	429
7.5.4. Környezeti változók alakulása a vizsgált időszakban	430
7.5.5. A fitoplankton közösség rendszertani összetétele és a fajok konstancia viszonyai	430
7.5.6. A dunai fitoplankton mennyiségi viszonyai	432

7.5.7. Diverzitás indexek, a sokféleség	433
7.5.8. Domináns fajok	437
7.5.9. A fitoplankton hasonlósági mintázata	441
7.5.10. Összefoglaló megállapítások és következtetések	445

8. Klímaváltozás ökológiai következményeinek és hatáserősségének behatárolása

tájékoztató vizsgálatokban

Hufnagel Levente, Diós Nikolett, Horváth Levente, Petrányi Gergely

8.1. Klimatikus profilindikátorok kukorica ökoszisztéma példáján	448
8.1.1. Havi klimatikus profil-indikátorok definiálása a szakirodalmi szintézis eredményeként	448
8.1.2. Magyarországi városok sokéves meteorológiai adatsorainak összehasonlító értékelése a havi klimatikus profil-indikátorok alapján	452
8.1.3. Magyarországi városok Hadley Center A2 scenárió szerinti meteorológiai adatsorainak összehasonlító értékelése a havi klimatikus profil-indikátorok alapján	461
8.1.4. Debrecen historikus és scenáriók szerinti meteorológiai adatsorainak összehasonlító értékelése a havi klimatikus profil-indikátorok alapján	467
8.1.5. Összefoglaló megállapítások és következtetések	471
8.2. Földrajzi analógiai esettanulmány az európai lepkefaunára	476
8.2.1. A biodiverzitás hanyatlása és a klímaváltozással való összefüggései	476
8.2.1.1. Módszertani kérdések, földrajzi analógia	477
8.2.3. Meteorológiai adatok elemzése	478

Összefoglalás és kitekintés

Hufnagel Levente

I. Stratégiai modellezési eredmények	483
II. A klímaváltozás ökológiai hatásainak lehetséges mértéke	484
Faunisztika, földrajzi analógia, área-klíma elemzés	484
Klimatikus profilindikátorok kukorica ökoszisztéma	485
III. Látunk-e máris változásokat a nagy monitoring rendszerek adataiban?	485
Lepidoptera monitoring	485
Alga monitoring	486
IV. Taktikai modellezés és statisztika	486
Vízi ökoszisztémák	486
Szárazföldi ökoszisztémák populációi és fajegyüttese	487
V. Új bioindikációs perspektíva: Oribatida genuslisták	488
Kitekintés	489

Fogalomtár	491
-----------------------------	------------

Sipkay Csaba

Irodalomjegyzék	497
----------------------------------	------------

ELŐSZÓ

A Tudományos Világforum záródokumentumában (2005, Budapest) a következőket olvashatjuk:

„Az elmúlt évszázadban alaposan megnőtt és felgyorsult a környezetre tett emberi hatás. Ma már világméretűnek mondható például az ózonréteg telítődése, a fajok biológiai sokszínűségének csökkenése, az ún. üvegház-gázok koncentrációjának megnövekedése a légkörben stb. E folyamatok összesített hatása általában véve folyamatosan halmozódik, történetileg és régiók szerint váltakozó intenzitásúak azonban azok az emberi tevékenységek, amelyek e változások hátterében állnak. Következésképpen más és más felelősség terheli értük az egyes nemzedékeket, nemzeteket, társadalmi csoportokat és szektorokat, különösen ha ellenlépéseiket is tekintetbe vesszük. A tudósok közössége javában fáradozik e komplex kérdések tüzetes vizsgálatán, hogy megértésükhöz jobb alapokat teremtsen. Segíthet tehát a társadalmaknak, és különösen döntéshozóiknak a megfelelő stratégiák, politikai válaszok, hatékony intézkedések és lépések kidolgozásában.”

A Magyar Tudományos Akadémia és a Budapesti Corvinus Egyetem együttműködésében 2007-ben létrehozott „Alkalmazkodás a klímaváltozáshoz” Kutatócsoport a fenti gondolatok jegyében kezdte meg működését.

Ez a könyv a kutatócsoport munkájának egy nagyon kis szeletét a klímaváltozás ökológiai hatásaival kapcsolatos kutatások egy részét foglalja össze. A munka szerzői többségükben PhD-hallgatók, valamint témavezetőjük és a kutatásba szakmai konzulensként bevont szakemberek, akik saját publikált eredményeiket és értekezéseik anyagát egyesítették és egészítették ki szakirodalmi szintézissel,

Könyvünket abban a reményben bocsátjuk útjára, hogy az segítséget fog nyújtani mindazoknak, akik a jövőben az itt megkezdett kutatásainkra építeni szeretnének, azokat továbbfejleszteni, kiterjeszteni, folytatni kívánják. Ennek megfelelően nem csupán befejezett kutatási feladatok, hanem megnyitott kérdések is szép számmal kerültek bele. Könyvünkkel elsősorban eddig elért tudományos kutatási eredményeinket kívántuk összegezni, de ennek keretében számos szakirodalmi áttekintő jellegű és több módszertani fejezet is elkészült, így reményeink szerint a PhD és MSc képzések hallgatói számára forrásanyaghoz, tankönyvhöz is haszonnal forgatható lesz.

Kutatómunkánkat a BCE-MTA Alkalmazkodás a klímaváltozáshoz Kutatócsoportja, a BCE Kutatóasszisztensi Ösztöndíja, az MTA Bolyai János Kutatási Ösztöndíja, Az ALÖ-KI Alkalmazott Ökológiai Kutató- és Igazságügyi Szakértői Intézet Kft., a BCE KeTK Matematika és Informatika Tanszéke, a BCE Tájépítészeti és Tájökológiai Doktori Iskolája, az OTKA T042583 pályázata, az NKFP 6-0079/2005. sz. programja, és a TÁMOP-4.2.1./B-09/1/KMR-2010-0005. sz. programja támogatta.

Hufnagel Levente

1. BEVEZETÉS: A KLÍMAVÁLTOZÁS JELENSÉGE, FELKÉSZÜLÉS ÉS ALKALMAZKODÁS, KLÍMAPOLITIKA

1.1. A klímaváltozás jelensége

A klímaváltozás korunk egyik legfontosabb és egyelőre sajnos megoldásra váró problémája. Az éghajlati változékonyság, a szélsőséges meteorológiai és hidrometeorológiai események nagyban befolyásolják a Kárpát-medence ökológiai, társadalmi és gazdasági folyamatait. Megfigyelések alapján az elmúlt évtizedekben e szélsőséges eseményeknek mind a száma, mind az intenzitása megnövekedett, gondoljunk csak a szárazságokra, árvi-zekre, nagy esőkre vagy akár hóhullámokra, melyek ily mértékű megjelenése hazánkban eddig nem volt jellemző. Mára a klímaváltozás nem csak a globális felmelegedésről szól, hanem az éghajlatunk igen nagy változékonyságáról is, így a megfigyelt jelenségeket és az általuk befolyásolt fogadókat, mint a társadalom, az ökoszisztéma vagy a gazdaság, csak komplexen, rendszerszemléletűen szabad elemezni.

Klímaváltozás van, volt és lesz is, és az is megállapítható, hogy alapvetően természeti folyamatok irányítják. Mára már csak az a kérdés maradt, hogy e folyamatokat mennyiben befolyásolják az antropogén hatások. Mint azt az IPCC 2007-es negyedik értékelő jelentése is megfogalmazza:

„Mára már egyértelműen kimutatható, hogy bizonyos gazdasági tevékenységekből, életviteli szokásokból adódóan a földi légkörben gyors ütemben növekszik a globális éghajlatváltozást kiváltó - üvegházhatású - gázok mennyisége. Ennek következtében jelentős mértékű felmelegedés alakulhat ki, ami együtt jár a csapadékviszonyok megváltozásával, gyakoribb és súlyosabb károkat okozó szélsőséges meteorológiai jelenségekkel, a világ-tengerek szintjének emelkedésével és mindezek számottevő természeti, társadalmi és gazdasági következményeivel.”

A fentiekből is kiolvasható, hogy a megfigyelt változásokat a légkörben feldúsult üvegházhatású gázok okozzák. Az üvegházhatású gázok közül a legfontosabbak, a vízgőz, a szén-dioxid (CO_2), a metán (CH_4) és a dinitrogén-oxid (N_2O), emellett még megemlítendők a fluorozott szénhidrogének (HFC), a perfluor-karbonok (PFC), telített és telítetlen freonok (CFC és HCFC) és halonok. Jégfurat-minták elemzéséből megállapítható, hogy az emberi tevékenység következtében az ipari forradalom kezdetétől a szén-dioxid, a metán, és a dinitrogén-oxid légköri koncentrációja jelentősen megnövekedett. A CO_2 -szint növekedése elsősorban a fosszilis üzemanyagok felhasználásának tudható be, a CH_4 és a N_2O szintnövekedése földhasználati változásokban és mezőgazdaságban keresendő.

A szén-dioxid légköri koncentrációja az iparosodási előtt 280 ppm-ről (ppm=parts per million, milliommodrész) mára 395-re nőtt, mely messze meghaladja az elmúlt 600 000 évben megfigyelt természetes ingadozás 180 és 300 ppm közötti tartományát. A növekedés mértéke az elmúlt években (1995-2005-ös átlagban 1,9 ppm/év) magasabb volt, mint a

léggöri mérések kezdete óta eltelt időszakban (1960-2005-ös átlagban 1,4 ppm/év), ám az utóbbi időben megfigyelt értékek mára már az éghajlatváltozást leíró legpresszimistább klíma-forгатókönyveket is felülmúlták.

A klímaváltozás hátterében álló természetes és antropogén hatások mellett az emberiiséget, mint a klímaváltozás okozóját és hatásainak elszenvedőjét is figyelembe kell venni. Az emberi társadalom oly mértékben változott az elmúlt évszázadban, hogy e változásokat nem szabad figyelmen kívül hagyni.

Időszámításunk kezdetekor a Föld népessége becslések szerint 300 millió fő volt, az államalapításkor 500 millió fő. 1825-ben, a Magyar Tudományos Akadémia megalapításakor, 1 milliárd fő volt, 1950-ben 2,5 milliárd fő, 2000-ben 6 milliárd fő, 2011-ben elérjünk a 7 milliárd főt és becslések szerint 2050-re a 9 milliárd főt. Ilyen mértékű növekedés eddig még nem volt az emberiség történetében. Ezzel szemben a Föld eltartó képességét 5-6 milliárd főre becsülik, de ezt a létszámot 1987-ben már túlléptük, azóta túlhasználjuk a Földet és a természetes erőforrásokat.

Az első figyelmeztetést a fenntarthatóság fontosságára a Római Klub jelentése, a „Növekedés határai” című elemzés adta 1972-ben. Fő megállapítása az volt, hogy ha mindent úgy folytatunk, mint eddig, a XXI. században globális mértékű ökológiai katasztrófa érhet bennünket. Az eddigi megfigyelések még nem bizonyították e katasztrófa bekövetkezését, de minden elemzés és kutatás fokozottan hívja fel a figyelmet a várható káros hatásokra és a felkészülés és megelőzés fontosságára.

A Föld túlhasználtsága és az energiaforrások túlzott és pazarló felhasználása mellett a társadalmi habitus is jelentősen megváltozott. A klímaváltozás káros hatásaival szemben sokkal érzékenyebb és sérülékenyebb lett a társadalom, pl.:

- jelentősen megemelkedett az átlagéletkor, a populációban sokkal nagyobb lett az idős, beteg, sérülékeny emberek száma;
- 2008-ban a történelemben először fordult elő, hogy a világ népességének nagyobb hányada élt városokban, mint vidéken, ez megnöveli pl. a hőhullámokkal szembeni sérülékenységet (nagy hőhullámok idején jelentősen nő a mortalitás kockázata);
- az emberiség jelentősen átalakította környezetét és befolyásolta az őt körülvevő ökoszisztémát;
- az értékes infrastruktúrákat a szabad ég alatt építette ki.

Mindezekből azt a következtetést lehet levonni, hogy másképp kell megítélni a meteorológia események hatásait egy jelenlegi társadalomban, mint 100 évvel ezelőtt tették volna. A társadalom elkényelmesedett, nem szívesen mond le a megszokott ritmusról és kényelemről, így ha a klímaváltozás sebessége nem is mérhető össze a társadalom fejlődési sebességével, akkor is elmondható, hogy a kis változások is érzékenyen érintik, amely felhívja a figyelmet a klímaváltozás megelőzésének fontosságára.

A klímaváltozás által érintett legfontosabb témacsoportok a következők:

- Vízügy, hidrológiai rendszerek, vízgazdálkodás
- Természetközeli ökoszisztémák, környezet- és természetvédelem

- Ember által befolyásolt ökoszisztémák, mezőgazdasági földhasználat, élelmiszerellátás és -biztonság
- Humán- és állategészségügy
- Környezetgazdálkodás és klímaváltozás gazdasági vonatkozásai
- Klímaváltozás infrastrukturális és katasztrófavédelmi kérdései
- Társadalmi és szociológia vonatkozások
- Nemzetközi klímapolitikai és katonai biztonságpolitika
- Energiaellátás és -biztonság, megújuló erőforrások.

A fenti témacsoportok összességéből is látható, hogy a klímaváltozás kérdése rendkívül összetett mind régióként mind tevékenységenként más-más stratégiát kell felépíteni, más kérdésekre kell választ adni és más jellegű megoldásokat kell találni. Sajnos az intézkedések néha ellentmondásba kerülhetnek a különböző szektorokban, nehéz a mindenre kiterjedő univerzális megoldásokat megtalálni. Így a legfontosabb a várható hatások minél szélesebb körű megismerése és feltérképezése, amely csak interdiszciplináris kutatásokkal érhető el.

A klímaváltozás hatása már most is megfigyelhető Magyarországon illetve a Kárpát-medencében, a megfigyelt változások összhangban állnak a globális megfigyelésekkel, ám ezek a változások várhatóan sokkal jelentősebbek lesznek, mint a globális változások.

1.1.1. Extrém hőmérsékleti trendek a Kárpát-medencében

Mind a középhőmérsékletek, mind az extrém hőmérsékleti paraméterek idősorait tanulmányozva szembetűnő a hetvenes évek közepétől napjainkig jelentkező erős melegedő tendencia. A hideg napok arányának csökkenése, s a hőség napok számának növekedése egyaránt melegedést jelez.

A Magyarország területére várható melegedés mértékét minden évszakra külön-külön összegezve, a melegedés nyáron a legnagyobb, s tavasszal a legkisebb. A hőmérséklet-emelkedés mértéke nyáron északról dél felé, míg télen és tavasszal nyugatról kelet felé haladva növekszik.

A napi maximum- és minimum hőmérséklet évszakas átlagainak várható alakulását hasonlóan jellemezhetjük, mint az átlaghőmérsékletet. Hasonlóan a globális és európai eredményekhez, a Kárpát-medencére a maximum hőmérsékletek várható legnagyobb növekedése nyáron várható, a melegedés térbeli eloszlása egyértelműen zonális szerkezetet mutat, északról dél felé haladva egyre nagyobb hőmérséklet-növekedésre számíthatunk.

A Magyarország teljes területére várható változásokat összegezve: a minimum hőmérsékletek valószínűsíthető növekedése általában (tél kivételével) kisebb, mint a maximum hőmérsékleteké, s hasonlóan az átlaghőmérsékletekhez a legnagyobb melegedésre nyáron számíthatunk.

Különösen jelentős mértékű a forró napok, a túl meleg éjszakák és a hőségnapok számának emelkedése. A hideg téli szélsőségek gyakoriságának várható csökkenése kisebb mértékű, mint a meleg nyári szélsőségek növekedése (Harnos és Csete 2008, Harnos et al. 2008).

1.1.2. Extrém csapadék trendek a Kárpát-medencében

Az ökoszisztémák és a mezőgazdasági termelés szempontjából alapvető jelentőségű az adott térségben lehulló csapadék teljes mennyisége, intenzitása és eloszlása. A XX. század utolsó negyedének csapadék tendenciái jelentősen eltérnek az évszázados trendektől. Míg a Kárpát-medencében az elmúlt 50 évben csökkent a csapadék szélsőségek mértéke, addig az elmúlt 25 évben a szélsőséges csapadékok összességében növekedtek.

Jól felismerhető az európai térség megosztottsága: az északi területeken a nagy csapadékú napok száma az utolsó két-három évtizedben növekedett, míg a Földközi-tenger vidékén csökkent. A Kárpát-medence a két régió határterületén helyezkedik el, így egyértelmű változást nem lehet kimutatni, viszont az évszakos változások szignifikánsak. Az egész Kárpát-medencét egy erős negatív trend jellemzi, azaz a csapadékos napok számának erőteljes csökkenése várható.

Az IPCC-jelentés feltevése szerint több régió éghajlatát, mezőgazdaságát is jelentősen befolyásoló veszélyforrás lehet a XXI. században a csapadékszélsőségek gyakoriságának növekedése. Számos extrém-csapadékindex erősen növekvő tendenciája figyelhető meg a Kárpát-medencében. Ezek az eredmények jó egyezést mutatnak korábbi megfigyelésekkel. A nagy csapadékintenzitást, vagy a nagy csapadékot jelző indexek esetén találhatjuk a legerősebb pozitív trendet.

A klímaváltozási scenáriók esetén az éves csapadékösszegben nem várható jelentős mértékű változás, de ezt nem mondhatjuk el az évszakos csapadékösszegekről. A regionális klímamodellek által a Kárpát-medence térségére a csapadékösszegek változásának várható tendenciája nem minden évszakban azonos előjelű. Nyáron (és kisebb mértékben ősszel) a teljes vizsgált térségben a csapadék csökkenésére, míg télen (és kisebb mértékben tavasszal) a csapadék növekedésére számíthatunk. A modellek azt jelzik, hogy a legcsapadékosabb két évszak a tél és a tavasz lesz (Harnos és Csete 2008, Harnos et al. 2008).

1.1.3. Az 1 °C-os hőmérsékletemelkedés Magyarországon

A klímaváltozások hatásvizsgálatához a közelebbi jövőre vonatkozó előrejelzésekre lenne szükség, melyek egyelőre még nem teljes mértékben állnak rendelkezésre. A századvégre vonatkozó modellbecslések alapján meghatározták az 1 °C-os globális melegedéshez tartozó regionális hőmérséklet- és csapadékváltozásokat.

A hőmérsékletre vonatkozóan egyértelmű melegedő tendencia jellemző, mely erősebb az 1 °C-os globális átlaghőmérséklet-emelkedésnél. Az éves 1,4 °C-os hőmérséklet-emelkedésnél nagyobb mértékű változásra számíthatunk nyáron és ősszel (1,7 °C, illetve 1,5 °C), míg télen és tavasszal valamivel kisebb mértékűre (1,3 °C, illetve 1,1 °C).

Az 1 °C-os globális átlaghőmérséklet-emelkedés esetén várható éves csapadékváltozást csekély mértékű negatív tendencia jellemzi. Az évszakos csapadékösszegben hazánkban jelentős (abszolút értékben átlagosan közel 10%-os) változás a téli és nyári évszakban valószínűsíthető, előbbi esetén növekedésre, utóbbinál csökkenésre számíthatunk.

Összegzőképpen a közeljövőben az alábbi változások várhatóak hazánkban:

- A nyári napok száma ($T_{\max} > 25^{\circ}\text{C}$) 20-50 %-kal növekedhet.
- A fagyos napok száma ($T_{\min} < 0^{\circ}\text{C}$) 20-30 %-kal csökkenhet.
- A hőségriadó napok száma ($T_{\text{közép}} > 25^{\circ}\text{C}$) 20-70%-kal növekedhet.
- Az egymást követő száraz napok száma 5-15 %-kal növekedhet.
- Csapadék intenzitás 5-10 %-kal növekedhet.
- A 20 mm-nél nagyobb csapadékú napok száma 10-40 %-kal növekedhet.
- Száraz időszakok hossza 5-20 %-kal növekedhet.

A klímaváltozásra való felkészülés és a várható hatások elemzése kiemelt feladata lesz a tudománynak a jövőben. Az eddig megfigyelt meteorológiai változások és az éghajlat-változási forгатókönyvek megfelelő alapot képeznek az ökológiai kutatásoknak és azok fókuszált pontosítása nagyban előrelendítheti az eddig elért eredmények integrálását és hasznosítását (Harnos és Csete 2008, Harnos et al. 2008).

1.2. Mitigáció és adaptáció

A klímaváltozáshoz, mint megoldandó problémához alapvetően két irányból közelíthetünk, a mitigáció vagy adaptáció oldaláról. A mitigáció, azaz a kibocsátások csökkentése, a klímaváltozást okozó üvegházhatású gázok légkörbe való eresztésének a visszafogását jelenti, ezzel megelőzhetjük a további káros hatásokat és a klímaváltozás felgyorsulását. Az adaptáció, azaz az alkalmazkodás, a már most vagy a közeljövőben bekövetkező változásokra való felkészülést jelenti. Schellnhubert idézve a két megközelítés nem választható el egymástól: „Kezelní az elkerülhetlent és elkerülni a kezelhetlent”.

A ma napig folyik a tudományos vita, hogy melyik a fontosabb melyikre kell a nagyobb hangsúlyt fektetni. Mindkét megközelítés célravezető, de hatásuk együtt hatványozódik. Sajnos az elképzelhető megoldási irányokat nem csak ökológia kérdések és válaszok befolyásolják, sokkal inkább a gazdasági és a politikai tényezők játszanak szerepet. Ezen utóbbi tényezők hatását főleg a mitigációs lépésekben figyelhetjük meg, hisz egy ország, vagy akár az EU kibocsátás csökkentési tervei alapvetően az energiafelhasználás csökkentésére vezethetők vissza.

Míg a Kyotói jegyzőkönyv csupán 5,2%-os csökkentést írt elő, az EU egy ambiciózusabb 8%-os csökkentést vállalt. Már most látszik, hogy ez a cél nehezen vagy egyáltalán nem tartható. Az EU energiafelhasználása és így szén-dioxid kibocsátása növekedett az elmúlt évtizedben. Egyedül a 2008-2009-es gazdasági válság miatt csökkent az energiafelhasználás így a kibocsátás is, de mára már visszatértünk a válság előtti helyzetbe.

Európa és a fejlett világ számára a kibocsátás csökkentése lesz a legfőbb feladat. Ahhoz, hogy a 2°C -os globális hőmérsékletemelkedést ne haladjuk meg, 2020-ra 20%-kal, 2050-re 80%-kal kellene csökkenteni a kibocsátást. Mindezek technikailag tartható számok lennének, de ehhez óriási gazdasági átalakuláson kellene a világnak végigmenni és drasztikusan változtatni kellene a társadalom környezeti attitűdjén. Ilyen jellegű változás-

ra az emberiség viszont nincs felkészülve. A fentiekből látható, hogy a mitigációs megközelítés részben végrehajtható, de sok lemondással jár és a megszokott életvitelünket és mindennapi kényelmünket fel kell adnunk.

Az adaptációs megközelítés a másik oldalról próbálja meg a problémát kezelni. Az alkalmazkodással felkészülhetünk a klímaváltozás okozta káros hatásokra. Az alkalmazkodási technikák kidolgozása és végrehajtása leginkább a civil oldalról érheti el hatását. Ám célját csak a klímatudatos gondolkodással, oktatással és a szereplők egyéni felelősségének fontosságára való felhívással érheti el.

Míg a mitigációs tevékenység főleg kormányzati és végrehajtói szinten jelent megoldandó feladatok, addig az alkalmazkodás a társadalmi és önkormányzati szinten fejtheti ki kedvező hatását.

A valószínűsíthető klímaváltozásra adható lokális válaszok között szerepelnek többek között olyan tényezők is, mint a várható hatásokra való felkészülés (zömében humán feltételek), a megelőzés (zöldfelületek növelése, intézkedések anyagok, gyógyszerek tartálékolására stb.), a kárenyhítés (az esemény bekövetkezésekor teendők), és a helyreállítás (anyagi-műszaki, intézményi, stb. feltételek). Ennek szerepét egy olyan lokális modellben célszerű összefoglalni, amely a helyi érintettek számára egyértelművé teszi, hogy a potenciális klímaváltozás mi mindenre is hat, ezzel is elősegítve megértését és a gyakorlati megvalósítást.

Az éghajlatváltozásnak ugyan számos oka ismert, de tény, hogy kiemelt szerepet játszanak közöttük az üvegházhatású gázok, melyek csökkentése minden mitigációs intézkedés alapvető célkitűzése. Ezen célkitűzések mindenekelőtt az energiafelhasználás csökkentésével teljesíthetők, melyek nemcsak klíma- és környezetbarát, hanem költségghatékony intézkedések is egyben. A klímaváltozás hatásai globálisak és helyiek is lehetnek, következésképpen a válaszok is globális és helyi szinten adhatók. A lokális válaszokban az egyes ember, vagy kisebb-nagyobb helyi közösség cselekedete a meghatározó, ezen belül az önkormányzatok példaértékű viselkedése lehet az iránymutató.

A lokális cselekvéshez vezető út természetesen több szakaszból állhat. Ez a problémával való megismerkedéstől, a felkészülés ismeretén, a megelőzés lehetséges számbavételén, a kárelhárításon, helyreállításon át vagyis több lépésből áll. Kérdés az, hogy a helyi és regionális önkormányzatok, a civil szervezetek és a lakosság milyen területeken tudnak aktív szereplőivé válni az éghajlatváltozás elleni küzdelemnek?

A mitigációs és adaptációs célok elérésének fő fegyverei lehetnek az ökoszisztémák szolgáltatásai. Ebbe beleértendők a természetes és az ember által befolyásolt ökoszisztémák is. A mitigációs célok eléréséhez, azaz az üvegházhatású gázok visszafogásában, elengedhetetlenek az erdők. Míg Európában minden országban az erdőterületek csökkenése figyelhető meg, addig Magyarország, a kedvező adottságok miatt az erdőterületek növekedésével büszkélkedhet. Egyedülálló módon az ország területének 80%-a mezőgazdaságilag hasznosítható. Az EU keretrendszerei és szabályozása viszont nem teszi lehetővé ezen területek kihasználását. Ez a mitigációs törekvések és az alkalmazkodási célok eléréséhez segítséget nyújthat, hiszen a nem használt területeken erdőtelepítéssel mindkét célt elérhetjük. Ez egyben a kibocsátás csökkentési vállalkásoknak is megfelel, másrészt munkahelyteremtéssel számos szociális kérdésre is választ adhat.

A klímaváltozás ökológia kérdései kiemelt szerepet kell hogy játszanak Magyarországon, hisz a várható változások nagyobbak, mint a globális változások. Másrészt a Kárpát-medence egyedi természetföldrajza, így érzékenysége és sérülékenysége fokozott figyelmet kelt.

Nagyon fontos, hogy az klímaváltozás elleni küzdelemben az adaptáció és a mitigáció egymással összhangban legyenek, egymás hatását segítsék. Tehát olyan alkalmazkodási lehetőségeket kell előtérbe helyezni, melyek egyrészt csökkentik az éghajlatváltozás káros hatásait (hozzájárulnak a mitigáció céljaihoz), másrészt egyéb előnyökkel, többlet-hasznokkal járnak. Ebben megmutatkozott a Nemzeti Éghajlatváltozás Stratégia egyik fő célkitűzése, hogy megerősítse és megnövelje Magyarország alkalmazkodóképességét az éghajlatváltozással szemben.

Mind az adaptációs, mind a mitigációs törekvéseknek figyelembe kell venni az ökoszisztéma szolgáltatásokat, hiszen a gazdaság és a társadalom is ezekre szolgáltatásokra támaszkodik. Az Ökoszisztéma által nyújtott szolgáltatás szinte az egyetlen, amely nélkül a többi szektor nem is létezhet, így annak változása kedvezőtlenül hat a többi szektorra, ezért annak védelme és védelmének előtérbe helyezése a legfőbb kihívás lesz a klímaváltozás kérdéskörében. Megváltozása károsan hathat a mikroklimára, a talaj vízháztartására így a vízminőség fenntartására, de akár említhetnénk a társadalmi és gazdasági hatásait is. Megváltozása a többi szektoron keresztül befolyásolja mindennapi életünket.

Az IPCC éghajlati hatásokkal, sérülékenységgel és alkalmazkodással foglalkozó munkacsoportja az éghajlatváltozáshoz való alkalmazkodás kapcsán a következő szempontokat fogalmazta meg:

- A társadalom ma is alkalmazkodik megelőzéssel, védekezéssel az éghajlati hatásokhoz, de elavult eljárásokkal, elszigetelt megoldásokkal. Ezeket kiinduló szempontként kell kezelni.
- Klímaváltozási szempontból a világ különböző térségeinek sérülékenysége nem csak az éghajlati kockázatokról, de a régiók fejlettségétől is függ.
- A fenntartható fejlődés érvényesítése ellenállóbbá teszi az országokat a klímaváltozás hatásaival szemben.
- Az alkalmazkodás lépései nem kerülhetnek ellentmondásba a kibocsátás-csökkentéssel.
- A felsorolt szempontok mind a szakterületi, mind a horizontális feladatok kialakítása során támpontul szolgálnak.

Az ökoszisztémák két módon alkalmazkodhatnak a megváltozott feltételekhez, az autonóm és a tervezett adaptációval. Ám a klímaváltozás hatásaival szemben nem biztos, hogy az önálló alkalmazkodás sikerrel járhat, így a megfelelő tervezéssel és felkészüléssel segíthetünk a természet és a természetes élőhelyek alkalmazkodóképességének fenntartásában. Az ökoszisztémák alkalmazkodóképességét alapvetően a élőhely állapota határozza meg. Minél változatosabb, minél diverzebb egy élőhely, annál inkább nagyobb az alkalmazkodó képessége. Ám egy-egy élőhely adaptációs készségét nagyban befolyásolja a környezete és a környezetének átjárhatósága. Rendelkezik-e a kultúrtáj a megfelelő ökológiai menekülő útvonalakkal, megfelelően átjárható-e a fajai számára. Így fontos szerepet játszik az alkalmazkodásban a területek természetességének fenntartása és helyreállítása.

Jelentős klímaváltozás esetén (amire a következő évtizedekben nagy esély van) a biológiai sokféleség megőrzéséhez az szükséges, hogy a természetvédelmi szempontokat minden érintett szektor tevékenységébe integráljuk. Ágazatközi együttműködés és összehangolt szabályozás nélkül eredményes alkalmazkodás nem képzelhető el. Ez jelentős részben a már folyamatban levő programok (agrár- és erdő-környezetvédelmi program, a természetes folyamatokra alapozott, folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodás, az ökológiai szempontokat is figyelembe vevő EU Víz Keretirányelv) kiteljesedését és ökológiai szempontok szerinti esetleges továbbfejlesztését jelenti. Kiemelt feladat kell hogy legyen a helyben történő beavatkozások elősegítése, a biodiverzitás megőrzése és gazdagítása, a fajok megőrzése és menekülő útvonalai kiépítése.

A NÉS által megfogalmazott horizontális feladatok:

- A természetvédelem klímapolitikájának kialakítása és összehangolása az erdészeti, agrár-, energia- és vízgazdálkodási szektorokkal;
- a természetvédelmi szempontok érvényesítése az ágazati jogszabályokban és támogatási rendszerekben;
- a természetvédelem klímapolitikájának összehangolása az agrár- és erdő- környezetvédelmi programokkal, a Víz Keretirányelv tevékenységével és a vidékfejlesztési politikával;
- az éghajlatváltozás ökológiai szempontjainak (pl. biológiai sokféleség megőrzése) beépítése a területi szabályozási tervekbe és a szakhatósági engedélyezések rendszerébe, valamint fenntartható használatához kialakítandó eszközrendszerbe.
- Állandó ágazatközi klímapolitikai szakmai-konzultációs testület létesítése az adaptációs tevékenység továbbfejlesztésére, a többi szektorba való integrálás elősegítésére.
- A tudásalap szélesítése, tudományos kutatások indítása és folytatása a klímaváltozás ökológiai hatásainak feltárására a sikeresebb alkalmazkodás érdekében.
- A társadalom tudatosabbá tétele a téma iránt, minél szélesebb társadalmi kör bevonása az intézkedésekről szóló döntésekbe és azok végrehajtásába.
- A klímaváltozással kapcsolatos ökológiai változások figyelemmel kísérésére országos monitoring-hálózat kialakítása a meglévő monitorozó rendszerek hálózatába integráltnak, lehetőség szerint nemzetközi monitorozó hálózatokhoz kapcsolódva.

Mindezek tükrében kijelenthető, hogy a klímaváltozás káros hatásainak megelőzése és az azokhoz való alkalmazkodási technikák kifejlesztése nem szétválasztható, a célokat nem lehet csak kormányzati vagy civil szinten kezelni. A klímaváltozásra való felkészülést csak komplexen lehet kezelni. Fel kell készülni a szélsőséges meteorológiai események megelőzésére, a felkészülésre, a védekezésre, a kárenyhítésre és a helyreállításra. Egyúttal meg kell teremteni a harmóniát a társadalom, a természet, a gazdasági élet és az intézményi rendszer között, hiszen ezek a nagy rendszerek szorosan és elválaszthatatlanul kapcsolódnak össze. Ezek megléte mellett és rendszerük működésének segítségével meg lehet teremteni a fenntarthatósághoz vezető utat.

1.3. Klímapolitika: elmélet; gyakorlat és ökológiai hatások

Az eddigi ökológiai és klimatológiai kutatások alapján egyértelműnek tűnik, hogy az emberi tevékenység jelentős hatást gyakorolt a föld éghajlatára. Az emberiség mindezt felismerve különféle gazdaságpolitikai eszközöket próbál alkalmazni annak érdekében, hogy a földi ökoszisztémát érő negatív gazdasági hatásokat csökkentse, valamint hogy olyan gazdasági szerkezetet – termelési módok, ösztönző-rendszereket stb. – alakítson ki, amely hosszú távon fenntartható. Ezek a gazdaságpolitikai eszközök a legkülönbefélebb szándékolt és nem szándékolt hatást gyakorolják a földi ökoszisztémára. Éppen ezért, amikor az ember és a földi ökoszisztéma egymáshoz való viszonyáról beszélünk, akkor nem egy egyszerű, egyirányú oksági jellegű, „egyik meghatározza a másikat” típusú oksági kapcsolatról beszélünk, hanem egy ennél bonyolultabb kölcsönhatásról.

Az következő néhány oldal ennek a kölcsönhatásnak a „visszacsatolás” részéről fog beszélni, azaz arról, hogy az emberiség milyen klímapolitikai eszközöket dolgozott ki, és alkalmazott mindeztidáig. Külön kitérünk majd a várható ökológiai hatásokra. Az emberiség hosszú évtizedek óta foglalkozik a fenntartható környezet problémájával, ennek megfelelően a kérdés közgazdasági tárgyalásának könyvtárai irodalma létezik. Ebből a hatalmas irodalomból azokat a kérdéseket próbáljuk kiválasztani, amelyek a közeljövőben várható környezetpolitikai intézkedések ökológiai hatásainak megértéséhez, valamint a környezetpolitikai intézkedések formálásához véleményünk szerint hasznosak. Tárgyalásunk egyszerű, a matematikai eszköztárat nélkülöző, grafikus jellegű, normatív, azaz értékítéletektől mentes, leíró jellegű. Az érdeklődő olvasó részletesebb és egzaktabb ismertetést találhat pl. K. G. Mäler és J. R. Vincent (ed.), Jeroen CJM van den Bergh (ed.) valamint Kneese†, A. V. and Sweeney, J. L. (ed.) által szerkesztett kézikönyvekben.

A kérdéskör tárgyalásánál az egyik legnagyobb problémát az okozza, hogy a tudományos ismeretek társadalomba való beépülésének, beágyazódásának folyamata bár régóta tanulmányozott, mégis kevésbé ismert. Ezért röviden ismertetjük az új intézményi iskola meghatározó tudósának ezzel kapcsolatos nézeteit (Williamson, 2000.), amely segítséget nyújt, hogy a különböző absztrakciós szinteken mozgó elméletrengetegben eligazodjunk. Ezt követően bemutatjuk az egyik legfejlettebb környezetpolitikai eszköz, a szén-dioxid kereskedelem működési mechanizmusát. Végezetül nagyon röviden összefoglaljuk az Európai Unió aktív és tervezett környezetgazdasági intézkedéseit, és ezek lehetséges ökológiai következményeit.

1.3.1. Tudományos eredmények társadalmi beágyazódása

A tudományos kutatásokat alapvetően meghatározza a mögöttes kulturális beágyazottság, ez a nehezen meghatározható fogalom, amely ebben a kontextusban talán azoknak a kérdéseknek az összességét jelenti, amelyet a társadalom fontosnak gondol. A tudományos felismerésekből lassan, évtizedek alatt lesznek konkrét intézmények (pl. UNFCC) és intézkedéscsomagok (jogszabályok, pénzügyi és egyéb erőforrások). A konkrét intézkedéseket, törvényeket az egyének saját céljaiknak megfelelően alkalmazzák, ennek eredménye lesz egy megvalósult intézkedéscsomag, amely az egyéni érdekek torzítása miatt nem

feltétlenül egyezik meg az eredeti célkitűzéssel – akár teljesen ellentétes hatású is lehet. Ráadásul a megvalósult társadalmi intézmények hatékonyságának kvantitatív értékeléséhez bizonyos idő szükséges, hiszen a statisztikai értékelés minőségét nagymértékben meghatározza a mintanagyság. Végezetül a kvantitatív értékelések statisztai módszereken alapulnak és ennek megfelelően előre meghatározott mértékű, első és másodfajú hibáktól, valamint számtalan egyéb statisztikai problémáktól (pl. kismintás torzítás) terheltek.

Mindez oda vezet, hogy a gazdaság „intellektuális szférájának pillanatképe” számtalan egymással versengő elmélet keveréke. Ahhoz, hogy ebben az elméletrengetegben eligazodjunk, szükség van valamilyen meta-modellre (elméletek és szerepükről alkotott elméletre). Az emberiség történelme folyamán számtalan ilyen meta-modellt dolgozott ki, a továbbiakban Williamson (2000) elképzeléseit alkalmazzuk a környezetgazdasági problémákra. Az 1.1. ábra a tudásfolyamatokat és az intézményeket mutatja be.

Tudás társadalmi hasznosításának modellje az intézményi közgazdaságtanban			
Absztrakciós szintek	Főbb elemei	Változás sebessége	Környezetgazdasági példák:
1. Szint	Beágyazottság: - absztrakt informális intézmények - szokások, kultúra gondolkodásmódok	100-1000 évente	Ember környezethez fűző viszonya: - földanyától - természet meghódítása
2. Szint	Formális intézmények: - kormányzat, bürokrácia - tulajdonjog csere	10-100 évente	Nemzeti és nemzetközi szervezetek: - Környezetvédelmi minisztérium - UNFCCC, EU
3. Szint	Tényleges intézményi működés: - Konkrét játékszabályok - Érdekcsoportok befolyása	1-10 évente	Intézmények közötti szerződések: - Kiotói megállapodás - EU környezetvédelmi céljai
4. Szint	Játékszabályok napi alkalmazása: - Erőforrások elosztása - Árak, mennyiségek, adókulcsok	folyamatos	Intézmények napi működése: - Beruházási döntések - pl. CO2 kvóta piaci árának ingadozása

1.1. ábra: Az intézményi gazdaságtan alkalmazása a környezetgazdaságra, Williamson, 2000 alapján, azt átdolgozva.

Az ábra az absztrakciós szinteken lefelé halad, a legabsztraktabb ismeretektől, intézményektől közelít a konkrétabb felé. Értelemszerűen, minél magasabb absztrakciós szinten mozgunk annál általánosabb kutatásunk alanya, következésképpen annál nehezebben megfogható dolgot elemzünk. Éppen ezért az ábrához fűzött magyarázatok is a nehezebben megfogható utalásoktól a könnyen megfogható gyakorlati példákig terjednek.

A legfelső absztrakciós szint ebben a kontextusban az ember természethez való viszonyát jelenti. Egy végtelenül leegyszerűsített mégis általánosan elterjedt elképzelés szerint a természetes közegben élő ember a természethez fűződő egységét kifejező szimbólumvilág helyét a természet meghódítása, majd a fenntartható fejlődés ideája vette át. Céljainknak ez az egyszerű elképzelés is megfelel, ugyanakkor fontosnak tartjuk felhívni a figyelmet, hogy a tényleges folyamat vélhetően teljesen más volt, a folyamat pontosabb leírását megtalálható, pl. Jared Diamond (Diamond (2005)) műveiben.

A fenntartható fejlődés ideájának megszületésétől jelentős idő telt el a globális környezetvédelem lehetőségét megeremtő intézmények kialakulásáig. Mégis idővel környezetvédelem először nemzeti szinten, majd nemzetközi szinten eljutott arra a szintre, hogy az erőforrások elosztását különféle mechanizmusokkal befolyásolni lehet.

Ezeknek a mechanizmusoknak tervezésekor, valamint vizsgálatakor közös kiindulópont a környezeti erőforrások sajátos jellege: A környezeti erőforrások közjavak, vagy kvázi közjavak jellemző példái, az egyszerűség kedvéért mi a továbbiakban a közjavaknak elnevezést fogjuk használni. Ezeket a fogalmakat a létező legegyszerűbb módon mutatjuk be, egy részletesebb elemzés található bármelyik sztenderd mikroökonómiai könyvben (Pl. Varian (1992)). Ezeknek a jószágoknak két alapvető megkülönböztető tulajdonságuk van:

- **Kizárhatóság:** A közjószág olyan jószág, amelynek fogyasztásából más fogyasztók nem zárhatók ki,
- **Rivalizálás:** valamint fogyasztásuk nem zavarja meg a többi fogyasztót.

Klasszikus tankönyvi példa erre a föld klímája. Ezeknek a javaknak a társadalmilag optimális termelésére és elosztására a klasszikus piaci mechanizmus még az elméleti modellek szintjén is csak nagyon speciális esetekben alkalmas. Ennek megfelelően különféle elméleti irányzatok születtek a piaci mechanizmusok kijavítására. Leegyszerűsítve kétféle fundamentálisan különböző irányzat különböztethető meg:

- Az egyik irányzat (Pigou, A.C. (1932)) az állami beavatkozásban látja a megoldást, melynek formája lehet szabályozás, különféle adók stb. Ezen irányzat képezi a szellemi háttérét a gazdasági tevékenységek környezetvédelmi szabályozásának.
- A másik gondolati kör (Coase (1960)) a piaci mechanizmusok „kijavítására” helyezi a hangsúlyt mégpedig oly módon, hogy a tulajdonjogokat pontosan definiálva legyenek. Értelemszerűen ha egyszer a tulajdonjogok pontosan vannak definiálva, és valamilyen okból a kiinduló allokáció nem hatékony (azaz lehetőség van kölcsönösen előnyös cserére), akkor a piaci szereplők csere segítségével oly módon igazítják ki az erőforrás-elosztást hogy „mindenki jól járjon”.

Ennek a két iskolának a követői az idők folyamán számtalan különféle mechanizmust dolgoztak ki, ide tartoznak a különféle adózási sémák, aukciók, kvótakereskedési rendszerek stb. Létrejött továbbá egy mechanizmus-tervezésnek (mechanism design) nevezett tudományág, amely matematikai (játék elméleti stb.) módszerek segítségével elemzi ezeket a mechanizmusokat. Sajnos ezeknek a munkáknak a végkövetkeztetése az, hogy egyik iskola által javasolt mechanizmusok sem vezetnek minden esetben közgazdaságilag optimális megoldáshoz (Baliga, Sandeep and Maskin, Eric (2003)). Éppen ezért a gazdaságpolitikai gyakorlat is kénytelen a különböző tökéletlen megoldások között egyensúlyozni.

Ezek az elméleti irányzatok tökéletlenségük ellenére is formálni tudták a gazdasági gyakorlatot, hiszen megeremtették azokat az intézményi kereteket, amelyekkel egyáltalán befolyást lehet gyakorolni a gazdaság szereplőire.

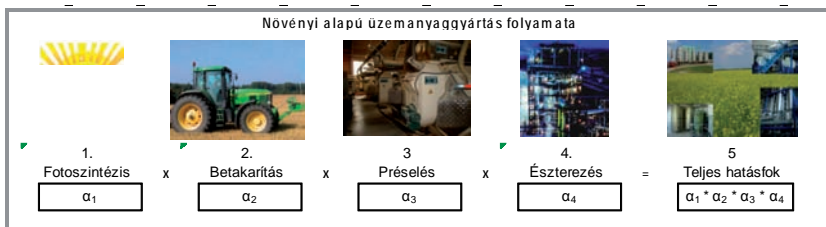
A harmadik absztrakció szint ezeket az intézményeket tölti meg tényleges megállapodásokkal. Az ilyen megállapodások közül a legjelentősebb a Kiotói egyezmény, amely megteremt az országok közötti kvótakereskedés alapjait. Számtalan egyéb megállapodás is létrejött, most röviden bemutatjuk az Európai Unió jelenleg elfogadott, valamint a közeljövőben várható intézkedéseit. A táblázat harmadik oszlopában bemutatott sebességi korlátok miatt nem ismertetünk olyan elképzelést, amelyet a jelenlegi intézmények nem tárgyalnak konkrét javaslatként, hiszen azok bevezetésére a következő öt évben nagyon kevés esély van. Nem foglalkozunk továbbá az első iskolához tartozó, állami szabályozáson alapuló intézkedésekkel, mivel ezeknek az intézményeknek (pl. minisztériumok) működése közismert.

Célkitűzések rendszere: Jelenleg működő környezetvédelmi programok kvantitatív célkitűzésen alapulnak. Egy tipikus kvantitatív cél lehet pl. az, hogy legyen 30%-os kibocsátás csökkentés az 1990-es szinthez képest. A kvantitatív célkitűzések rendszerek általános a mai gazdasági gyakorlatban, a fiskális, vagy monetáris politika, vagy a multinacionális vállalatok hasonló elven működnek. Ennek megfelelően ennek a rendszernek számtalan hiányossága ismert, de az eddigi újrastrukturálási kísérletek (pl. Koppenhága) nem jártak eredménnyel.

Emisszió-kereskedelem: Legfejlettebb, legrégebben működő rendszer, melynek célja a globális felmelegedést okozó gázok kibocsátásának csökkentése. Mivel ez a legfejlettebb, ugyanakkor kevésbé ismert rendszer, ezért a piac működését szemléltető példaként részletesen ismertetjük.

Közlekedés és szállítmányozás: Célja a megújuló energiák használatának növelése a közlekedésben és szállítmányozásban. Ennek eszköze a kötelező bekeverési arány (amely az EU-ban 2020-ra átlagosan 10%), amely előírja az üzemanyag értékesítésekor a minimális megújuló (növényi, vagy állati olajból stb. előállított) részarányt. Amíg az USA-ban elsősorban a bio-ethanol („bio-benzin”), addig Európában a biodízel terjedt el. A rövid távú megingások ellenére hosszú távon a kilátások összességében két okból kedvezőek ebben a szegmensben. Egyrészt bizonyos olajárszint felett a kereslet gyakorlatilag „végtelenné” válik, másrészt az Európai Unió jelenleg elfogadott kvantitatív céljainak teljesítéséhez a jelenlegi piaci méret hatszorosára kell, hogy bővüljön.

Ennek a környezetvédelmi intézkedéscsomagnak az ökológiai hatásairól számtalan tanulmány született, ezek bemutatásával a téma ellentmondásossága miatt nem foglalkozunk. A bio-ethanol és a bio-dízel előállítási folyamatának elemzése hasonló logika mentén történi, ezért itt csak a bio-dízel gyártás többlépcsős folyamatát szemléltetjük (1.2. ábra).



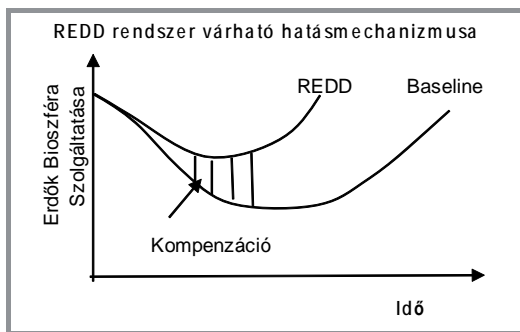
1.2. ábra: A bio-dízel gyártás többlépcsős folyamata

Ami az ökológiai következményeket illeti, a közeljövőben várható olyan növények vetési területének elterjedése, amelyek fenti ábra szerint definiált hatásfoka magas. Jelenleg bio-ethanol gyártására leginkább repcét és pálma-olajat; bio-ethanol gyártására pedig cukornádat és a kukoricát alkalmazza.

Miután a fenti folyamat messze legbonyolultabb lépése a fotoszintézis, ezért a kutatás főiránya olyan élőlényekre irányul, amelyek fotoszintetikus hatásfoka magas. Több kormányzati és multinacionális vállalat is támogat például algatermesztéssel kapcsolatos kutatásokat. A témáról bővebben ír pl. Gouveia, Luisa and Oliveira, Ana (2009).

Megújuló energia és energiatakarékosság: Az EU célul tűzte ki, hogy 2020-ig az energiatermelés bizonyos aránya (országanként változó, átlagosan 20%) megújuló energiaforrásból származzon. A megvalósítás konkrét mechanizmusa jelenleg nem ismert. A ipari alkalmazás szintjén álló lehetőségek a vízenergia-, a napenergia-, a geotermikus energia- és végezetül a biomassa hasznosítása.

Habár környezeti hatástanulmányok valamennyi megújuló energiaforrás esetén azonosítottak környezeti hatásokat, nagyléptékű környezeti hatás leginkább a biomassa alapú villamos áram és hőtermelés elterjedése esetén várható. Értelemszerűen itt a biomassa alapanyagot jelentő energiaültetvények elterjedésére gondolunk.



1.3. ábra: Erdőterületek megőrzéséből származó kibocsátás-csökkentés (magyarázat a szövegben)

REDD (Erdőterületek megőrzéséből származó kibocsátás-csökkentés): Habár a koppenhágai klímakonferencia lényegében kudarccal végződött, pozitívként mégis kiemelhető az erdővédelmi programok (REDD: Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation) nevesítése és fontosságának elismerése. Ugyanakkor a program finanszírozása és pontos működési mechanizmusa egyelőre nem ismert. Éppen ezért hangsúlyozzuk, hogy a következő vázlatos ismertetés spekulatív, melynek célja lényegében az, hogy a nyitott ökológiai kérdésekre felhívja a figyelmet (1.3. ábra). Vélhetően minden ország, vagy térség számára meghatározni egy alapszintet (baseline), amelynél kisebb mértékű csökkenés, vagy nagyobb mértékű növekedés esetén az adott ország/térség pénzügyi kompenzációra jogosult. Ez a kompenzáció a tervez szerint csökken majd az erdőpusztulás ütemét, különös tekintettel a fejlődő országokban található esőerdőkre. A program hatékony működéséhez értelemszerűen hatékony ökológiai monitoring rendszere, valamint

az erdők bioszféra szolgáltatásainak komplexebb megértésére van szükség. Rendkívül fontos felismerni, hogy az emberiség jelenlegi technológiai fejlődés mellett nem képes erdőket „előállítani”, ezért egyetlen lehetőség a különféle bioszféra szolgáltatások megőrzésére a már meglévő erdők védelme.

1.3.2. CO₂ kvóta rendszer működésének bemutatása

Tovább haladva az absztrakttól a konkrétumokig és ezzel tovább szűkítve az elemzés tárgykörét a következőkben bemutatjuk, hogy milyen módon működik a legfejlettebb környezetvédelmi rendszer, a CO₂ kvóta-kereskedés (1.4. ábra). Most tehát Williamson osztályozása alapján a harmadik és negyedik absztrakciós szinten mozgunk, azaz a fejezet végére bemutatjuk, hogy milyen módon alakítja a fenntartható fejlődés ideája egy környezetvédelmi termékekkel foglalkozó bróker mindennapjait.

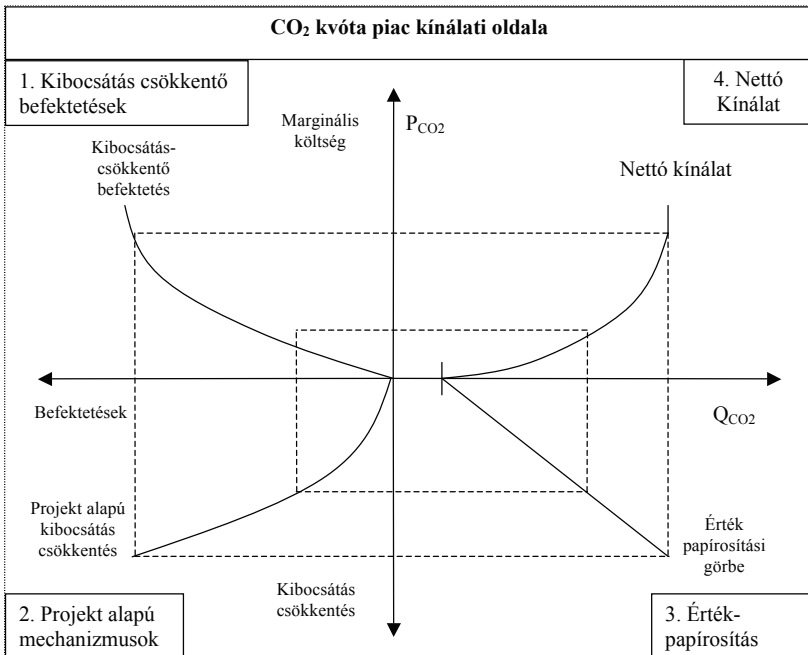
Az összes fent említett intézmény bemutatására helyhiány miatt nincsen lehetőség, mi úgy véljük, hogy aki a CO₂ kereskedés alapelveit és működési mechanizmusát megérti, az ezeket az alapelveket jó eséllyel alkalmazhatja bármelyik másik coarse-i alapokon nyugvó rendszerre is. Bár részeredmények szintjén a következőkben részletezett modell ismert, mégis a szintézis módja újszerűnek tekinthető.

Módszertan: A közgazdaságtan jellemzően csak pozitív mennyiségekkel dolgozik, éppen ezért a koordináta rendszernek jellemzően csak a jobb-felső Q1-es részét használja. Mindezt kihasználva a közgazdászok a kezdetektől végrehajtottak különféle, egyéb természetudományok és a matematika számára szokatlan koordináta rendszer transzformációkat. Ilyen pl. a két egymással szembeállított koordináta rendszer - az Edgeworth-doboz - vagy a Hick-féle négyrészes ábra. Mi ez utóbbit fogjuk felhasználni a CO₂-kvóta keresletét és kínálatát meghatározó piaci összefüggések grafikus szemléltetésére.

Piaci Kereslet: Az alábbi ábra Q1 szemlélteti a piaci keresletet, amelyet az alábbi mechanizmus határoz meg:

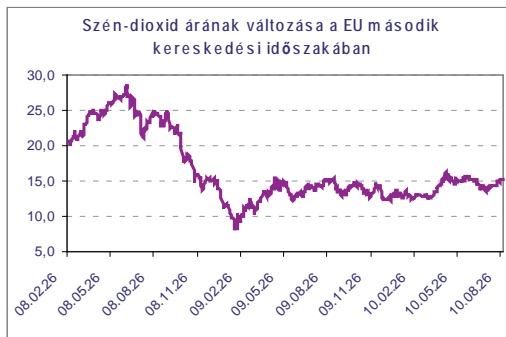
1. Pozitív CO₂ ár arra ösztönzi a rendszerbe bevont szereplőket, hogy kibocsátásukat csökkentsék, ezt szemlélteti a Q2-es ábrára a kibocsátás-csökkentési görbe. Erre rövid távon (közgazdaságtan rövid táv alatt azt az időszakot érti, ameddig tőkeberuházásra nincsen mód) azonban korlátozott lehetőség van; például egy energiakonzern, amelyik szén és földgáz tüzeléssel egyaránt rendelkezik, eldöntheti, hogy melyik üzemanyagot használja fel áramtermelésre, de nem építhet egy új szélerőművet. Magas CO₂ ár esetén jobban megéri földgázt égetni, amíg alacsony ár esetén a széntüzelés a kedvezőbb. Éppen ezért a rövid távú kibocsátáscsökkentési görbe felülről korlátos, adott mennyiségnél nagyobb csökkentésre technológiai okok miatt egyszerűen nincsen lehetőség. Hosszú távon már lehetőség van tőkeberuházásra, építhetők szél/nap-erőművek, ezért hosszú távon a kibocsátás csökkentés korlátlan, akár olyan gazdasági szerkezet kialakítására is van (elvi) lehetőség, amelyik tisztán karbon-semleges.
2. A kereslet következő meghatározó tényezője a kibocsátásra alkalmazott küszöbérték, amelyet elviekben a különféle klímakutatók által meghatározott fenntarthatósági szcenáriók határoznak meg. Ezt szemlélteti a Q3-as kvadráns.

3. Ennek a folyamatnak a segítségével ellenőrzik hogy a kibocsátás-csökkentésre irányuló projekt a különféle előírásoknak (adicionális, stb.) megfelel-e Amennyiben igen, akkor az illetékes hatóság olyan értékpapírt bocsát ki, amely igazolja a befektető által realizált kibocsátás-csökkentés nagyságát.
4. Ez az értékpapír jelenti aztán a nettó kínálat egy részét a szén-dioxid kvóta piacon. Minden azonban kiegészül olyan egyéb értékpapírokkal, amely mögött nincsen valós kibocsátás csökkentés. Ezt illusztrálja az alábbi ábra Q1-es kvadránsának nettó kínálat függvénye.



1.5. ábra: A CO₂ kvóta-kereskedés rendszer kínálati mechanizmusa

Fontos megjegyezni tehát, hogy a nettó kínálati görbe minden pontja egyensúlyi pont. Ugyanakkor létezik olyan kereslet-ár kombináció, amely nem hoz létre egyensúlyi pontot.



1.6. ábra: A CO₂ árának változása az EU második kereskedési időszakában

A keresleti görbét alkotó egyensúlyi pontok halmaza és a kínálati görbét alkotó egyensúlyi pontok halmazának metszéspontja jelentik az egyensúlyi árat. Ez az egyensúlyi ár a tözsdén kereskedett piaci ár modellbeli megfelelője.

A valóságban természetesen számtalan egyéb tényező is meghatározza tényleges piaci ár kialakulását, számít például a nem projekt alapú kvóták kezdeti elosztás, vagy a pénzügyi közvetítők tevékenysége végezetül mindenk felett a piaci bizonytalanság és a várakozások. A coase-i alapokon nyugvó kvázi „mesterséges” piacokon kialakuló egyensúly számtalan egyéb tényezőben is különbözik a természetes piacoktól, a részletek megtalálhatóak pl. Farkas és Hufnágel (2009) írásában.

Áttekintettük tehát, hogy a fenntartható fejlődés ideája, hogyan vezetett különféle intézmények (mint például az UNFCCC) kialakulásához. Láttuk, hogy ezeknek az intézményeknek a kutatásai által meghatározott klímavédelmi célkitűzések (pl. a reverzibilitást biztosító 2 °C-os maximális hőmérséklet növekedés) milyen mechanizmusokon keresztül befolyásolják a gazdasági szereplőket és a gazdasági szereplők egyéni döntései milyen módon formálják a piacot. Úgy véljük, hogy a rendszer megértése nagymértékben hozzájárul majd ahhoz, hogy az ökológiai kutatások gyakorlati alkalmazhatósága növekedjen, és az eredmények ténylegesen hasznosulni tudjanak az emberi civilizáció formálásában.

2. KLÍMA-BIOSZFÉRA KÖLCÖNKHATÁS GLOBÁLIS ÉS NAGYLÉPTÉKŰ KÉRDÉSEI

(irodalmi áttekintés, biomszintű, földtörténeti, szabályozási, biogeográfiai kérdések)

2.1. Az ökoszisztémák működésének általános jellemzői

Az ökológiai rendszer magában foglalja az élőlényeket, élettelen környezetüket, és kapcsolataikat rendszerszemléleti alapon reprezentálja (Kalapos, 2007). Minden közösségszintű ökológiai rendszer működését az abiotikus környezet és a biotikus tényezők befolyásolják. Az abiotikus környezet az élettelen ökológiai tényezőket tartalmazza, amelyek egységei a talaj fizikai és kémiai tulajdonságok felölölő edafikus, a hegyszint feletti magasság, talaj lejtése, stb.) és az éghajlati tényezők (Moser & Pálmai, 1992).

A biotikus tényezők alatt egyrészt a szervezetek kölcsönhatásait (termelők, fogyasztók és lebontó szervezetek kölcsönhatásai) értjük, másrészt az antropogén hatás közvetve vagy közvetlenül jelenik meg. Közvetve azért, hogy a környezet fizikai, kémiai és biológiai feltételeit megváltoztatja, közvetlenül pedig az élőlényekre gyakorolt hatásával (pl. erdőirtás).

Az élőhely és az életközösség dinamikus egységét ökoszisztémának vagy biogeocénózisnak nevezzük, amely meghatározott energiaforgalommal rendelkezik. Az ökoszisztéma viszonylag állandó tér-idő rendszer, amelynek komponensei kicserélődhetnek és megváltozhatnak, ezért nyílt rendszernek nevezzük. A legmagasabb fokú ökoszisztéma a bioszféra, amely a három geoszféra (litoszféra, atmoszféra, hidroszféra) az a közös része, ahol élőlények élnek.

Minden ökoszisztémát meghatározott fajösszetétel és meghatározott egyedszám jellemez. Az ökoszisztémának nemcsak térbeli kiterjedése (biotóp), hanem időbeli változékonysága is van, biológiai egyensúlyban van. Az ökoszisztémában jelen levő fajok között versengés indul meg a forrásokért. A kompetitív kizárás és a korlátozott hasonlóság elve szerint csak azok a fajok élhetnek együtt, amelyek ökológiai helye, niche különbözik (Hutchinson 1957, Hardin 1960). A niche jelentése fülke, tehát úgy értelmezhetjük, hogy az élettér a különböző populációk számára, a források által alkotott, képzeletbeli fülkékékre tagolódik. Két azonos niche-ű populáció tartósan nem élhet ugyanazon a térbeli helyen. A megvalósulás állapotától függően kétféle niche-t különböztetünk meg, az egyik a fundamentális (lehetséges), a másik a realizált (megvalósult) ökológiai státusz. A fundamentális niche azt a teret jelenti, amelyet az élőlénypopuláció teljesen magában foglal el a többdimenziós ökológiai térben. Ha a populáció környezetében ténylegesen rendelkezésre álló forrásokot vesszük figyelembe, a megvalósult niche-hez jutunk. A realizált mindig kisebb a fundamentálisnál, mert a környezeti kényszerfeltételek miatt a populációnak le kell mondania egy vagy több környezeti igényének tökéletes kielégítéséről. (Pásztor & Meszéna, 2007a)

Az ökoszisztémák fontos szerepet töltenek be a bioszféra működésében. Ökoszisztéma szolgáltatásoknak nevezzük azokat a tevékenységeket, amelyek jótékony hatásait az

emberiség élvezi. Ezen szolgáltatások működésüket tekintve több csoportba oszthatóak (MEA, 2005):

- Élmezési szerep: az ökoszisztémák részt vesznek különböző termékek előállításában (például étel, víz, fa, rostok, orvosi és kozmetikai termékek).
- Szabályozó szerep: az ökológiai rendszerek fontos szabályozó szerepet töltenek be a bioszférában, amely vonatkozik a klíma szabályozására, szén tárolására, víz és levegő tisztítására, katasztrófák helyreállítására.
- Kulturális szerep: esztétikai, lelki és feltöltődési élményeket nyújtanak.
- Támogató szerep: az ökoszisztémák fontos feladatai közé tartozik az primer és másodlagos produkció előállítása, a biodiverzitás fenntartása, ásványi anyagok körforgásának fenntartása, talaj képződése. Ezen szolgáltatást az emberek nem közvetlenül érzékelik, ellentétben a fentebb említett három szereppel. Az ökoszisztémák támogató szolgáltatásai és a növények ökofiziológiai tulajdonságai közötti kapcsolat látható az 2.1. táblázatban.

2.1. táblázat: Növények ökofiziológiája és ökoszisztémák szolgáltatásainak kapcsolata (BUCHMANN, 2002)

Növény ökofiziológiai tulajdonságai	Ökoszisztéma szerepe
Fotoszintézis, légzés és párolgás	CO ₂ és H ₂ O nettó ökoszisztéma cserélődés
Szén területi eloszlása (földszín felett vagy alatt), versengés a fajok között, szimbiotikus kapcsolatok	Ökoszisztéma áramainak eloszlása
Növekedés, öregedés, lombhullás	Szénforrás és -nyelő
Ásványi anyagok, klíma, életforma, növény funkcionális típusok, fenológia, lombkorona szerkezet, utódlás	Térbeli és időbeli változékonyság az ökoszisztémák között és belül

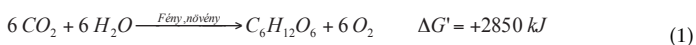
2.2. A bioszféra energia és anyagmérlege

2.2.1. A Föld energiamérlege

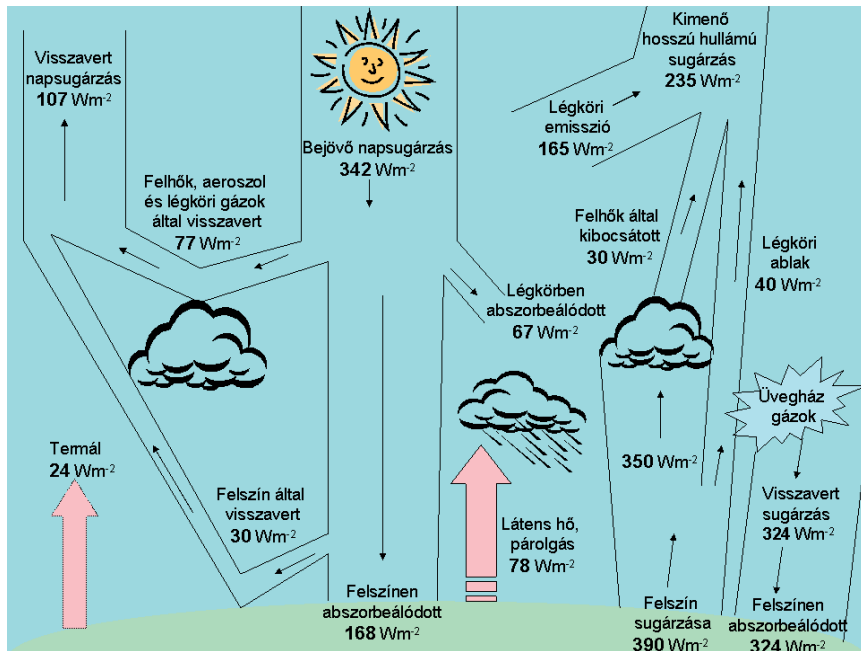
Az élet, így az emberiség fennmaradásának alapja a fotoszintézis, a kizárólagos energiaforrás a Nap. A Föld energiamérlegét mutatja az 2.1. ábra.

Látható, hogy a légkör határára érkező sugárzás (342 W/m²) kb. fele éri el a földfelszínt (168 W/m²). Ennek is csak egy szűk tartománya hasznosul a fotoszintézisben (400-700 nm-es hullámhossztartományba eső fotoszintetikusán aktív radiáció).

A fotoszintézis során a gyakorlatilag korlátlanul rendelkezésre álló fényenergia kémiai energiává alakul át:



$\Delta G'$ a szervezetben létrejövő, hasznos munkára felhasználható szabadentalpia-tartalom növekedésének mértékét jelzi. A növényvilág a Föld felszínére érkező sugárzás 1%-át alakítja át a fotoszintézis során kémiai energiává, ez az energiamennyiség tartja fenn a bioszférát.



2.1. ábra: A Föld energiamélege (HEGERL et al., 2007 alapján)

2.2.2. Biogeokémiai ciklusok

Az élő szervezetek testének felépítésében mintegy húsz kémiai elem vesz részt, ezek egy részére nagy mennyiségben van szükségük (makro tápanyagok: C, N, P, H, O), míg a mikro tápanyagok kis mennyiségben szükségesek (S, K, Na, Ca, Mg, Fe, stb.) A különböző biogeokémiai ciklusok anyagfélésekenként léteznek, de ezek egymástól nem határolhatók el. A bioszférában az anyag különböző formákon keresztül állandó körforgást végez (Szabó, 1989).

A szén a táplálkozási láncokban a fotoszintézis alkalmával csaknem teljes egészében CO_2 -ként lép fel. A szén ciklus során a szén, mint fixált szén, szerves kötésben halad a táplálkozási láncban keresztül és energia-felszabadító folyamatok során a légkörbe széndioxidként távozik. Az olyan szénvegyületek, mint a metán gyorsan CO_2 -dá oxidálódnak, a geológiai üledékek szénét pedig eróziós folyamatok oldják fel.

A hidrológiai körforgalmat a napenergia és a földi gravitáció hajtja. A teljes inszolációnak több, mint 80%-a vizet párologtat. A légköri vízgőz kondenzálódik és a gravitáció hatására mint csapadék hullik alá. A párolgás során felszabaduló energia a légkörben mint hő szóródik szét. A Földön előforduló összes víz csaknem 95%-a kőzetekben kémiaiilag és fizikailag kötött van jelen és nem cirkulál. A visszamaradó rész 97,3%-a az óceánokban, 2,1%-a a sarki jégsapkákban és gleccserekben van, míg a többi édesvíz (légköri vízgőz, belvíz, talajvíz). A víz körforgásának sebessége a felszín és a légkör között nagyon gyors, a teljes atmoszférában jelen levő vízgőz évente több, mint 32-szer csapódik le és tér a párolgással újra vissza.

A nitrogén körforgásában a legnagyobb mennyiséget a levegő tartalmazza, és a növények többsége képtelen közvetlenül felhasználni. Ezt csak a talajban lakó nitrogénkötő baktérium fajok képesek elvégezni. A nitrogén megkötéséből az ammónia ammóniumvegyületekké, ill. a nitrifikáló baktérium hatására nitráttá alakul át. Ezek már vízben oldható és a növények számára is felvehető táplálékok. A nitrifikáló baktériumok az ammóniumvegyületek egy részét nitráttá, majd nitráttá alakítják át. A fel nem használt nitrátokat a baktériumok visszaalakítják nitráttá, majd molekuláris nitrogénné, amely visszajut a levegőbe.

A foszfor körforgása során a víz a foszfátokat kioldja a kőzetekből. A növények a foszfort a szervesen vegyületek vizes oldataiból veszik fel, az állatok a növényi táplálékkal jutnak hozzá. Az elpusztult élőlényekből a baktériumok szabadítják fel a foszfor tartalmú szervesen vegyületeket. A talajból kimosott foszfor az édesvizeken keresztül a tengerekbe kerül, majd a tengerek halaiba jutva a ragadozó madarak közvetítésével újra kikerül a szárazföldre guanó formájában.

A Ca-körforgásnak fontos szerkezeti és szabályozó szerepe van a növényekben, egyes algák és gerinctelen állatok külső vázának, továbbá a gerincesek csontozatának fő alkotóeleme, üledékes ciklusának fő forrásai és nyelői a kőzetek. A kén körforgása során kevés légköri komponenssel rendelkezik (kénbaktériumok H_2S kibocsátása és vulkáni tevékenység), de egyes aminosavak fontos alkotóeleme (pl. metionin).

Az emberi tevékenységek miatt az ökoszisztémák anyagforgalmába a természeteshez képest olyan elemek, vegyületek és radioaktív anyagok is bekerülnek, amelyek az élő szervezetekben feldúsulva káros hatást fejtenek ki. (Sr-90, higany, DDT, stb.)

2.2.3. A bioszféra szén körforgalma és annak megváltozása az antropogén hatások következtében

Az élőlények szerves anyagának egyetlen szénforrása az atmoszférában található gáz állapotú CO_2 vagy az óceánokban és vizekben oldott CO_2 . Ez a CO_2 a fotoszintézis során szervesen anyagból szerves anyaggá alakul át.

A légköri szén-dioxid koncentráció értéke az elmúlt 650000 év alatt 180-300 ppm tartományban ingadozott glaciális-interglaciális időszakoknak (jégkorszakok és a jégkorszakok közötti koroknak) megfelelően. Általánosan elfogadott, hogy a glaciális maximum idején a légkörből távozott CO_2 -ot az óceán nyelte el. Egészen 1750-ig az utolsó 10000 év

során a CO_2 koncentráció 260-280 ppm között ingadozott, a szén-körforgás ember-okozta ingadozásai elhanyagolhatóak voltak a természetes változékonysághoz képest. 1750 óta ez a koncentráció folyamatosan emelkedik, egészen a 2005-ben mért 380 ppm értékig.

A CO_2 légköri tartózkodási ideje elegendően hosszú ahhoz, hogy többé-kevésbé egyenletesen keveredjen el a Föld teljes troposzférájában. Koncentrációja a forrásterületektől eltekintve nagyjából mindenütt azonos, csekély eltéréssel az antropogén forrásokban bővelkedő északi és kevésbé szennyezett déli félgömb között. (Haszpra, 2000)

A növekvő légköri szén-dioxid koncentráció a következő emberi tevékenységekből ered:

- Fosszilis tüzelőanyagok égetése

2005-ben a világ összes kőolaj felhasználása $169362 \cdot 10^{15}$ BTU (1BTU (*British Thermal Unit*)= $1054\text{--}1060$ J), gáz $107613 \cdot 10^{15}$ BTU és szénből $122562 \cdot 10^{15}$ BTU fogyott. Ezen értékek ekvivalens szén-mennyiségben 5000 Tg/év-nek felelnek meg. (EIA, 2006)

- Erdőtirtás

Az erdők elfoglalják a Föld területének 30,3%-át (39520630 km^2). 2000-2005 között az évenkénti változás $-73170 \text{ km}^2/\text{év}$ volt. (FAO, 2007) A változás során 1000 Tg ($1 \text{ Tg} = 10^{12} \text{ g} = 1 \text{ Mt}$) szén mennyiség távozik a légkörbe.

- Cementgyártás (WORRELL et al. 2001, USGS 2006)

2005-ben 2284 Tg cement készült, amely során 307 Tg szén-ekvivalens kibocsátás van, amelyből 160 Tg C a folyamat során szabadul fel, 147 Tg C az energiahasználatból ered.

- Földhasználat megváltozása (biomassza égetés (ITO & PENNER, 2004), ipari termelés, füves területek átalakítása mezőgazdasági területté)

A biomassza égetés 2000-ben 5613 Tg szárazanyag mennyiség volt, amelyből 2814 Tg szárazanyag a nyílt tüzeknek, a maradék pedig a bio-üzemanyagok égetésének tulajdonítható. Összességében 2290 Tg C távozik CO_2 -ként és $32,2 \text{ Tg C}$ metánként. HOUGHTON (2006) vizsgálta a földhasználat megváltozásának nagyságát, azt találta, hogy 1990-1999 között az évenkénti változásból eredő kibocsátás $2,18 \pm 0,8 \text{ Pg C/év}$ mennyiségének felel meg.

A légköri metán koncentrációjának hasonló mértékű emelkedését láthatjuk. A metán (CH_4) koncentráció értéke 1750-ben 700 ppb volt, míg 2005-ben 1775 ppb értéket tapasztaltak. Ennek elsődleges forrásai (az értékek a 90-es évekre vonatkoznak) (STERN & KAUFMANN, 1998):

- Fosszilis tüzelők: $15,2 \text{ Tg CH}_4$ (gázégetés), $18,0 \text{ Tg CH}_4$ (gázellátás), $46,3 \text{ Tg CH}_4$ (szénbányászat)
- Föld feltöltések: $40,3 \text{ Tg CH}_4$
- Tőzegföld, mocsár, termitek: 200 Tg CH_4 (WANG et al., 2004)
- Kérődző állatok: $113,1 \text{ Tg CH}_4$
- Rizstermesztés: $100,8 \text{ Tg CH}_4$

Mind a CO_2 és a CH_4 fontos szerepet játszik a természetes szén-körforgás során, folyamatos áramaik vannak jelen az óceán, a szárazföldi bioszféra és a légkör között. Canadell és

munkatársai (2007) azt találták, hogy 2000-2006 között a légköri széndioxid mennyiségének évi növekedése 1,93 ppm volt, amely megfelel 4,1 Pg C mennyiségnek.

Óceáni szén-körforgás

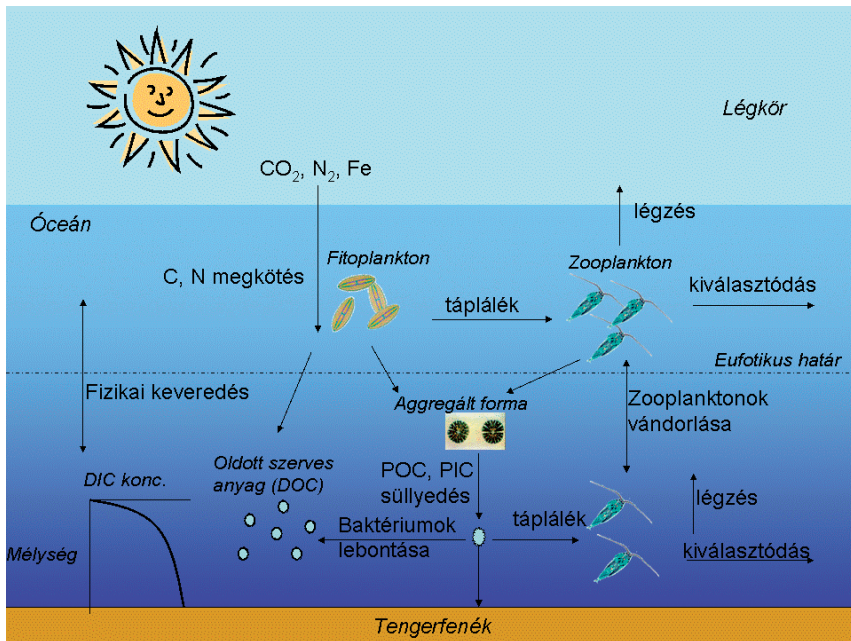
A légkörbe bocsátott szén-dioxid egyik nyelője az óceán. A légkör változó szén-dioxid tartalmára az óceán a lassú átkeveredés miatt nagyon lassan reagál. A globális felmelegedés az óceáni CO₂ felvételét csökkentheti, mivel a felszín közeli vírétegek felmelegedése csökkenti a CO₂ beoldódási sebességét. A szén-dioxid könnyebben oldódik hideg vízben, mint a meleg vízben, de könnyebben oldódik a sós tengervízben, mint a tiszta vízben, mert a tengervíz a természeténél fogva tartalmaz karbonát ionokat.

Az óceáni szén-tartalom három formában található meg. A legnagyobb mennyiségben, 98,1%-ban oldott szervesetlen szén formájában (Dissolved Inorganic Carbon, DIC) van jelen, 1,85%-ban oldott szerves szén (Dissolved Organic Carbon, DOC) és 0,05 %-ban szerves részecskéként (élő vagy élettelen, Particulate Organic Carbon, POC). A szén megjelenési formáinak arányiból kitűnik, hogy az óceánban döntően abiotikus kölcsönhatások, visszacsatolások vannak jelen.

Az óceáni szénkörforgás során három CO₂-pumpát különböztetünk meg (2.2. ábra). A beoldódási pumpa működése során a szén-dioxid és a karbonát ion reakciójaként hidrogén-karbonát képződik. Ezen reakció miatt, a tengervízben a szervesetlen szén csak 0,5 %-ban fordul elő szén-dioxid gázként. Mivel a szén-dioxid szintje ilyen alacsony a tengervízben, több szén-dioxid tud belépni a légkörből a vízbe. Ha a víz a felszínen marad, és felmelegszik, mozgása közben a szén-dioxid relatíve gyorsan visszakerül a légkörbe. Azonban ha a víz lesüllyed az óceánban, a szén-dioxid több mint ezer évig tárolódhat, mielőtt a cirkuláció visszahozná a felszínre. Magas szélességeken a Déli-óceán, valamint az Atlanti-óceán északi részén a Labrador-tenger és az Északi-tenger hideg vize lesüllyed a mélybe. Ennek következtében ezek a területek az óceán fő szén-dioxid nyelői.

A szerves szén-pumpa létrejöttékor a fitoplankton a fotoszintézis során felveszi a szén-dioxidot, a baktériumok elfogyasztják őket. Ily módon a tápanyag és a szén-dioxid visszakerül a vízbe. Ez a folyamat a remineralizáció, vagy vissza-ásványosodás, mely főleg a felszíni vizekben történik. Ha a fitoplankton elpusztul és lesüllyed a mély tengerekbe, az általuk remineralizáció révén fölvert szén-dioxid évszázadokon keresztül elraktározódik, ezáltal csökkentve a globális felmelegedés hatását. A legtöbb ilyen jellegű szén-dioxid elnyelés a magas szélességeken a legintenzívebb, mivel a fitoplanktonok itt olyan nagy tömegben vannak jelen, hogy elpusztulásuk után kellően sok szén-dioxid tud velük lesüllyedni az óceán mélyebb rétegeibe.

A harmadik pumpa CO₂-ot köt meg a mésztartalmú kagylók vázában, a korallokban. Első ránézésre azt vélnének, hogy nagy mennyiségű CO₂ kötődik meg mészkő formájában, de a mészkő tulajdonképpen szén-dioxidot termel. Ennek az oka az a kémiai egyensúly, amely során két hidrogén-karbonát ionból egy-egy víz, CO₂ molekula és karbonát-ion lesz. A mélyebb vizekben lúgosabb a kémhatás, amely a mész oldódásának kedvez, míg a felszíni rétegekben a savasabb kémhatás a CO₂-gáz képződésének. Mivel a korallok döntően meleg vizekben élnek, ezért a keletkező gáz gyorsan eléri a vízfelszínt és a légkörbe távozik.



2.2. ábra: Óceáni szén-pumpák

Szárazföldi szén-körforgás

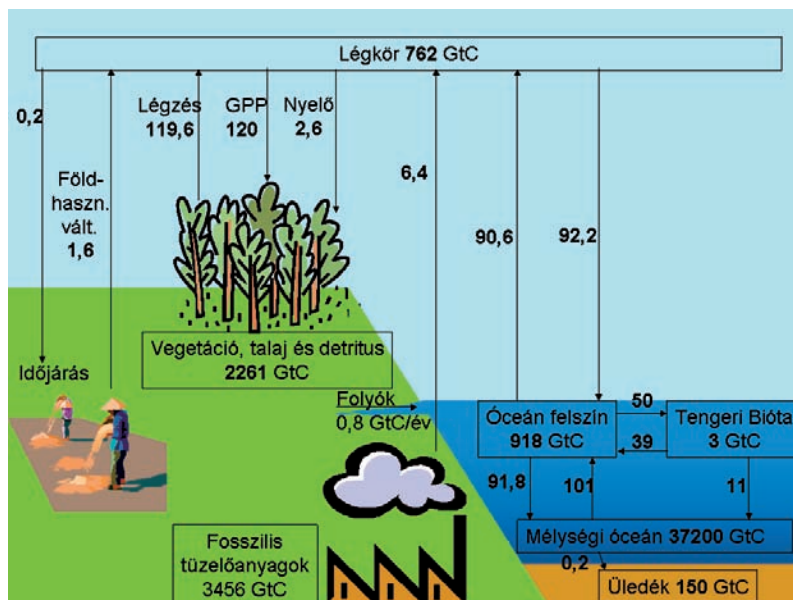
A nettó szén-cserélődés a szárazföldi bioszféra és a légkör között a fotoszintézis által felvett CO_2 és a növények, a talaj légzése, valamint egyéb folyamatok (tűz, szél, rovartermadás, erdőirtás, földhasználat megváltozása) általi kibocsátások különbsége. Az utóbbi 30 évben ez a nettó C-fluxus $-1,0 \pm 0,6$ GtC érték volt. A szárazföldi ökoszisztémákban a szén-körforgásra hatással levő folyamatok:

- Direkt klíma hatások (csapadék, hőmérséklet változékonysága): például a hőmérséklet emelkedésével növekszik talaj légzése.

Légköri összetétel megváltozása (CO_2 trágyázás, táplálék lerakódás, szennyezés): nincs egyetértés a kutatók között, kétharmada a kísérleteknek azt bizonyítja, hogy a CO_2 trágyázásnak köszönhetően nő a nettó primer produkció (NPP). A tűz hatása a legnagyobb a szárazföldi ökoszisztémák és az atmoszféra közötti C-áramnak (a biomassza és a talaj CO_2 -vévái), $1,7$ GtC- $4,1$ GtC oxidálódóik évente tüzek által, ez a szárazföldi NPP 3-8%-a.

- Földhasználat megváltozásával kapcsolatos hatások (erdőirtás, erdőfelújítás, mezőgazdasági gyakorlatok, mindezek örökségei)

A 2007-es IPCC jelentésben (Fischlin et al., 2007) levő szén-körforgalmat mutatja a 2.3. ábra Gt C mennyiségre ($1 \text{ Gt} = 1 \text{ Pg} = 1000 \text{ Tg}$). A ciklus hajtóereje a növények fotoszintézise és minden élőlény légzése.



2.3. ábra: Szén-körforgás (a fluxusok GtC/év egységben értendők)

A természetes hatásokat tekintve az atmoszféra és a szárazföldi bioszféra közötti C-fluxus értéke 120 Gt C/év, az óceánok és a légkör között 70 Gt C/év, de az antropogén CO_2 kibocsátást figyelembe véve az óceánok és a légkör közötti áramlás 90 Gt C/év-re növekszik. A légköri CO_2 -koncentráció növekedése a kilencvenes években $3,2 \pm 0,1 \text{ GtC/év}$ mennyiséggel egyezik meg. (2000 és 2005 között már $4,1 \pm 0,1 \text{ GtC}$ volt a növekedés üteme.) A kibocsátások 6,4 GtC a fosszilis tüzelőanyagoknak és cementgyártásnak köszönhetően, 1,6 GtC a földhasználat megváltozásának követően. Az óceánok CO_2 -nyelőként viselkedve 2,2 Gt C-t vesznek fel évente, a szárazföld pedig 2,6 Gt C-t vesz fel.

Az emberi tevékenységek következtében szennyezzük a környezetet a fosszilis tüzelőanyagok égetésével vagy a földhasználat megváltozásával kapcsolatosan, amelyek a globális szén-egyensúly szempontjából lényeges CO_2 forrásként jelennek meg. A keletkező CO_2 a légkörbe távozik, de az egyensúlyra törekvés miatt a bioszféra nem csupán ezt a részét befolyásolja. A keletkező CO_2 egy része növeli a légköri CO_2 koncentrációt, egy része beoldódik az óceánokba, felveszik az északi vidéki erdők és egy része „eltűnik”, egy reziduális nyelőbe (Woodwell et al., 1998; Hegerl et al., 2007). Az egyensúly egyenlete az 1990-es évi szén-egyensúly értékeit írja le (Gt C mértékegységben).

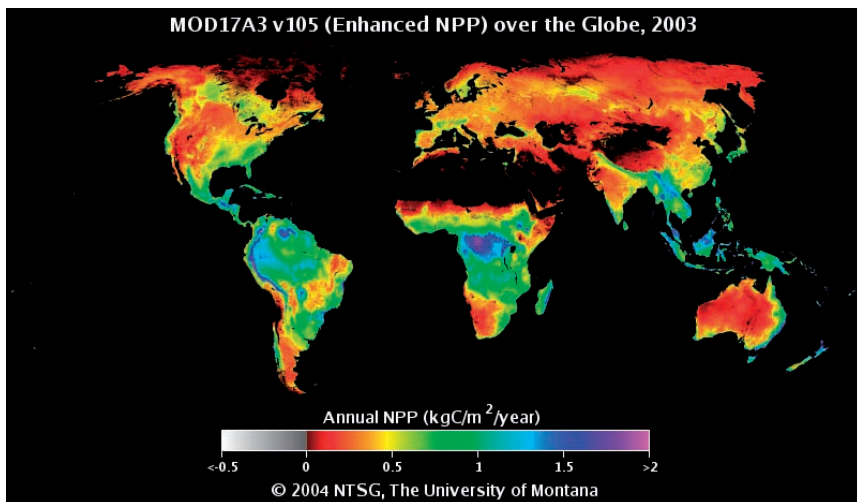
Források		Nyelők								
Fosszilis tüzelőa.	+	Földhaszn. megvált.	=	Légköri növ.	+	Északi erdők	+	Óceán	+	Reziduális nyelv
6,4±0,4		1,6±1,1		3,2±0,1		0,6±0,6		2,2±0,4		2,0±1,1

A különböző ökoszisztémák eltérő módon vesznek részt a globális szén-körforgás fenn-tartásában. A 2.2. táblázatban összefoglaljuk az ökológiai rendszerek kiterjedését, szén-tároló képességét és a légkörbe juttatott nettó CO₂ mennyiség értékeit. A 2003-ra vonatkozó globális NPP értékek a Montanai Egyetem munkájaként látható (2.4. ábra).

2.2. táblázat: Különböző típusú ökoszisztémák mérete és NPP értékei

Ökoszisztémák	Kiterjedés [M km ²]	Széntárolás	NPP (MEA, 2005) [kg C/m ² /év]
Sivatagok	27,7		0,01
Füves területek és szavannák	40 Trópusi: 28 (C ₄) Mérsékelt övi: 15 (C ₃ /C ₄)		0,34 0,49
Tengerparti szárazföldi ökoszisztémák	6		0,52
Erdők	41,6 Trópusi: 17,1 Mérsékelt övi: 10,4 Északi: 13,7	1640 PgC	0,68
Tundra és a sarkvidéki ökoszisztémák	5,6	400 PgC (GRUBER et al. 2004)	0,06
Hegyek	35,8		0,42
Édesvízi lápok, tavak és folyók	10,3	450 PgC (láp)	0,36
Óceánok és tengerek	349,3 (14 milliárd km ²)	38100 PgC (ebből 698-708 PgC szerves és 13-23 PgC biomassza)	0,15

Magyarországon 1998-ban a nettó CO₂ felvétel hektáronként 4,85 t, 1999-ben 3,38 t volt (Haszpra & Barcza, 2001). A mérőpont a felszín felett 82 m magasan van, ami a tornyot övező 200 km²-re vonatkozik, de valószínűsíthető Nyugat-Dunántúl hasonló talaj- és vegetációs területeire. Magyarország antropogén kibocsátása 2004-ben 60 millió t CO₂ volt (16,4 Mt C) (UNFCCC, 2006). A hazai ökológiai rendszerek 2002-2006 között nettó kibocsátók voltak (évi átlagban 8 Mt CO₂-ot mértek). (Barcza et al., 2008)



2.4. ábra: A Föld nettó primer produkció értékei 2003-ban (TURNER et al., 2006)

2.3. Föld-klíma kölcsönhatások

Az éghajlati állapot viselkedésének meghatározó vonása a nemlineáris belső visszacsatolások által keltett szabad változékonyság. Ha egy visszacsatolástól mentes, hipotetikus légkörben a szén-dioxid koncentráció megkétszereződne, akkor ez $+4\text{Wm}^{-2}$ értékű sugárzási kényszert fejtene ki, amit a rendszer hőmérsékletének $1,2\text{ }^{\circ}\text{C}$ -os emelkedése ellensúlyozna (Götz 2004).

Az éghajlat biológiai szabályozását különböző egyensúlyra törekvő szabályozó körök által fejtí ki a Föld. James Lovelock (1990) szerint az éghajlat szabályozása révén a bioszféra tartja a Földet lakhatónak hosszú évmilliárdokon keresztül. Elmélete, mint GAIA-hipotézis lett ismert, kutatásai során az élő Föld és a halott Mars bolygó atmoszférikus összetételét vizsgálva jutott erre a következtetésre.

A globális felszíni évi átlaghőmérséklet egyensúlyi értékének megváltozását a légköri ekvivalens szén-dioxid koncentrációjának megduplázódása esetén egyensúlyi klíma érzékenységnek nevezzük (Hegerl et al. 2007). Effektív klíma érzékenységnek nevezzük akkor, ha az egyensúlyi követelmények nem teljesülnek. Ez a mértéke függ a klíma visszacsatolási folyamataitól, a történeti adatoktól és a klíma állapotától. A klíma érzékenységi paraméter megmutatja, hogy egységnyi változás a sugárzási kényszerben mekkora változást okoz a globális felszíni évi átlaghőmérséklet egyensúlyi értékében (mértékegysége: $^{\circ}\text{C}(\text{Wm}^{-2})^{-1}$).

Az IPCC 2007-es jelentése szerint az egyensúlyi klíma érzékenység valószínűleg (vagyis 66%-nál nagyobb valószínűséggel) 2°C és $4,5^{\circ}\text{C}$ tartományban van, a legjobb becslés 3°C körüli érték. Nagyon valószínűtlen, hogy az értéke $1,5^{\circ}\text{C}$ alatt legyen.

A paleoklíma kutatások azt bizonyítják, hogy a CO_2 keveredési arányával arányos a hőmérséklet változása az elmúlt 220000 év alatt. (Barnola et al., 1987) A metán mennyisége az atmoszférában és a hőmérséklet viszonya szintén szoros összefüggésben állnak (Raynauld et al., 1993). A hőmérséklet és a légköri szén-dioxid koncentráció viszonya és aránya viszont eltérő volt a különböző időszakokban. Az elmúlt 220 ezer évet tekintve 100 ppm CO_2 keveredési arány növekedés 8°C hőmérsékletváltozást hozott maga után, amely $25 \text{ PgC}/^\circ\text{C}$ növekedési aránynak felel meg. Ez a hőmérsékleti érzékenység a kis jégkorszak idején (1600-1900) $40 \text{ PgC}/^\circ\text{C}$, jelenleg (1958-1992) $6 \text{ PgC}/^\circ\text{C}$. (Keeling et al., 1989; Woodwell et al., 1998)

A jövőre vonatkozó légköri átlaghőmérséklet értékek (2.3. táblázat) a szén-dioxid mennyiségével közel lineárisan változik. Az mondható el, hogy 1°C változás 250-350 PgC légköri növekedésnek felel meg a jövőre vonatkozó modellek számításai alapján.

2.3. táblázat: A hőmérsékletváltozás előrejelzései az ekvivalens szén-dioxid mennyiségének függvényében (MEEHL et al., 2007 alapján)

légköri ekvivalens CO_2 tartalom		Hőmérsékletváltozás az ipari forradalom előtti időktől
[ppm]	PgC	$^\circ\text{C}$
350	735	1
450	945	2.1
550	1155	2.9
650	1365	3.6
750	1575	4.3
1000	2100	5.5
1200	2520	6.3

A szabályozási rendszerek fő eleme a visszacsatolási hurok. Ha a visszacsatolási hurok nincs jelen, akkor a klímára érkező teljes hatás a közvetlen külső hatásokból számítható:

$$Y=X \quad (2)$$

ahol Y a kimeneti paramétereket, X a bemeneti paramétereket jelenti.

Ha egy visszacsatolási kör van jelen, akkor:

$$Y = X + g \cdot X = (1 + g)X \quad (3)$$

Ha végtelen sokszor ismétlődhet a visszacsatolási hurok, akkor:

$$Y = X(1 + g + g^2 + g^3 + \dots) = \frac{X}{1 - g}, \text{ ha } g < 1. \quad (4)$$

Ha $1 > g > 0$, akkor pozitív visszacsatolásról beszélünk, ha $g < 0$, akkor negatív a visszacsatolás.

Ha $g > 1$, akkor instabil a folyamat, $Y = \infty$.

A felszíni hőmérsékletet írjuk fel különböző faktorok függvényeként, amelyek maguk is függnek a hőmérséklettől:

$$T_s = f(p_1(T_s), p_2(T_s), p_3(T_s), \dots) \quad (5)$$

Például $p_1(T_s)$ lehet a föld felszínének albedója, vagyis fényvisszaverő-képessége, amely változik, ha a hőmérséklet növekedése hatással van a vegetációra. Ekkor az erősítés értéke:

$$g = \sum_i \frac{\partial f}{\partial p_i} \frac{\partial p_i}{\partial T_s} = \sum_i g_i \quad (6)$$

A klíma leírására használt általános cirkulációs modellek (GCM-ek) néhány fontos visszacsatolási folyamatot tartalmaznak. (Lashof et al., 1997) A legfontosabb a jég albedójának pozitív visszacsatolása, a második pozitív visszacsatolás a légkörben jelen levő vízpárával kapcsolatos. A harmadik visszacsatolás a leginkább bizonytalan nagyságú és irányú, a felhők okozta hatás. Összességében ez a három visszacsatolási hurok erősítési tényezője, g , 0,4-0,78 értékek között mozog.

A visszacsatolások a hatásukat tekintve különböző csoportokba sorolhatók (Hartman et al., 2003). Osztályozhatjuk a bioszféra visszahatásait a légkör viszonyaira aszerint, hogy mértékében jelentős-e, vagy esetleg az ingadozást befolyásolja.

– Felhő és vízgőz visszacsatolásai

A légkör megnövekedett szén-dioxid-koncentrációja az üvegházhatás miatt közvetlenül felfűti a levegőt, ami magasabb hőmérsékleten több vízpárát vesz fel. Ezzel növekszik a hőelnyelés mértéke is, ami a vízpára további felvételét idézi elő. A vízgőz a leghatékonyabb természetes üvegházgáz. Ha az üvegházgáz légköri koncentrációja nő, felmelegedés következik be, aminek közvetett következményeként nő a légköri páratartalom és ezzel együtt tovább erősödik az üvegházhatás. A vízgőz okozta visszacsatolás mértékét (üvegházhatás) nehéz megállapítani, mivel a vízgőz – ellentétben a szén-dioxiddal – nem egyenletesen oszlik el a levegőben.

A légrétegek megnövekedett vízgőztartalma ugyanakkor negatív visszacsatolást is kiválthat. A felhők elnyelik az infravörös sugárzást és az elnyelt mennyiség arányában fejtenek ki melegítő hatást. Ugyanakkor visszatükrözik a napfény egy részét, így nagy mennyiségük gátolja a felmelegedést (Hegerl et al., 2007; Ammann et al., 2007).

– Jég fényvisszaverő képességének (albedónak) visszacsatolása

A légkörben megnövekedett szén-dioxid-mennyiség felmelegíti a Föld felszínét, megolvasztja a jégtömböket. A jég fehér felületként veri vissza a Nap sugarait, és ahogy olvad, helyét a hőt lényegesen jobban elnyelő tenger foglalja el. Ettől gyorsabban olvadnak a jégfelületek, és öngerjesztő folyamat alakul ki (Soden et al., 2006).

– Biogeokémiai visszacsatolások és a szén-körforgás

A teljes szén-körforgás és a kén-körforgás is tartalmaznak fontos visszacsatolásokat. Például a szén-dioxid koncentrációjának növekedése a talaj hőelnyelő képességére hat. A talajban a szén igen finom egyensúlyban raktározódik, és már a hőmérséklet egy kis változása is elég ahhoz, hogy a talaj elkezdje kibocsátani a korábban elnyelt szén-dioxidot. A szén-dioxid koncentrációjának növekedése fokozza az esőerdőkben a növények kilégzését (a transpirációt). Amikor a növények kinyitják a leveleiken elhelyezkedő légzőnyílásokat (sztómákat), elpárologtatják víztartalmuk egy részét.

Egy másik pozitív visszacsatolási folyamat során a globális felmelegedés hatására a metán-hidrátból metán szabadulhat fel. A metán-hidrát szilárd anyag, de instabil elegy, amely alacsony hőmérsékleten képződik a tengerek mélyén, a tengervíz keltette nagy nyomás alatt. A metán-hidrát létrejöttének alapvető feltétele a kellően vastag üledékréteg, amelyben a metán keletkezik. Ha ez az anyag kiszabadul a tengervíz nyomása alól, közvetlenül szublimál és szétoszlik a levegőben, üveggházhatást okozva gyorsítja a globális felmelegedés folyamatát. (Kvenvolden, 1993)

Fontos geológiai negatív visszacsatolás, amely az éghajlat stabilizálásában részt vesz. Ennek során a mélységbe süllyedő mészkő geotermikusan felhevül, majd a reakció során keletkező CO_2 a tűzhányókon keresztül visszakerül a légkörbe, a keletkezett kalcium-oxid reakcióba lép a jelen lévő szilícium-dioxiddal, és bazalttá alakul. A felmelegedett bazalt a vulkanikus folyamatok során a felszínre kerül, és mállást követően újra mészkő (CaO) és homokká (SiO_2) alakul, a körfolyamat folytatódhat. Ez a körfolyamat légkondicionáló szerepet játszik a Föld éghajlatának alakítása során. (Marx, 1993)

– Atmoszférikus kémiai visszacsatolások

Az aeroszolak jelenléte a Föld felszíni hőmérsékletét mintegy 2-3 °C-kal csökkenti, az iparosodott területek felett nagyobb hűlést lehet érezni, mivel a légköri aeroszol részecskék fele antropogén eredetű.

A troposzféra és a sztratoszféra kémiai folyamatai összefüggésben állnak a hőmérséklettel, csapadékkal, cirkulációval és a légkör összetételével, így befolyásolják a Föld sugárzási egyensúlyát.

– Óceán hőfelvétele és cirkulációs visszacsatolások

A tengervíz és a fölötte elhelyezkedő légrétegek felmelegedésével fokozódhat a párolgás, vagyis nőhet a légkör vízgőztartalma. A légköri szén-dioxid és az észak-atlanti vízszüllyedés kapcsolatrendszere szintén pozitív visszacsatolású.

– Föld hidrológiai és vegetációs visszacsatolások

Ide tartozik a talaj-víz visszacsatolás, hó fényvisszaverő-képességének visszacsatolása, szótómák sűrűségének és működésének hatása, levélterület visszacsatolás, biogeográfiai visszacsatolások. Az ökológiai modellezésben egyre nagyobb hangsúly esik a vegetáció és a légkör kölcsönhatására, ezért a későbbiekben a biotikus visszacsatolásokat részletesen is elemezzük.

– A klíma rendszer változékonyságának természetes változásai

A légköri szén-dioxid és az óceán kölcsönhatása az egyenlítői térségben okozza az El Niño anomáliát. A légkörzés, az óceáni vízkörzés és a légköri szén-dioxid-mérleg közötti visszacsatolás pozitív (Geresdi & Ács, 2004).

2.3.1. Biotikus visszacsatolások

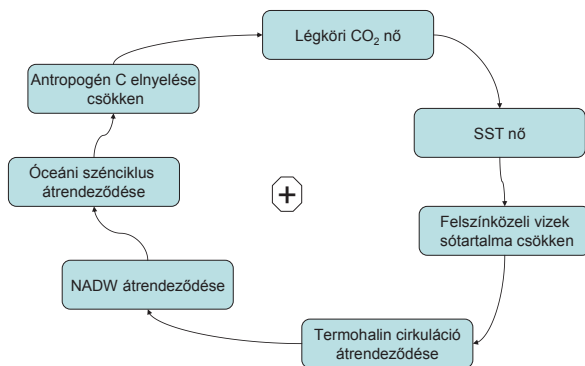
Az antropogén felmelegedés, a tengerszint emelkedése az éghajlati folyamatok és visszacsatolások időskálája miatt évszázadokon át tovább folytatódhat akkor is, ha az üvegházhatású gázok koncentrációját sikerül stabilizálni (Meehl et al., 2007; Denman et al., 2007). Az éghajlat és a szénkörforgás közötti visszacsatolás várhatóan többlet szén-dioxidot juttat a légkörbe, miközben az éghajlati rendszer melegszik. Ennek a visszacsatolásnak az erőssége azonban bizonytalan.

A természetes ökoszisztémák elhelyezkedésüket tekintve két csoportra oszthatók fel: óceáni és szárazföldi rendszerekre. A biotikus visszacsatolások tekintetében a szárazföldi rendszerek nagyságrendekkel nagyobb mennyiségű CO_2 -ot juttatnak vissza a légkörbe, mint az óceáni ökoszisztémák (Drégelyi-Kiss et al., 2008).

Az óceáni ökoszisztémák három fontos biotikus visszacsatolása lehetséges. Az egyik fontos óceáni szén-kör klíma visszacsatolási hurkot mutatja a 2.5. ábra (JOOS et al., 1999). A növekvő légköri CO_2 megnövekedett sugárzási kényszerhez vezet, amely magasabb tenger-felszíni hőmérsékletet (SST) eredményez és az erősebb hidrológiai ciklus által csökken a tengerszint közeli rétegek sótartalma a magasabb szélességeken. Ez a változás indukálhatja a termohalin cirkuláció (THC) és az Észak-Atlanti Mélységi Vizek folyamatainak (NADW) átalakulását, ezáltal a tengeri szén-ciklus módosulását, majd az antropogén szén felszínből mélybe való szállításának a csökkenését eredményezi. Ez a csökkenő óceáni CO_2 felvétel így módon gyorsíthatja a légköri CO_2 növekedését.

A klímára vonatkozó másik fellelhető óceáni biotikus visszacsatolás a fitoplankton dimetil-szulfid termelése, amely során a dimetil-szulfid a légkörbe érve oxidálódik, aeroszolkká alakulhat, amely csökkenti a globális felmelegedést (Simo, 2001).

Harmadrészt az óceáni szerves-szén pumpa működése korlátozott az ásványi anyagok mennyiségével, így a növekvő mennyiségű szén-dioxiddal nem nő az óceáni nettó primer produkció értéke (Zondervan, 2007).



2.5. ábra: Pozitív visszacsatolási óceáni szén ciklus-klíma szabályozási hurok

A szárazföldi ökológiai rendszerek a biotikus visszacsatolásaikat a klímára a különböző biokémiai körök által fejtik ki. Ezen körök közül a legnagyobb mennyiségű árammal a szén-kör rendelkezik (2.4. táblázat).

2.4. táblázat: Kémiai elemek körforgásának természetes és antropogén mennyiségi értékei, 2000
(FALKOWSKI et al., 2000)

Elem	Fluxus	Természetes (· 1000kg)	Antropogén (· 1000kg)
C	Szárazföldi respiráció és CO ₂ lebontás Fosszilis tüzelőanyagok és földhasználat CO ₂	61 000	8000
N	Természetes biológiai megkötés Megkötés rizsföldeken, műtrágyázás és tüzelőanyag égése	130	140
P	Kémiai mállás Bányászat	3	12
S	Természetes emissziók Fosszilis tüzelőanyag és biomassza égetés	80	90
O és H (víz)	Csapadék a földeken Globális vízfelhasználás	111·1012	18·1012

A szárazföldi ökoszisztémák három- vagy négyszeres mennyiségű szenet tárolnak, mint ami a légkörben fellelhető, és a légköri CO₂ több mint egy nyolcada egy év alatt átáramlik az ökoszisztémákon a légzés és fotoszintézis folyamatain keresztül.

A szén ciklus két alapvető alkotóelemre osztható, CO₂-ra és metánra, ezek meghatározó szerepet töltenek be az ökoszisztéma szabályozásában. Az előbb említett molekulákon kívül befolyásolhatják a klímát a biogén aeroszolok (pl. izoprén) jelenléte is. A szárazföldi szén-körforgás során fellelhető visszahatások a klímára (2.6. ábra):

– Fotoszintézis – respiráció egyensúlya

A növekvő CO₂ mennyisége (CO₂-trágyázás) negatív visszacsatolással van a klímára, mivel a növény több C-t tud felvenni, amely csökkenti a légköri CO₂ mennyiségét.

A CO₂-trágyázás hatását (CFE) számos kísérletben becsülték. Lobell és Field (2008) azt találta, hogy az általában használt mezőgazdasági terményekre (rizs, kukorica, búza) 1 ppm CO₂ keveredési arány növekedésével 0,1% hozamnövekedés érhető el. Mindez átlagosan egy évnyi CO₂ koncentráció-növekedést figyelembe véve 0,14% hozamnövekedést eredményez (0,07% szórással).

– Lápok metán kibocsátása

A metán emissziójának három fontos szabályozója a talaj hőmérséklete, a víztábla mélysége és a felbontható talajréteg mennyisége. A metán többféleképpen áramol-

hat a légkörbe: molekuláris diffúzióval, felbugyogva vagy edényes növények szárán át. A metán a légkörbe érvén, az üvegházhatás miatt tovább emeli a hőmérsékletet, amely még több metán szabadulását eredményezi.

- A mocsaras és elárasztott területek (rizsföldeket is figyelembe véve) $8,6 \cdot 10^6$ km² területen fekszenek, amelyből $4,6 \cdot 10^6$ km² a trópusi és szubtrópusi vidékeken helyezkedik el (Clarke, 1994). A metán kibocsátás mennyisége 115 – 237 Tg CH₄/év (Gedney et al., 2004).
- Biogén aeroszokok

Az aeroszokok fontosak a klíma rendszerben, mivel abszorbeálják, visszaverik vagy szórják a bejövő napsugárzást, ezáltal hűtő hatással rendelkeznek. Az aeroszokok mennyiségei eloszlása a 2.5. táblázatban látható. A fotoszintézis során sok szerves illékony anyag kerül ki a légkörbe, amelyek hidroxil gyökökkel reakcióba lépve ún. másodlagos szerves aeroszokat alkotnak. A másodlagos szerves aeroszokok (SOA) keletkezésüket tekintve két csoportra oszthatók. A biogén SOA 90%-os arányban van jelen, a biogén illékony szerves anyagok (VOC) oxidációjával jön létre. 10%-ban az antropogén eredetű VOC-k oxidációja adja a SOA légkörben előforduló mennyiségét. Az erdők nagy izoprén kibocsátók, évente akár 300-500 millió t C mennyiséget is emittálhatnak.

2.5. táblázat: Az aeroszokok mennyiségi eloszlása (KANAKIDOU et al., 2005)

Forrás	Teljes mennyiség (Tg/év)
Biomassa égés	54 (45-80)
Fosszilis tüzelők	28 (10-30)
Biogén másodlagos aeroszol	16 (8-40)
Antropogén másodlagos aeroszol	0,6 (0,3-1,8)
Összes szerves anyag	98 (60-150)
Összes aeroszol	800

- Talaj respiráció

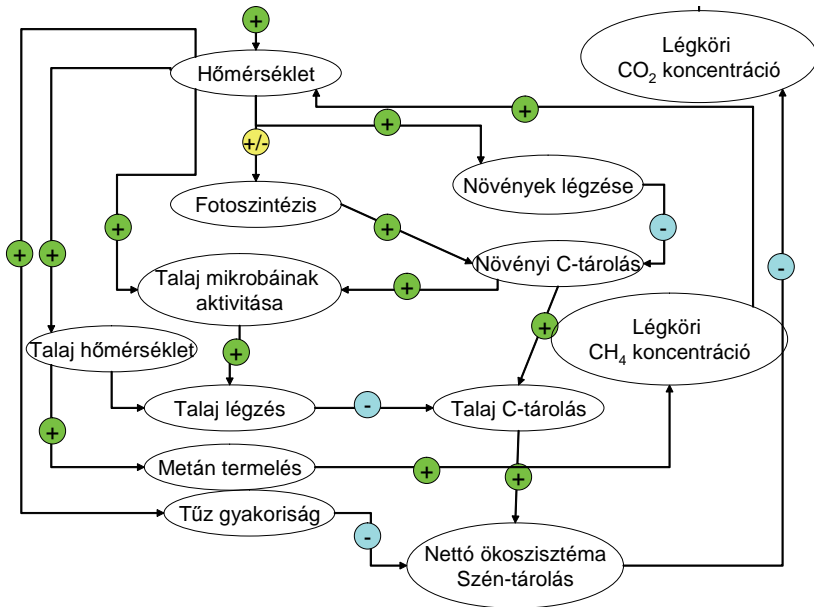
A hőmérséklet növekedésével a talaj légzése gyorsul, ezáltal több szén-dioxid távozik a légkörbe, amely erősíti a felmelegedést. Raich és munkatársai (2005) vizsgálták a talaj – CO₂ fluxus mértékét 1980-94 között. Azt találták, hogy az átlagos évi fluxus értéke 80,4 Pg C (79,3-81,8 Pg C) volt, és a hőmérséklet éven belüli változását figyelve 3,3 PgC/év/°C értéket mértek.

- A talaj és avar nagyobb CO₂ tartalma (Kimball et al., 2001)
- A megnövekedett CO₂ koncentráció indirekt módon eredményezheti az alacsonyabb fokú N hozzáférést, amely kevésbé engedi a növény növekedését.
- Melegedés hatása a növényekre (Feeley et al., 2007)

A melegedés megnövekedett víz-felhasználást okoz, a hőmérséklet eltolódása az optimum értékről csökkenti a CO₂ felvételt, a fotoszintézis sebességét, amely a sztomák vezetőképességének csökkenéséből ered. Magasabb hőmérsékleten és többlet CO₂ jelenlétében a sztomák sűrűsége és száma viszont növekedik. (Pandeya et al., 2007)

– Tűz gyakoriság (Running, 2006)

A melegedés gyakoribbá teszi az erdő- és bozóttűzek előfordulását, amely csökkenti a szárazföldi ökoszisztémák C-tartalmát, növeli a légkör CO_2 koncentrációját, amely tovább növeli a hőmérsékletet.



2.6. ábra: A szén-körforgás és a klíma hatás-ábrája [LASHOF et al., 1997 nyomán]

2.4. Fenológia

A klímaváltozás vizsgálataiban fontos szerepet játszanak a fenológiával kapcsolatos tanulmányok. A világ különböző területein felállított monitoring rendszerek által összegyűjtött adatok, amik a fenológiával kapcsolatosak, segítséget nyújtanak a modellek felállításához és azok statisztikai elemzésével előre jelezhető, hogy milyen mértékű hatása lehet a globális felmelegedésnek, az időjárás változásának.

2.4.1. Fenológiai adatok, hálózatok és kutatás a világon

Kínában CAS (Chinese Academy of Sciences) hálózat foglalkozik a különféle fenofázisok vizsgálatával (Chen 2003). A vizsgált 127 faj közül vannak fás- és lágyszárú növények, mint például a *Ginkgo biloba* vagy a *Paeonia lactiflora*. Megfigyelik, mikor következnek

be ezen növények különféle fenológiai fázisai, mint a rügyfakadás vagy a lombszínűződés. Ezeket az időpontokat használják fel az időjárási paraméterekkel való kapcsolatok vizsgálatához (Wan and Liu 1979). A CMA (Chinese Meteorological Administration) hálózat összegyűjti az ehhez szükséges, különféle meteorológiai adatokat az ország különböző pontjain lévő 587 állomásáról (Cheng et al. 1993). A történelmi feljegyzések is sokat segítenek a klímaváltozással foglalkozók munkájában, ugyanis az első fenológiai megfigyelésekkel kapcsolatban írásos anyagok a időszámításunk előtt a 11. századból maradtak fenn. Az országban készült különböző modellek pedig leginkább azt mutatják be, hogy Kína egyes térségeiben mennyire tér el az adott növények virágzásának időpontja, amit a különböző hőmérsékleti viszonyokkal és szén-dioxid koncentrációval hoznak összefüggésbe.

Japán hálózata a JMA (Japanese Meteorological Agency) 1953-ban alapult (Chen 2003). Közel 100 állomása van országszerte, ami a fenofázisok megfigyelésével és meteorológiai adatok mérésével is foglalkozik. 12 növényt és 11 állatfajt figyelnek meg ezeken a területeken (Momose 1974). A fenológiai modellek arra koncentrálnak, hogy milyen mértékű a városi régiók felmelegedése és a klímaváltozás következtében bekövetkező eltérések a fenofázisok időpontjára. Az egyik ilyen modell a fő virágzást és a földrajzi koordináták közti kapcsolatot figyeli, egy másik pedig a hőmérséklet és a virághozás közti összefüggést. A vizsgált növények közül a legfontosabb a *Prunus yedoensis*, aminél megfigyelték, hogy a márciusi középhőmérséklet 1°C-os emelkedésével a virágzása 3-4 nappal korábbra tolódik. Fontos növények még a kutatások során a *Prunus mume*, *Acer palmatum*, *Taraxacum officinale*.

Ausztrália élővilágát igazán 1788-tól kezdték felfedezni (Keatley 2003). A kontinenst a kutatások szerint régiókra osztották: Nyugat-Ausztrália, Északi –tartomány, Dél-Ausztrália, Quennsland, Új Dél Wales, Victoria, Tasmania. Leginkább eukaliptusz fajok megfigyelését végzik ezeken a területeken, de előfordul még az *Araucaria cumminghamii*, *Corymbia maculata* vagy az ott élő *Pinus* fajok vizsgálata is.

Európában az első fenológiai hálózat Carl von Linné nevéhez fűződik, aki Svédországban végezte megfigyeléseit (Menzel 2003). Az IPG (International Phenological Garden) ma egyedülálló rendszer Európában, amit 1957-ben alapított F. Schnelle és E. Volkert (Chmielwski 1996). Ez a rendszer 23 növényfaj 7 fenofázisát vizsgálja. Figyelik a vegetációs idő hosszát, a CO₂ mennyiségét, a tavaszi hőmérséklet változását (Menzel 1997; Menzel and Fabian 1999; Menzel 2000; Chmielewski and Rötzer 2001, 2002). ICP Erdők (International Co-operative Programme) egy olyan program, ami azt nézi meg, hogy a légszennyezés milyen hatással van az erdőkre. Léteznek az Európán belüli országokra jellemző nemzetközi hálózatok. Ilyenek Albánia, Ausztria, Csehország, Észtország, Németország, Lengyelország, Oroszország, Szlovákia, Szlovénia, Spanyolország és Svájc (Schnelle 1955). Vannak még más, jelenleg még hiányos rendszerek is például Portugáliában vagy Görögországban.

Az Egyesült Államok kutatásai leginkább a 20. századra tehetőek (Schwartz 2003). 1851-1859-ig volt egy rövid idejű megfigyelésük, amikor is 86 növényfajt, madarat és rovarot vizsgáltak meg 33 különböző helyen szerte az országban (Hough 1864; Hopp 1974). Az 1950-es években a mezőgazdaság számára vált fontossá a fenológia kutatása (Schwartz 1994). A *Syringa* és *Lonicera* fajok mellett még a *Cercis canadensis*, *Cornus florida*,

Acer rubrum vizsgálata vált jelentőssé (Reader et al. 1974). Végeredményként 1970-től ezek a növények a tavasz előbbre tolódását jelezték (Cayan et al. 2001).

Kanada megfigyelései 8-10 ezer évre tekintenek vissza (Schwartz 2003). Az első nemzetek és az őshonos Inuitok természeti kalendáriumot készítettek, amik leginkább a *Thermopsis rhombifolia* virágzási idejét (Johnston 1987), *Rubus spectabilis* érését, a rózsza félek és a *Holodiscus discolor* virágzását mutatták meg. Manapság az országban a vadvilágok virághozása, madarak, békák fenológiai vizsgálata és a tavak, folyók befagyásának megfigyelése zajlik.

Dél-Amerikában az őshonos trópusi fák, valamint a kávé és kakaófa virágzásának vizsgálata zajlik (Morellato 2003). Itt is végeznek kutatásokat a klímaváltozásról, az El Niño hatásáról és CO₂ kibocsátás a növényi fenológiára gyakorolt hatásairól (Asner et al. 2000; Parolin 2000). A területen rengeteg féle klíma- és növényitársulás fordul elő. Azt is megfigyelik, hogy a különböző területeken mikor jelenik meg az adott növény virága és érik be a termése.

A kutatók legfőképp az 1990-es években kezdtek el érdeklődni a fenológiai vizsgálatok iránt (Bruns et al. 2003). Leginkább az utóbbi időben megemelkedett hőmérséklet, és az ezáltal bekövetkező változások a növények és állatok fejlődésében, motiválta őket. 1993-ban Kanadában létrehozták a Fenológiai Tudományos Csoportot, majd pedig 1996-ban a GPM-et (Global Phenological Monitoring). A GPM az északi féltekén talán a legfontosabb rendszer. A fenofázis leginkább függ: a hőmérséklettől, a csapadéktól, a talajtípustól, a talaj nedvességtartalmától, napfénytől (Fitter et al. 1995; Sparks et al. 2000; Chmielewski 2002). Ezek közül is a legkiemelkedőbb a hőmérséklet befolyása, ezért a GPM legjobban erre fókuszál.

A fajok kiválasztásának alapjai:

- Olyan fenofázisa legyen, amit könnyen tudnak vizsgálni
- A fázis kezdete érzékeny legyen a levegő hőmérsékletére.
- Gazdaságilag fontos növény legyen.
- Széleskörű földrajzi elterjedés vagy ökológiai amplitúdó jellemezze.
- Könnyen terjeszthető legyen.
- A vegetációs időszakban a virágzása több hónapon át tartson.

Ezeknek a kritériumoknak leginkább a gyümölcsfák, parkokban élő bokrok és a tavaszi virágok felelnek meg. Léteznek speciális standardizált megfigyelési programok, amikor is zárt helyen, öntözve, kizárva az időjárás hatásait, nevelik a fajokat. Ilyenkor csak a hőmérséklet hatásait vizsgálják. A fákat és a gumós növényeket nem kell speciális helyen termesztetni. A megfigyeléseket a fenofázis kezdetének napján, legalább 3-4 órával az után végzik, hogy a nap elérte a csúcspontját.

A GPM az úgy nevezett BBCH (Biologische Bundesanstalt, Bundessortenamt, Chemische Industrie) kódot használja. A különböző fenofázisokhoz rövidítéseket kapcsol:

- SL: levélhozás, rügyfakadás. Amikor is legalább 3 helyen elkezdtek kihajtani a rügyek.
- UL: levelek kihajtásának kezdete. Legalább 3 helyen az első levelek teljesen kihajtottak.

- BF: első virágok kinyílása, virágzás kezdete. Legalább 3 helyen az első virágok teljesen kinyíltak.
- FF: teljes virágzás. A virágok 50%-a kinyílt.
- EF: virágzás vége. A virágzszirmok 95%-a lehullt.
- RP: terméserés. A gyümölcsök, termések elkezdtek felvenni a rájuk jellemző színt.
- RP: első érett termések. Amikor már lehull a gyümölcs a fákról.
- CL: a levelek színeződése. A levelek 50%-a őszi színeiben pompázik.
- FL: levélhullás. A levelek 50%-a lehullt.

A fenológiai adatokat számos programban felhasználják. Vannak az adatot biztosítók, akik azt nézik meg, hogy melyik napon és mikor volt, a meghatározott helyen az adott faj fenológiai aktivitása. A kutatás során megfigyelésekkel, adatok elemzésével, modellezéssel, előrejelzéssel és a döntési feladatokban való segítségnyújtással foglalkoznak. Arra keresnek, tehát válaszokat, hogy:

- mely biotikus vagy abiotikus faktor befolyásolja a fenofázis időpontját,
- milyen hatással van a fenofázis ideje az ökológiai és szocio-kultúráris kutatásokra,
- hogyan lehet befolyásolni az idejét, hogy jobb hatást érzünk el.

A fenológiát használják még a stratégia-készítők. A politikában, a környezet, környezetvédelem, természet, természetvédelem, humán egészség kérdéseiben nyújthat számukra segítséget. A nem kormányzati szervezetek pedig olyan kérdésekkel foglalkoznak és nyúlnak a fenológiához, amiért a kormány vagy az ipar nem fizet eleget.

A kereskedelemben a fenológiai adatok az élelmiszer minőségére is utalhatnak vagy éppen segíthetnek a termés mennyiség növelésében, a fagykár, kártevők, kórokozók elkerülésében.

Adatbázisok között vannak bibliográfiai és meta-adatbázisok. A meta-adatbázisok azt mutatják meg, hogy mely fenológiai rendszerek léteznek vagy léteztek. A bibliográfiai adatbázisok tartalmazzák a botanikai, ornitológiai, rovar-tani, földrajzi, történeti, agronómiai, erdészeti, környezeti és egészségügyi tudományok adatait (Jeanneret 1997).

Néhány fenológiai hálózatnak van on-line információs rendszere, ami térképeket, táblázatokat, grafikonokat mutat meg a természet változásáról. Az EPN (European Phenology Network) hatalmas mennyiségű fenológiai információt tartalmaz.

A fenológiai folyamatok fontossága sok helyen megtalálható, nem csak a klímakutatásban. A fajok például addig aktívak, amíg van számukra elegendő tápanyag és víz a fejlődéshez, ez pedig meghatározza az optimális periódus, fázis idejét (van Vliet et al. 2003). A mezőgazdaság, erdészet és halászat során fontos, hogy a növények és állatok reprodukciójában biotikus és abiotikus tényezők befolyásolják az életciklus idejét, a vegetációs időszak hosszát. Ami pedig lényeges a produktivitásuk szempontjából. A humán egészségre is hatással vannak a fenológiai folyamatok, például az allergia, betegségek, járványok és vízminőség szempontjából. Ezek közül az allergiát okozó pollen ideje vagy a maláriát terjesztő szúnyog születésének megfigyelése kiemelt fontossággal bír. Lényegesek lehetnek még a fenofázisokkal kapcsolatos megfigyelések a repülőgépek szállítása és a költöző madarak összehangolása szempontjából vagy esetleg az utakra hullott levelek

veszélyének elkerülése érdekében. A turizmusban is van szerepe, ugyanis sokan nem szeretik szabadidejüket a szabadban tölteni, mégis a színes őszi levelek, a költöző madarak megjelenése és a növények virágba borulása a természetbe csábítja őket.

2.4.2. A fenológiáról néhány bioklimatikus zónában

A különböző klímákon végzett kutatások közül a trópusi, száraz klímán főleg a növények leveleinek a vizsgálata zajlik (Sanchez-Azofeifa et al. 2003). Itt a fenofázis a csapadékos és a száraz időszak hosszától függ. Megnézik, mikor hozzák az új leveleket és mikor hullajtják le, majd meghatározzák a levél felület indexet (LAI). Vizsgálják még a denevérek és a madarak megjelenése és a virágok pollenhozásának kapcsolatait is.

A mediterrán klímák átmenetet képeznek a száraz trópusi és a mérsékelt égöv között (Spano et al. 2003). Jellemzi a változó évi csapadék, a különböző hosszúságú nyári szárazság, intenzív nyári napsütés, enyhe-forró nyarak, hűvös-hideg telek. Hat mediterrán klímátípust különböztetnek meg a vegetáció struktúrája alapján (di Castri 1981). A fenofázisokra hatással van a környezet, a nyári aszály (Rundel 1995, 1998), a tűz (Rundel 1998), az instabil szerkezet, a változatos árvíz és erózió télen, a mezőgazdaság, a legeltetés és az antropogén hatások. A vizsgálatok során leginkább a hőmérséklet és a csapadék hatását veszik figyelembe. A hőmérséklet változásának vizsgálata során azt tapasztalták, hogy a múlt században 0,5 °C-os volt a felmelegedés (IPCC 1996; Nicholls et al. 1996; IPCC 2001), egy 1952-2000-ig tartó megfigyelésen pedig azt figyelték meg, hogy a fák átlagosan 16 nappal korábban hozták a leveleiket és 13 nappal később hullajtották le (Peñuelas et al. 2002). A lágyszárú növények 6 nappal korábban virágoztak, mint 1952-ben. A terméshozás 9 nappal korábban történt 2002-ben, mint 1974-ben. A lepkék pedig 11 nappal korábban, a költöző madarak 15 nappal korábban érkeztek, mint 1952-ben.

Észak-amerikai nagy síkságjait fel lehet osztani rövidfüves, hosszúfüves, a kettő közötti átmenetet képviselő és homokbuckás területekre (Henebry 2003). A fenológiát befolyásolja a szárazság kezdete, hossza és erőssége, a csapadéktöbbség, jégeső, a hó, a fagy, a tűz, a legeltetés, a kórokozók, a kártevők és a légszennyezés. A vizsgálat során a csapadék és a hőmérséklet hatásait valamint a növények virágzását figyelik meg (Leopold and Jones 1947). A rengeteg vizsgált növény között megtalálható példaként a *Lepidium densiflorum*, *Andropogon gerardii*, *Panicum virgatum*.

A nagy szélességi fokhoz tartozó klímák közül az északi sarkkört 6 hónap nappal és 6 hónap éjszaka jellemzi (Wielgolaski et al. 2003). Norvégia északi részein 100 napnál kevesebbszer fordul elő napi átlagos hőmérséklet 5°C felett (Aune 1993). A Skandináv területeken a hómentes napok száma kevesebb, mint 120 (Björbekk 1993). Svédországban a fenológiai kutatások Carl von Linné-vel kezdődtek (Johansson 1946, 1953). Linné 1751-es vizsgálatai során megfigyelte a növények rügyfakadását, virágzását, termés hozását és a levelek elszíneződését. Későbbi vizsgálatokban Nyugat-Norvégiában azokat tapasztalták, hogy a megfigyelt növények közül a *Prunus padus* számára szükséges a legkevesebb hőigény a rügyfakadáshoz, míg a *Fraxinus excelsior* számára kell a legmelegebb hőmérséklet (Wielgolaski 1999). A virágzás szempontjából pedig a *Salix capra* számára

elég a hűvösebb időjárás is. A klíma változásával kapcsolatban pedig azt tapasztalták, hogy nagyobb növekedés lesz a hőmérsékletben és több csapadék várható télen, mint nyáron (Dickinson 1986; Maxwell 1997). Közép-Európában a rügyfakadás 1960-tól a század végéig 0,2 nap/évvel korábban következtek be, az őszi fázisok pedig 0,15 nap/évvel később következtek be, tehát hosszabb a vegetációs időszak (Menzel 2000; Chmielewski és Rötzer 2001). Kanadában pedig 0,27 nap/évvel korábban hozza a *Populus tremuloides* az első virágát (Beaubien and Freeland 2000).

A nagy magasságokat jellemző klímák közül a Rocky Mountain-t vették alapul. Minél magasabban vagyunk a tenger szintjétől a csapadék mennyisége szignifikánsan nő, a legnagyobb mennyiség pedig a hegycsúcs közelében várható (Inouye 2003). A magasság növekedésével a hőmérséklet is csökken. A múlt században a nyári csapadék 30-33%-kal nőtt (Kittel et al.), az évi átlagos minimum hőmérséklet pedig 0,7-0,9 °C-kal lett magasabb. Néhány megfigyelt fás és gumós növény esetében 2-5 nappal később fakadt a rügy és hozott virágot (Lynov 1984). A magas hegységekben rövid növekedési időszak, hideg hőmérséklet és hótakaró jellemző. A vegetációs időszak kezdetét leginkább a hóolvadása befolyásolja (Bliss 1956; Holway és Ward 1963, 1965; Mark 1970; Canaday and Fonda 1974). Minél korábban következik be, annál hamarabb kezdődik és nő a magok termelékenységése is. A vizsgált növények között van példaként a *Vaccinium myrtillus* és a *Delphinium* fajok.

2.5. A klíma-bioszféra kölcsönhatás globális és nagyléptékű vizsgálata Oribatida szervezetek példáján

A nagyléptékű folyamatok vizsgálatánál érdemes olyan élőlénycsoportokat választani indikáció céljából, amelyek a világon mindenütt megtalálhatók, illetve ahol előfordulnak, ott is nagyszámban és nagy sokféleséggel legyenek jelen. A talajban élő mezofauna sok tagja viseli ezeket a tulajdonságokat, de ezek közül is kiemelkedik a páncélosatkák alrendje (Acari: Oribatida). Az oribatidák a világon szinte mindenféle élőhelyen megtalálhatók: szárazföldön, vízben; legfőképpen a talaj szerves anyagot is tartalmazó rétegeiben, de ezenkívül többféle egyéb mikrohabitatot is meghódítottak (pl. zuzmók, mohák, fakéreg, lombkorona stb.), ami köszönhető leginkább annak, hogy igen változatos táplálékforráson élhetnek (pl. bomló növényi anyagok, gombák, algák, más atkák stb.). Nagymértékű adaptációs képességüket az élőhelyek változatosságán kívül hatalmas abundanciájuk és fajgazdagságuk is mutatja. A legtöbb élőhelyen ők alkotják a mikroartropódák legnagyobb hányadát (pl. Schenker, 1984; Johnston and Crossley, 2002). Ezen tulajdonságok mellett egyértelmű, hogy eredményesen lehet őket nagyléptékű cónológiai és biogeográfiai vizsgálatokhoz felhasználni.

Ennek ellenére nem mondható teljesnek és jól feltártnak a rájuk vonatkozó információhalmaz. A múlt század közepéig főleg a taxonómiai hiányosságok akadályozták meg az átfogó vizsgálatok tervezését. Mára már viszonylag jól feltártnak mondható a csoport- körülből 10 000 leírt faj (Schatz, 2002), bár még így is vannak becslések arra vonatkozóan, hogy ezrével létezhetnek a fel nem fedezett fajok (Walter és Proctor, 1999).

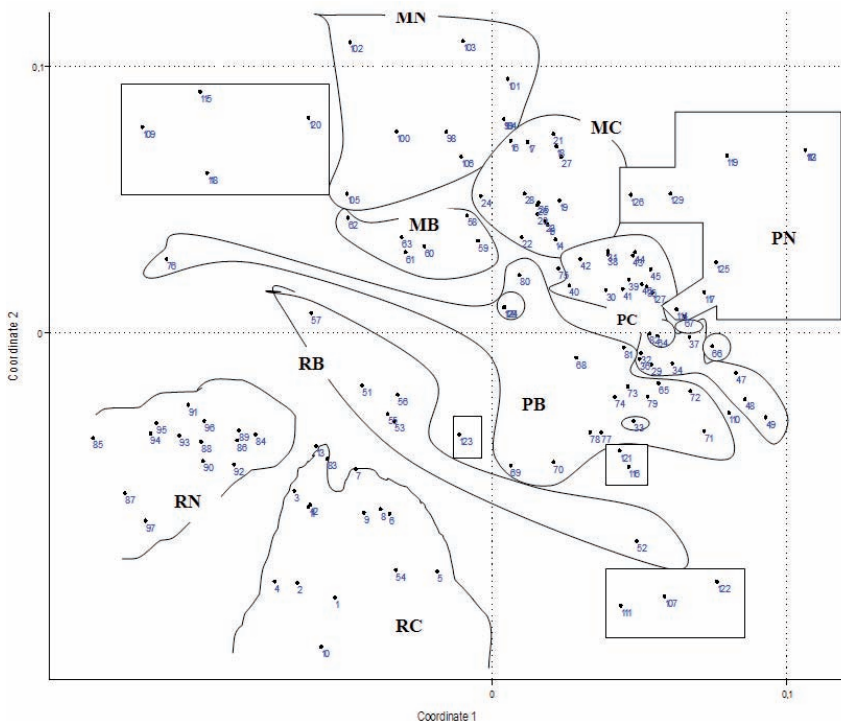
A fentiek ellenére azonban már vannak fontos eredményeink arról, hogy miképpen formálódnak az oribatida közösségek cönológiai mintázatai világszinten. Az 1900-as évek második felében több expedíciót is vezetett Balogh János professzor trópusi élőhelyek oribatida közösségeinek feltárása céljából (Balogh és mtsai, 2009). Ezen vizsgálatsorozat része volt a földrajzi távolság és az élőhelytípus mintázatgeneráló erejének összevetése. Ennek fényében három, egymástól nagy távolságban lévő trópusi terület [Brazília (B), Costa Rica (C) és Új-Guinea (N)] három, eltérő típusú élőhelyének [esőerdő (R), hegyi köderdő (M) és paramo (P)] oribatida közösségét hasonlították össze. A megfelelő kombinációkból tehát 9 típusú élőhely került összevetésre. A 9 élőhelyről származó minták oribatida közössége nem-metrikus többdimenziós skálázási ordinációs és klasszifikációs vizsgálatának eredménye megtekinthető az 2.1. ábrán.

A fenti tanulmány másik érdekessége, hogy a vizsgált taxonómiai szint a genuszé volt. A korábban Balogh János által vezetett kutatócsoport tagjai, már a cönológiai elemzések elkezdése előtt tudták, hogy a genusz lehet az a taxonómiai szint, amely érdemi információt hordozhat a vizsgált léptékben. A faj mint kategória használata, az oribatida taxonómia jelenlegi fejlettségi szintjén nem elérhető vállalkozás volna, hiszen a leírt morfológiai fajok döntő többségének valószínűleg semmilyen érdemi ökológiai vagy evolúciós tartalma nincs. Nem véletlen, hogy Hammer és Wallwork (1979) az oribatidák világszintű eloszlása és kontinentális vándorlása közötti összefüggéseket tárgyaló munkája végig a generik distributionra épít. Ugyanígy tesz a legtöbb biogeográfiai és számos ökológiai tanulmány más állatcsoportokkal kapcsolatban is. Ez nem véletlen, hanem a fajleírások korábbi és sajnos még jelenlegi gyakorlatából is származó következmény. A fenetikus leíró taxonómia faj értelmezése a leírást végző taxonómus szubjektív belátására van bízva, egységes szabályok e tekintetben nem léteznek. Ha egy példányt 2-3 függetlennek látszó morfológiai bélyeg tekintetében, az eddig leírtaktól különbözőnek észlelnek, akkor azt rendszerint automatikusan új taxonnak tekintik. A leíró taxonómusok a nominális fajok számának szaporításában érdekeltek, és a fentiek miatt ezen tevékenységük érdemi tudományos kritika alá nem is esik. Így az a kérdés, hogy egy nevezéktanilag korrekt módon leírt faj egyáltalán létező inherens biológiai entitás-e, fel sem vetődik. Érthető okokból, még az ilyen értelemben használt nominális fajok leírása tekintetében is eklektikusan járnak el. A feltűnő, könnyen felismerhető fajokat előnyben részesítették a többivel szemben. A sok fajjal bíró, nagy genuszokban kevésbé írnak le újabb fajokat, mivel ez több munkába, nagyobb in produktív szellemi erőfeszítésbe kerülne. A korai szerzők a fajok leírásában a rövidsége, differenciális bélyegek felsorolására törekedtek, így az általánosabb jellemvonások, valóban fontos biológiai tulajdonságok inkább a genuszok leírásakor kerülnek előtérbe. Ebből is következően könnyen lehetséges, hogy a genuszokon belül leírt egymástól alig különböző fajok, valójában a biológiai fajon belüli változatosságot reprezentálják. Természetesen nem kétséges, hogy ennek megismerése is fontos tudományos feladat. A világ oribatida atkáinak generikus feltártsága, a jelenlegi viszonyok között kielégítőnek tűnik az érdemi biológiai kutatások szempontjából, és a számtalan nominális fajhoz képest nagyobb valószínűséggel reprezentálnak valós biológiai jelenségeket.

A vizsgált élőhelyek genuszlistáinak hasonlósági mintázatában az élőhelytípus szerinti és a kontinens szerinti különbözőségek is felismerhetők. Ha azonban az összes egyedi

minta együttes hasonlósági mintázatát elemezzük (2.7. ábra), akkor feltűnő, hogy az élőhely típusa jelentősebb mintázatgeneráló tényező mint a földrajzi hovatartozás. Az egymástól sok ezer km-re található esőerdők, mohaerdők és paramók jobban hasonlítanak egymásra, mint a tőlük gyakran csak néhány km-re található, de már más élőhelytípusú site-okra. Az élőhelyek minőségét legnagyobb mértékben az éghajlat befolyásolja, ennélfogva a közösségek kialakulásában is fontos szerepe lehet a klímának.

Az éghajlati tényezők jelentőségére hívja fel a figyelmet Zaitsev és Wolters (2006) európai területeken végzett tanulmánya, ahol is Hollandiából kiindulva Oroszországig, Németországon és Lengyelországon át vizsgálták az oribatida közösségek szerkezetét és egyéb jellemzőit, és azt találták, hogy a kontinentális éghajlat hatásának erősödésével változik az oribatida közösségek funkcionális szekezete. Emellett azt is kimutatták, hogy a közösség mintázatképződésére nem volt szignifikáns hatással a talajtípus és az élőhelyen uralkodó fafaj.



2.7. ábra A Brazíliából (B), Costa Ricából (C) és Új-Guineából (N) származó minták nem-metrikus többdimenziós skálázása. A minták háromféle élőhelyről származnak: esőerdő (R), mohaerdő (M) és paramo (P). Látható, hogy a minták főleg az élőhelytípusok szerint csoportosulnak, nem pedig országonként.

Nyilvánvaló, hogy ha a vizsgálatunk során nem genuszokat, hanem fajokat vizsgáltunk volna, akkor nem kaptunk volna bioindikációs szempontból értelmezhető eredményeket, hiszen a leírt fajok többsége lokális specifikumként jelent volna meg, amely a hasonlósági mintázatok területén érdemi információt nem hordoz, hacsak nem nagyon kis térbeli léptékben gondolkodunk. Faji szintű indikációs vizsgálatnak csak akkor lenne értelme, ha kizárólag nagyon gyakori, kozmopolita fajokkal foglalkoznánk, azok száma és kimutathatósága viszont nem lenne elég nagy a gyakorlati célú vizsgálatok többségénél. Így fontos megállapításunk, hogy az indikációs célú ökológiai vizsgálatok sikeresen ajánlható taxonómiai egysége jelenlegi körülmények között csakis a genusz lehet. Ez a megállapításunk azért is fontos, mert több szerző (elsősorban a fajleíró taxonómusok) az indikációs kutatások komoly problémájának látja, hogy számos kutató eleve csak genuszig határozza az egyedeket (Gulvik, 2007). Ugyanakkor Caruso és Migliorini (2006) munkája alapján tudjuk, hogy az emberi beavatkozást és zavarást ugyanolyan hatékonyan lehet detektálni, ha nagyobb taxonómiai egységeket figyelünk. Egyértelmű az is, hogy a gyors változásokat nem fajszenen, hanem közösségszinten lehet kimutatni. Ugyanezen munka alapján ismert, hogy az oribatida atkáknál a fajadatok genusz- vagy családszintre emelése nem okoz adatvesztést, illetve érzékenységsökkenést a többváltozós módszereknél. Osler és Beattie (1999) szerint a habitatpreferencia lehetséges, hogy inkább családszinten dől el. Ismert továbbá, hogy erős kapcsolat van a fajsztű és magasabb taxon szintű diverzitási mutatók között.

Az esettanulmány legfontosabb eredménye, hogy az oribatida genuszok listája, mint cönológiai indikátor elsősorban az élőhely jelenben ható ökológiai körülményeit, klimatikusan meghatározott vegetáció típusát jellemzi és sokkal kisebb mértékben tükröződik benne az állatföldrajzi múlt hatása. Egy érdemi tudományos faunagenetikai elemzésnek tehát nem földtörténeti, hanem klimatológiai alapokon kell nyugodnia. Éppen ezért az oribatida genuszlistákon nyugvó ökológiai indikáció egyedülálló lehetőségeket jelenthet a klímaváltozási kutatások számára.

3. A KLÍMA HATÁSA AZ ÖKOLÓGIAI RENDSZEREK EGYES KOMPONENSEIRE, JELENSÉGEIRE

3.1. Fenológiai folyamatok és a klímaváltozás

3.1.1. *A vegetáció fenológiai a globális változásokról szóló tanulmányokban*

A globális változás magában foglalja a természetes és emberi változásokat az egész Földön (White et al. 2003). Feltehetőleg a globális változások többségére jelentős hatással van az emberi tevékenység, főleg az ipari forradalom óta, de már azt megelőzően is. A globális változásokba beletartozik a klíma változása, amit valószínűleg szintén nagyban befolyásol az emberi hatás. A vegetáció fenológiájának többnyire 3 fő pontját vizsgálják: a fenológia figyelembevételének hatása a GCMs (General Circulation Models) modellekre, hullám analízisen alapuló fenológiai példák és megfigyelési eredmények, valamint a fenológiai adatok értékelése a globális változások kutatásaiban.

A globális változásokat sokan a klímaváltozással azonosítják, amely kétség kívül központi szerepet játszik azok többségében. Az IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change 2001) jelentése szerint átlagosan a globális átlaghőmérséklet $0,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ -ot emelkedett a 20. században. Az emelkedés pedig a 21. században is folytatódni fog, akkor is, ha az üvegházhatású gázok mennyiségét csökkentik vagy stabilizálják (IPCC WG I 2001). Az emberi tevékenységek hatása az egész Földre kihat. A városiasodás és a szárazföldi karbon ciklusok is hatással vannak a fenológia megváltozására.

Az emberi tevékenység fejlődése alaposan módosította a szárazföldi bioszféra földhasználatát és a növényzettel való borítottságot. A mezőgazdaság által, a városiasodással, katonai tevékenységekkel, bányászattal stb. átalakították a természetes élőhelyeket (Foster et al. 1998). A klíma, a földhasználat és borítottság változása a leglényegesebb szempontok a fenológiai kutatási témákban. A klímaváltozás hatásának jelzésében a fenológiai reakcióknak három fő kapcsolódási területe van: a területi adatok, a városiasodás és a szárazföldi szén ciklus változásai (Menzel 2002). Az 1990-es évek elején a GCM kutatás összekapcsolta a szárazföldi, óceáni és atmoszféra modelleket az egész földi rendszer kutatásához. Egy növény funkcionális típusa és a globális megoszlás adta az azonos szezonális profilt.

3.1.2. *A virágzásfenológia és a klímaváltozás*

A Kibale Nemzeti Parkban, Ugandában trópusi fák (mint például a *Celtis durandii*) terméshozását figyelték meg (Chapman et al. 2005). 1970-1983-ig és 1990-2002-ig gyűjtöttek adatokat, amiket később feldolgoztak. Végeredményként azt kapták, hogy 300 mm-rel több csapadék esik jelenleg, mint a múlt század elején, kevésbé gyakoribbak az aszályok és az esős évszak korábban kezdődik. Az átlagos havi maximum hőmérséklet $3,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ -kal

melegebb, mint 25 évvel ezelőtt. A vizsgált növények közül akadtak olyanok, melyek több gyümölcsöt hoztak vagy korábban értek meg. Akadtak viszont olyan fajok is, mint a *Ponteria altissima*, ami sokkal kevesebb termést hozott. A vizsgálatok során pedig kimutatták a kapcsolatot a terméshezérés és a csapadék változása között.

A Nemzetközi Fenológiai Kertekből származó 1969-1998-as adatok négy fafaj leveleinek kihajtási idejét tartalmazza, ami a vegetációs időszak kezdetének tekintenek (Chmielewski és Rötzer 2001), a levélhullás pedig a vegetációs időszak vége. A négy faj a *Betula pubescens*, a *Prunus avium*, *Sorbus aucuparia* és a *Ribes alpinum*. Az adatok feldolgozása során azt kapták, hogy 30 év elteltével a vegetációs időszak 8 nappal korábban kezdődik átlagosan, amit a hőmérséklet emelkedésével hoznak összefüggésbe. A tavaszi fenofázisok 2 és 4 nap között változik fokenként.

Andalúziában, dél-Spanyolországban az *Olea europea* pollen szezonjának a kezdetét figyelték meg 1982-2001-es adatok alapján (Galán et al. 2005). Az adatok feldolgozása során arra a következtetésre jutottak, hogy a déli területeken 5 nappal korábban hozza a pollent az olajfa. Az előrejelzések során pedig lehetséges, hogy 2009-re akár 1-3 héttel is korábban kezdődhet a pollen időszak.

Japánban 17 év feltárása során irodalmi adatok feldolgozásával néhány alpesi növényt vizsgáltak meg (mint például: *Peucedanum multivittatum*, *Arctous alpinus*, *Diapensia lapponica*). Az *Arctous alpinus* 10 nappal korábban hozza a virágait (Kudo és Hirao 2006). A *Diapensia* virághozása 55%-kal kevesebb. Az évi átlagos középhőmérséklet 2,5-2,7 °C-kal melegebb.

Japánban, Kyotóban régi 11-16. századi irodalmi adatok feldolgozása során érdekes megállapítást tettek (Primack és Higuchi 2006): a japán cseresznyefák, mint a *Prunus serrulata*, *Prunus jamasakura*, *Prunus yedoensis* és a *Prunus pendula* 1980-1990-es évek elején korábban virágoztak, mint 1000 éven keresztül bármikor.

A japán fás növények levélrügy fakadását tekintik a növekedési időszak kezdetének (Doi és Katano 2008). A vizsgálat során kapcsolatot találtak a hőmérséklet és a fenofázis időpontjának változásában. A csapadék mennyiségével viszont nem tudták összefüggésbe hozni. 1953-2005-ig voltak adatok. A hőmérséklet változása Hachijojima területén 0,04 °C-os emelkedés volt 10 évenként, más állomásokon pedig 0,23-0,25 °C. A csapadék mennyisége csökkent. A fenofázisok pedig 0,38-0,56 nappal korábban mutatkoztak meg évente. Hachijojimában korábban történt meg a rügyfakadás (pl. a *Morus bombycis* esetében), mint más területeken. A *Morus bombycis* és a *Ginkgo biloba* az áprilisi középhőmérséklettel mutatott korrelációt, míg a *Salix babylonica* a decemberi és a januári hőmérséklettel hozható összefüggésbe.

Dél-Korea és Japán 176 meteorológiai állomásán fenológiai és időjárási adatokat használták fel 1953-2005-ig (Primack et al. 2005). A téli hőmérséklet novembertől márciusig átlagosan 1,2 °C-ot emelkedett, ami szignifikánsan korrelál az emberi populáció nagyságával a városokban, ahol az állomások találhatóak. A *Prunus*, *Taraxacum* és *Wisteria* korábban virágzott 150 helyből 111-ben, 71-ből 45-ben és 75-ből 57-ben. A *Ginkgo* és a *Morus* levélhullása korábban következett be 78-ből 64 helyen és 36-ból 23 helyen. A *Prunus*, *Taraxacum* és *Camellia* virágzása 1 °C hőmérsékletemelkedés hatására több mint 4 nappal előbbre tolódott.

A tavaszi hőmérséklet változásának a hatását vizsgálták Kínában egy 1963-1988-ig tartó adatbázis alapján (Lu et al. 2006), ami négy faj fenológiai adatait tartalmazta Kína 10 különböző pontjáról. A 4 faj: *Syringa oblata*, *Cercis chinensis*, *Robinia pseudoacacia*, *Albizia julibrissin*. A virágzás ideje minden egyes esetben nőtt a hőmérséklet növekedésével. A *Cercis chinensis* esetében 2,7-5,9 nappal lett hosszabb a virágzás ideje, 1 °C átlaghőmérséklet növekedés hatására az alacsonyabb területeken, a Yunnan-Guizhou fennsíkon pedig 7,1-14,8 nap volt a változás Celsius fokként. Az alacsony alföldi területeken a *Syringa oblata* 2,7-5,9, a *Robinia pseudoacacia* 2,5-6,5, az *Albizia julibrissin* 2,4-6 nappal lett hosszabb a fenofázis egy fok átlaghőmérséklet emelkedéssel. A fennsíkon 4,7-12,4 nap volt a változás a *Robinia pseudoacacia* esetében, 13,1 nap pedig az *Albizia julibrissin* esetében.

A *Prunus davidina*, *Prunus armeniaca*, *Robinia pseudoacacia* és *Syringa oblata* virágzási időpontja valamint a hőmérséklet emelkedés és az üvegházhatás kapcsolatát vizsgálták Peking-ben, Kínában (Lu et al. 2006). 1950-2004-es adatok alapján arra jutottak, hogy a *Prunus davidina* korai virágzású faj, 2,9 nappal korábban hozza a virágait 10 évenként átlagosan, míg a többi faj 1,5-2 nappal korábban. A korai virágzású fajok gyorsabban hozzák a virágaikat a felmelegedés hatására. A *P. davidina* például koratavasszal jobban érzékeny a minimum és az átlag hőmérsékletre, 2,88-2,96 nap a változás °C-onként, kevésbé érzékeny a maximum hőmérsékletre, ebben az esetben 2,46 nap a változás fokként. A *Robinia pseudoacacia* késői virágzású, érzékenyebb a maximum hőmérsékletre, ilyenkor 1 °C-os változás 2,45-2,89 napot jelent, kevésbé érzékeny viszont a minimum hőmérsékletre, itt csak 1,91 napot jelent fokként. Az átlagos virágzási dátum előtti 30 nap átlaghőmérsékletére a legérzékenyebb a fenofázis.

A klímaváltozás hatását megfigyelték nagyvárosi környezetben is (Luo et al. 2007). Három fás növényt (*Prunus davidiana*, *Hibiscus syriacus*, *Cercis chinensis*) figyeltek meg Peking metropoliszában, Kínában. A fenológiai adatok 1962-2004-es időszakot ölelték föl, míg a meteorológia adatbázis 1951-2004-ből származott. A hőmérséklet változása a megelőző hónapokban és a fenológiai időpontok kapcsolatát figyelték meg. A tavaszi fenofázisok előre tolódtak, az őszi fázisok pedig később következtek be. A városban az elmúlt 20-30 évben 1,5 °C-ot emelkedett a hőmérséklet, míg a globális átlag 0,5-1 °C. A vegetációs időszak 5,7 nappal korábban kezdődik és 2,2 nappal később fejeződik be a városban, mint a vidéki területeken.

Kína 26 állomásán az utóbbi 40 év adataiban figyelték meg a hőmérsékletváltozás és a fenofázisok közötti összefüggést (Zheng et al. 2002). Kína északi és északkeleti területein tavasszal hőmérséklet növekedés figyelhető meg, a többi területeken a hőmérséklet csökken. Ahol felmelegedés van, ott 0,5 °C-os változás 2 nappal korábbra hozta a tavaszi fenofázisokat, 1 °C pedig 3,5 nappal előrébb hozta az 1980-as évek óta. Ahol hőmérséklet csökkenése tapasztalható ott 0,5 °C-os csökkenés 4 nappal eltolta a fenológiát, 1 °C-os csökkenés pedig 8,8 nappal. A fenofázis előre tolódása vagy késleltetése, valamint a hőmérséklet emelkedése, illetve csökkenése közötti kapcsolat nem lineáris.

Az erdők fejlődésének klímaváltozásra való érzékenysége bemutatására a GAP modelt használták Hollandiában (Meer et al. 2002). A hőmérsékletváltozást és a levegő széndioxid tartalmának emelkedésével kerestek kapcsolatot a fenológia változásával. A

hőmérséklet növekedését 2 °C-kal jósolták meg 100 évenként, a CO₂ növekedése 350 ppm 100 évenként. 1990-2100 között az átlag hőmérséklet 2-3 °C-kal fog megemelkedni. A *Fagus sylvatica*, *Pinus sylvestris*, *Quercus robur*, *Betula pubescens* levél fakadása előbbre tolódott 1-3 nappal minden olyan esetben mikor az átlagos hőmérséklet 1 °C-kal megemelkedett. Az őszi lombhullás idejében nem volt változás.

A klímaváltozás hatása némileg különbözik a városi és a vidéki területeken (Röetzer et al. 2000). Négy tavaszi fenofázist figyeltek meg Közép-Európa területein (pl. Prága, Frankfurt, Berlin). A tavasz előtti fenofázisokat és a virágzás kezdetét a *Galanthus nivalis*, a *Forsythia* sp., a teljes virágzást és a virágzás kezdetét a *Prunus avium* és a *Malus domestica* esetében figyelték meg. Az 1980-1995-ig tartó periódusban a tavasz előtti fenofázisok átlagosan 13,9 nappal korábban jelentkeztek átlagosan 10 évenként a városi régiókban, 15,3 nappal pedig a vidéki területeken. A teljes virágzás 6,7 nappal jött előrébb 10 évenként a városokban és 9,1 nappal vidéken.

A globális felmelegedés és a növények virágzása kezdetének kapcsolatát vizsgálták Massachusetts-ben (Rushing et al. 2006). Megfigyeléseiket fényképekkel is alátámasztották, például a *Chionanthus virginicus* egy 1926. június 20.-i képen ugyan úgy virágba van borulva, mint egy 2003. május 7.-i képen. Átlagosan 2-10 nappal korábban virágoznak a növények 1 °C-os hőmérsékletemelkedés következtében. 150 évvel ezelőtt 2,7 °C-kal hidegebb volt, mint 2005 februárja és májusa között.

A tavaszi fenológiai változását figyelték még 1965 és 2001 között Északkelet-Amerikában (Wolfe et al. 2005). 72 területen gyűjtöttek adatokat a *Syringa chinensis* 'Red Rothomagensis' klónjának első levelének megjelenéséről és az első virágjának megjelenéséről valamint a régiók historikus időjárási adatait. E mellett még összegyűjtötték a *Malus domestica* és a *Vitis vinifera* virágzási idejének középső dátumát. Az adatok feldolgozása során arra a megállapításra jutottak, hogy az első virágok 0,092 nappal korábban érkeznek átlagosan évenként, az első levelek pedig 0,048 nappal. A tavaszi index modellel viszont azt állapították meg, hogy az első levél 0,21, az első virág pedig 0,123 nappal korábban mutatkozik meg évenként. A modellben használták a napi maximum, minimum és az átlagos havi vagy évi hőmérsékletet. Az alma esetében a virágzás közepe 0,2 nappal, a szőlőnél 0,146 nappal előbbre tolódik évente. Az átlagos évi középhőmérséklet megközelítőleg 0,7 °C-ot emelkedett a vizsgálat ideje alatt.

Az USA Nagy Alföldjén őszi búza virágzásáról, kihajtásáról 70 évnyi adatát vizsgálta meg Hu et al. (2005) és azt találták, hogy 0,8-1,8 nappal korábban következett be a fenofázis átlagosan 10 évenként. Ezt a tavaszi hőmérséklet emelkedésével magyarázták. 2004-ben 6-10 nappal korábban hozta a virágot, mint 1948-ban. A fenofázis változása szignifikáns korrelációt mutatott a tavaszi napi minimum hőmérsékletek emelkedésével. Jelentéktelen kapcsolatot mutattak ki a tavaszi és a téli csapadék változásával.

1969 és 2000 között a vegetációs időszak kezdete Európában átlagosan 9 nappal korábbra tolódott (Chmielewski et al. 2003), ami azt jelenti, hogy -2,8 nap évtizedenként. A vegetációs időszak vége nagyon kicsi eltérést mutat, évtizedenként körülbelül 1 nap a változás. Az átlaghőmérséklet február és április között 1,6 °C-kal lett magasabb Németországban, aminek következtében a gyümölcsfák 8 nappal korábban virágoztak. Viszont egyre nagyobb veszélyt jelent a növények számára a kései fagy.

A klíma változás és a növényi fejlődés közti összefüggést vizsgálták Szlovéniában is a *Taraxacum officinale* megfigyelésével (Bergant et al. 2002). A jövőbeni klíma adatokról a GCM modellt használták. A pitypang virágzásának kezdetét és a januári, februári és a márciusi hőmérsékletek közötti összefüggéseket nézték meg. 1960-1999-ig voltak adataik. A két féle GCM modell közül az egyik 4 (HadCM3), a másik 5 nappal (ECHAM4/OPYC3) korábbi virágzást jósolt 1990-2019-es időszakra. 2020-2049-re pedig 10-11 nappal korábban fog virágozni a pitypang. Közép-Európában tehát 1 °C-os átlag hőmérséklet emelkedés 5-7 nappal korábbra hozza a virágzás kezdetét.

Dél-Koreában a japán cseresznye (*Prunus serrulata* var. *spontanea*) rügyfakadása, virágzása és a napi minimum, maximum hőmérséklet valamint hőösszeget és a fagyást is belekalkulálva vizsgálták meg közöttük az összefüggést (Chung et al. 2009). 1971 és 2000 között 5,2 nappal korábban virágoztak a fák, mint 1941 és 1970 között. 1971 és 2000 között viszonyítva a jövőben 2011-2040 között 9 nappal, 2041 és 2070 között 21 nappal, 2071 és 2100 között 29 nappal korábbi lesz a virágzás.

Svájcban Basel-ben a nyírfa virágzását, és ezzel együtt a pollenhozásának idejében történt változásokat figyelték meg (Frei és Gassner 2008). 38 év alatt 15 nappal korábban hozta a pollent a növény, amit a hőmérséklet emelkedésével magyaráztak. A hőmérsékleti adatok 1864-2006-ig adnak információt. Svájcban átlagosan 100 évenként 1,1 °C –ot emelkedett a hőmérséklet, míg Baselban 1,3 °C–ot. 1969-2006-ig tartó periódusban 0,49 °C/10 év Svájcban, 0,51 °C/10 év Baselban. 1°C-os hőmérsékletemelkedés 2,5 nappal korábbra hozza a fenofázist.

Közép-Olaszországban jó indikátor növénynek tartják az *Olea europea*-t (Orlandi et al. 2005). 1982-2003-ig tartó vizsgálati években megfigyelték a teljes virágzásának időpontjait és kapcsolatot kerestek a napi minimum, maximum és átlag hőmérsékletekkel, amit január 1.-től a teljes virágzásig mértek, valamint a hőösszeg napokkal és a fagyos tényezőkkel, amit január 1.-től 25-ig mértek. Leginkább a hőösszeg és a fagy mennyisége befolyásolta.

Finnországban a *Betula pubescens* rügyfakadásáról gyűjtöttek adatokat 1997-2006-ig (Pudas et al. 2008). A déli boreális zónában 0,7 nappal korábban hozta a fenofázist évente, az északi boreális zónában pedig 1,4 nappal. A rügyfakadás ideje leginkább a májusi középhőmérséklettől függött. A növekedési periódus hossza 1,2-1,6 nappal növekedett meg évente az északi és a közép boreális zónában, délen nem volt szignifikáns a növekedés. Nem volt tendencia az őszi fenofázisok változásában. Délen a márciusi 0,4°C-kal csökkent, áprilisi emelkedése minimális, májusban 0,2°C-kal nőtt. Északi és közép boreális zónában az áprilisi és májusi középhőmérséklet 0,3-0,6 °C-kal növekedett évente. 1°C-os májusi hőmérsékletnövekedés a rügyfakadást korábbra hozza 2,3 nappal délen, 3,6 nappal középen, 5,1 nappal északon. A téli minimum hőmérséklet és a fagyos napok száma nem voltak rá hatással. Az első levélnyílás középen 1,6 nappal jött előrébb, 1,1 nappal pedig délen. Az augusztusi és/vagy a szeptemberi hőmérsékletek összefüggést mutattak a levél-színeződéssel a déli és a közép boreális zónában.

Németországban a *Picea abies* rügyfakadása és a havi/heti középhőmérsékletek közötti összefüggést vizsgálták (Schleip et al. 2008). 1953-2003-ig tartó időszakot figyelték meg. A hőmérsékleteket januártól májusig nézték. Leginkább az áprilisi és a májusi hő-

mérsékletek voltak rá hatással. Az 1980-as évek elejétől nézve 2003-ra 0,25-0,75 nappal korábban jelentkezett a fenofázis évente. 1951-től nézve 0,35-0,02 nappal változott évente. Az áprilisi hőmérséklet $-0,07-0,00^{\circ}\text{C}$ -kal változott évente. A vizsgált időszak vége felé viszont $0,01-0,07^{\circ}\text{C}$ -kal változott évente. A májusi hőmérséklet $-0,03-0,03^{\circ}\text{C}$ -kal változott, a vége felé pedig $0,03-0,17^{\circ}\text{C}$ -kal évente.

Németországban gabonafélék és gyümölcsfák fenológiai adatait dolgozták fel 1961-2000-es adatbázis alapján (Chmielewski et al. 2004). Gyümölcsfák közül a *Malus domestica*, *Prunus avium* virágzását figyelték meg, a gabonafélék közül a *Secale cereale*, a *Beta vulgaris* és a *Zea mays* tavaszi fenofázisait vizsgálták meg. Átlagosan a középhőmérséklet februártól áprilisig $0,41^{\circ}\text{C}$ -ot növekedett évtizedenként. A fenofázisok változása és a hónapok középhőmérsékletei jól korreláltak (a korrelációs koefficiens $-0,85$ és $-0,89$ között volt). 1°C -os hőmérséklet emelkedés során a gyümölcsfák virágzása 5 nappal korábbra tolódott. A *Secale cereale* 1°C -os hőmérsékletváltozásra 3,8 nappal korábbi időpontra történt a kihajtása. A kukorica vetése a melegebb tavaszi hőmérsékletek hatására korábban is lehetségesé válik (3,3 nap/évtized). A cukorrépa korábbi vetése is lehetséges, de korábbi betakarítása csak a korai elvetésből ered.

A klímaváltozás hatását vizsgálták még a természetes vegetációra Németországban, Saksony-ban (Chmielewski et al. 2005). A téli és a nyári hőmérsékletváltozás főleg a tavaszi és a nyári fenofázisokra van hatással. Az őszi fázisok csak kis változásokat mutatnak. Gyakoribbak az aszályok. A *Robinia pseudoacacia* és a *Betula pendula* adatait használták fel a vizsgálatokhoz. Átlagosan az évi középhőmérséklet $0,3^{\circ}\text{C}$ -ot nőtt évtizedenként. A modellezés során arra jutottak, hogy 2041-2050-ig $1,6^{\circ}\text{C}$ -ot fog nőni az évi középhőmérséklet. 30 mm-rel kevesebb csapadék. 2050-re a fázisok 3-27 napig változhatnak (27 nappal korábban fog virágozni a *Salix caprea*).

Statistikai analízis során feltárták, hogy szignifikáns kapcsolat van az emelkedő hőmérséklet és a korábbi fenológiai fázisok, mint a virágzás vagy a gyümölcsérés között (Schröder et al. 2006). 1991 és 1999 között Németországban tavaszi fenofázisok 15 nappal korábban kezdődtek, mint 1961 és 1990 között. A *Corylus avellana* virágzása, ha a mediánt nézzük 15 nappal korábbi, a *Galanthus nivalis* 5 nappal, *Forsythia suspensa* 9 nappal, de előfordult, hogy 43 nappal korábban virágzott. A *Quercus robur* termésérése 5 nappal, a *Triticum aestivum* kihajtása 6 nappal, de előfordult, hogy 36 nappal korábban jelentkezett. A hőmérséklet átlagosan $0,8^{\circ}\text{C}$ -ot emelkedett. A januári minimum hőmérséklet 2°C -kal lett több, a maximum hőmérséklet $2,4^{\circ}\text{C}$ -kal. Az augusztusi minimum hőmérséklet $1,7^{\circ}\text{C}$ -kal lett több, a maximum hőmérséklet $1,9^{\circ}\text{C}$ -kal.

Magyarországon vizsgált bioindikátor a *Robinia pseudoacacia* volt (Walkovszky 1998). A virágzásának a dátumát jegyezték le 1851-1994-ig. Körülbelül 3-8 nappal korábban hozta a fenofázist. A március 15-től május 15-ig tartó időszak átlaghőmérsékletével hozták összefüggésbe. Szignifikáns hőmérsékletemelkedést tapasztaltak Magyarország nyugati területein. Itt $0,7-1^{\circ}\text{C}$ -os hőmérsékletnövekedés mellett 5-10 nappal korábban virágzott az akác. Budapest közelében az átlaghőmérséklet március 15 és május 15 között 1851-1931-ig $10,5^{\circ}\text{C}$ volt, 1951-80 között $11,8^{\circ}\text{C}$ volt, 1983-1994 között $12,2^{\circ}\text{C}$ volt.

A *Trifolium repens* 1962-2002-ig megfigyelt virágzásának időpontját figyelték meg (Williams és Abberton 2004). Arra a következtetésre jutottak, hogy 1978 óta körülbelül

7,5 nappal korábban virágzott évtizedenként. Ezt az évi maximum, minimum és a talaj hőmérséklet emelkedésével hozták összefüggésbe. Negatív korrelációt mutatott a februári és a márciusi minimum és maximum hőmérséklettel és a január és április közötti talaj hőmérséklettel. A talaj fagyása szignifikánsan korrelált a kései virágzással. A februári esőzés pedig szignifikáns hatással volt a virágzás idejére. Hazai fenológiai modellek születtek szőlőre és meggyre (Hlaszny et al. 2012, Ladányi et al. 2009, Ladányi és Hlaszny 2010.)

3.1.3. A geofita növények fenológiája és az időjárás

A *Crocus sativus* vizsgálata során Olaszországban arra jutottak, hogy 300 mm csapadék szükséges a gumó kihajtásához (Gresta et al. 2009). A növény novemberben, esőzés után 27 napon keresztül virágzik.

New Hampshire-ben az *Erithronium americanum* esetében a vizsgált években, a virágzási időszakban mért hőösszeg a következő volt: 1972-ben 3471 fok-óra, 1973-ban 3284 fok-óra (Muller 1978).

A *Muscari tenuiflorum*ot Közép-Európában vizsgálták. Megfigyelték, hogy a száraz időszakban elmarad a termés és a maghozás valamint a virágzás is csökken (Hermann et al. 2006). Mikor áprilistól májusig sok volt az eső, sok volt a virágzás is. Az erdők aljnövényzetében alig virágzik és magot is alig hoz, a levelek viszont tovább maradnak zöldek.

A hagymás növények közül megfigyeltek néhányat Magyarországon is. Az *Allium moly* virágzási ideje 15-21 nap és az effektív hőösszeg igénye a virágzashoz 691,77 foknap (Kohut 2007). Az *Allium sphaerocephalon* hőösszegigénye 472-551 foknap.

A hagymások legnagyobb része szárazságtűrő, hiszen kontinentális, arid klímából származó faj (Priszter 1974).

A korai hagymások, mint a *Crocus*, *Leucojum*, *Bulbocodium*, *Galanthus*, ha hótakaró alá kerülnek, annak elolvadásával kinyílnak a bimbók, illetve folytatódik a virágzás.

A virítás időtartama jelentős mértékben függ az időjárástól. A napos és a meleg idő igen megrövidíti a virágnyílási idejét hűvös, borús esős időben a virágfejlődés nagyon lecsökken, a bimbós virágok ilyen időben csukva maradnak. Elsősorban a korai hagymások virításakor tapasztalható jól a fénynek és az azzal többnyire együtt járó hőnek a szerepe.

A *Crocus*ok vagy a *Colchicum hungaricum* bimbói szeles, napos, de hidegebb időben hosszában növekednek ugyan, de virágnyílást már csak bizonyos hőfok elérése után tapasztalunk, amelyek elmúltával vagy felhősödéskor a virágok újra összecsukódnak.

A napközben előforduló fagypont alatti vagy feletti hőmérséklet, a hótakaró hiánya, megléte esetén pedig annak vastagsága, a felhős égbolt illetve a napsütés intenzitása mindezek 3-4 hetes eltolódásokat okozhatnak nálunk a legkorábbi hagymások virítás kezdetében, de jelentős különbségeket idéznek elő abban is, hogy a különböző nyílású fajok között hány nap telik el.

3.2. A klímaváltozás hatása a lepkék (Lepidoptera) fenológiájára

Az időjárási viszonyok megváltozása nagymértékben befolyásolja a rovarok fejlődését és elterjedését (Ladányi és Horváth 2010). A klímaváltozás hatásait számos különböző szempontból lehet és szükséges vizsgálni, például erdészeti vagy mezőgazdasági (Spencer et al., 2009), orvosi (Kearney et al., 2009; Kiritani, 2006; Takken and Knols, 2007), növényföldrajzi (Uniyal and Uniyal, 2009) stb. Ez a kiterjedt kutatómunka számos terület kutatóinak interdiszciplináris együttműködését igényli (Hilker and Westerhoff, 2007; Strand, 2000).

A lepkék rendje (Lepidoptera) fajsza szám tekintetében kiemelkedő, 8470 fajjal a negyedik legnagyobb rovarrend Európában (Karsholt – Razowski, 1996). Fajgazdagságuknak köszönhetően egy adott területen élő lepkék listája rendkívül plasztikusan írja le az adott terület természeti körülményeit, és ez visszafelé is igaz: az abiotikus tényezők megváltozására a lepkék érzékenyen reagálnak, ezáltal jó indikátornak bizonyulnak a klímaváltozás szempontjából (Ronkay, 2004).

A klímaváltozás lepkékre gyakorolt hatásainak elemzésével már az 1990-es évek kezdete óta foglalkoznak a kutatók (Hedden, 1989; Peters, 1990; Watt et al., 1990; Dennis és Shreeve, 1991; Farrow, 1991; Porter et al., 1991; Dennis, 1993; Williams és Liebhold, 1995; Harrington és Woiod, 1995; Harrington és Stork, 1995). Woiod (1997) szerint a klímaváltozás alapvetően három fő hatást gyakorol a lepkefajokra:

1. Abundanciaviszonyok változása
2. Elterjedésbéli, disztribúciós vagy áreaváltozások
3. Fenológiai változások

Ezen hatások interakcióit is vizsgálni szükséges. Például jól dokumentált kapcsolat áll fenn abundancia és disztribúció között, mivel a legnagyobb egyedszámú (mérésüket egővi) fajoknak általában az áréja is nagy (Lawton, 1995). Valamint, mivel a fenológiai változások is nagy hatással lehetnek az abundanciára (akár a lepkék, mint prédászervezetek és predátoraik vagy parazitoidjaik szinkronizációja, akár a lárvá és a tápnövény szinkronizációja (Watt és Woiod, 1997), akár adott éven belül egy vagy több plusz generáció megjelenése okán). Porter et al. (1991) és Logan et al., (2003) szerint a jövőben az alábbi hatások valószínűsíthetők: növekvő áttelelési arány, a növekedési szakasz kitolódása, a tápnövény-kártevő szinkronizációjában bekövetkező változások, interspecifikus interakciók változásai, beleértve a lepkék és természetes ellenségeik kapcsolatainak megváltozását, vándorkártevők invázióinak fokozódása és a gradációs kártételek gyakoriságának megváltozása, a biodiverzitás általános csökkenése.

A klímaváltozás lepkékre kifejtett közvetlen hatásainak tisztázásához Bale et al., (2002) szerint a következő nehézségekkel kell megbirkóznunk:

1. A lepkék természetes viszonyok között már most is nagy térbeli és időbeli változékonysággal találkoznak, ill. küzdenek meg, klímaváltozásra adott válaszaik pedig élőhely (pld. tengerszint feletti magasság), faj (pld. polifág vagy monofág), és tápnövény (jó minőségű, rosszabb minőségű) vonatkozásában egyaránt sajátosak lehetnek, és akkor még nem esett szó az egyéb biotikus interakciókról. Nehéz tehát

eldönteni, mely hatások tulajdoníthatók egyértelműen a klímaváltozásnak, és gyakran igen nehéz az egyes direkt és indirekt hatásokat szétválasztani.

2. Már egyes kiragadott tényezőknek, mint például a hőmérsékletnek is, gyakran el-
lentmondásos hatásai lehetnek a változás mértékétől és adott fajtól függően (például
a hőmérséklet emelkedése miatt a hótakaró csökkenése vagy a tápnövénynek való
szinkronizáció gyengülése kedvezőtlen lehet egyes fajok áttelelése számára, ugyan-
akkor melegebb körülmények között az egyedfejlődés felgyorsulhat és egyes fajok
új területeket kolonizálhatnak (Ayres és Lombardero, 2000).
3. Számos fajnál a niche szélessége kellőképpen tisztázottnak látszik (legalább a hő-
mérséklet tekintetében), és gyakran azt is tudjuk, mely fajok váltják egymást adott
klimatikus gradiens mentén. Nagyon kevés információ áll azonban rendelkezésre
arról, hogy miért pont egy adott faj váltja le a másikat.

Ebben a fejezetben a lepkék (Lepidoptera) rendje alapján mutatjuk be a klímaváltozás ha-
tására várható fenológiai változásokat. Mivel a lepkék kiváló indikátorszervezetnek bizo-
nyulnak a klímaváltozás vizsgálata szempontjából, a következő (3.3) fejezetben az összes
többi változásról is részletesen írni fogunk, amely a Lepidoptera rendet érintheti.

3.2.1. Korábbi rajzás

A rajzás kezdetét Woiwod (1997) szerint számos tényező befolyásolhatja, a legnagyobb
hatást azonban a hőmérséklet és a rajzást megelőző csapadékviszonyok fejtik ki. Mivel
a hőmérséklet (hőösszeg) alapvető fontosságú, a rajzáskezdet az egyik legkönnyebben
tanulmányozható, klímaváltozással összefüggésbe hozható jelenség. A klímaváltozás ha-
tásainak tanulmányozása a fenológia témakörében nem csak a rajzás kezdetére, hanem a
röpképes imágók jelenlétének periódushosszára és a nemzedékek között eltelt időre illetve
a nemzedékek számára összpontosít. Brakefield (1987) a *Maniola jurtina* és a *Pyronia
tithonus* rajzását vizsgálva kimutatta, hogy a rajzási eltolódások mértéke a különböző fa-
joknál a habitat-preferenciától függően eltérő lehet. A *Maniola jurtina* később rajzó po-
pulációinak szárnymintázata, valamint testmérete (kisebb) is jelentősen eltért a korábban
repülő egyedekétől (Brakefield, 1984).

Forister és Shapiro (2003) 23 kaliforniai lepkefaj repülő imágóinak évi átlagos első
észlelési időpontját vizsgálta 31 éves időszakon, és megállapították, hogy a szignifikáns
mértékben korábban megjelenő fajok első észlelése átlagosan 42 nappal tolongott korábbra
a mediterrán klímájú területen.

Nagylepkék korábbi megjelenését tapasztalta az 1988-2002 közötti fogásadatok elem-
zése során Stefanescu et al. (2003) Spanyolországban is, ahol a 19 nagy egyedszámban
fogott faj közül 8 átlagos repülési ideje lényegesen korábbra tolongott.

Kearney et al. (2010) Ausztrália délkeleti részén, Melbourne környékén 1941-2005 kö-
zötti adatok felhasználásával vizsgálta a *Heteronympha merope* faj megjelenését. Az ered-
mények szerint az utóbbi 65 évben a faj évtizedenként átlagosan 1,5 nappal jelent meg ko-
rábban – ugyanezen időszakban a dekádonkénti átlaghőmérséklet-emelkedés 0,16 C volt.

Kuchlein és Ellis (1997) Hollandiában vizsgált 104, évente legalább 30 példányban
fogott Microlepidoptera fajt, és megállapították, hogy a fajok megjelenési ideje átlago-

san 11,6 nappal tolódott korábbra 1975-1994 között. Ezt a hatást elsősorban a melegebb tavaszoknak tulajdonították, a nyári hőmérséklet emelkedésének befolyását jóval mérsékeltebbnek találták.

Miután Nagy-Britanniában az atkáknál már észlelték, hogy korábban jelennek meg mezőgazdasági területeken, mint az 1960-as években, Woiwod et al. (1997) hat állomáson azt vizsgálta, vajon ez a jelenség a megelőző 20 év adatainak tükrében lepkéknél is megfigyelhető-e. Az egyszerűség érdekében csak egynemzedékes fajokat vizsgáltak olyan állomásokon, ahol évente legalább 20 példányt fogtak, majd a megjelenések 5, 25, 50, 75 és 95 percentilisét vizsgálták. Az eredmények szerint az *Orthosia gothica* csaknem egy hónappal korábban repült, mint 1976-ban, és ennél a fajnál az eltérés az összes percentilis tekintetében szignifikáns volt. Woiwod et al. (1997) kibővített vizsgálatai során további 93 fajnál talált szignifikáns eltéréseket, melyek közül 88 korábbi, 5 pedig későbbi megjelenési időt jelzett. Ezek az eredmények igen hasonlóak Zhou et al. (1996) eredményeihez (itt a vizsgálat alanyai atkák voltak) és a szerzők következtetései szerint a következő 20-30 év során mind a legtöbb atka-, mind a legtöbb lepkefaj megjelenési ideje a melegebbé válva egyre korábbivá válik. Roy és Sparks (2000) következtetései szerint a Brit-szigeteken az 1°C-os évi középhőmérséklet-növekedés átlagosan 2-10 nappal tolja korábbra a lepkefajok többségének rajzáskezdését és rajzáscsúcsát.

3.2.2. A rajzás későbbre tolódása

Woiwod et al. (1997) korábban már említett vizsgálatai során a Cockayne Hatley fénycsapda-állomáson fogott *Xestia xanthographa* igen érdekesen viselkedett, minthogy ez volt az egyetlen olyan faj, melynél a repülő imágók megjelenése az előző 20 év során egyre későbbre tolódott. Ez egy viszonylag későn megjelenő faj, és a szerzők feltételezték, hogy további melegedés esetén megjelenése még későbbre tolódhat. Ezt Buse és Good (1996) kísérletes körülmények között egy másik fajnál, a kis téliaraszolonál (*Operophtera brumata*) igazolta is. Ugyanerre az eredményre jutottak hazai adatok alapján Kúti és munkatársai (2011a).

3.2.3. Új nemzedékek megjelenése

A jövőbeli melegedés különbözőképpen és különböző mértékben érinti majd az eltérő nemzedékszámú fajokat. A töbnemzedékes fajoknál, például a *Pieris brassicae* esetében a magasabb hőmérsékletek (*ceteris paribus*) gyorsabb egyedfejlődést, ennek következtében új nemzedékek megjelenését eredményezhetik (Pollard & Yates 1993). Ezen fajok nagy részének áréája magasabb földrajzi szélességre és tengerszint feletti magasságra terjedhet ki (Pollard et al. 1995, Hill et al. 1999, Parmesan et al. 1999.)

Altermatt (2009) 355 két- vagy töbnemzedékes lepkefajt vizsgálva 263 közép-európai Macrolepidoptera fajnál figyelte meg az egymást követő generációk megjelenésének felgyorsulását, 44 fajnál pedig legalább egy új nemzedék jelent meg az 1980-as évek után.

Morimoto et al. (1998) a *Plutella xylostella* két új nemzedékének kialakulását valószínűsíti Japánban 2°C-os évi középhőmérséklet-növekedés esetén.

Tobin et al. (2008) a többnemzedékes *Paralobesia viteana* fenológiai vizsgálata során megállapította, hogy különösen az enyhébb telek és meleg tavaszok jelentősége kiemelkedő, mivel a faj a nyári napéjegyenlőség után 2-3 héttel megkezdí a diapauzát (ezért az ez utáni hőösszeg-növekedés hatása a nemzedékszámra csekély). 2°C feletti középhőmérséklet-növekedés viszont sokkal korábbra tolhatja a második nemzedék peterakását, így a harmadik generáció megjelenésének valószínűsége magasabb lesz.

3.3. Populáció szintű változások a lepkék (Lepidoptera) példáján

A lepkék (Lepidoptera) rendje kiváló csoportnak bizonyul a klímaváltozás populációdinamikai hatásainak szemléltetéséhez. Az egyes populációk abundanciaváltozásain túl az elterjedésben areában, disztribúcióban bekövetkező változások is erősen valószínűsíthetők.

A klímaváltozás következtében fellépő abundanciaváltozások monitorozása során több probléma is felmerül. Először is a megfelelő nyomon követéshez hosszú távú adatsorra van szükség, mivel a lepkék egyedszáma egyes éveken, vagy akár generációkon belül, egyszóval rövid távon nagy változékonyságot mutat, ami könnyen félreértelmezhető rövid távú trendeket eredményez (Woiwod, 1991). A másik gond, hogy ha még rendelkezésre állnak is hosszú távú adatsorok, nagy biztonsággal nem lehet a megfigyelt változásokat a klímaváltozás számlájára írni, mivel a lepkék populációméretét számos tényező befolyásolja. Ezeken a problémákon csak bizonyos fajok vagy közösségek igen beható, hosszú távú vizsgálatával lehet átlendülni, ám az ilyen adatsorok meglehetősen ritkák (Woiwod 1997).

3.3.1 Abundanciaváltozások: az egyedszámok csökkenése

A Rothamsted Fénycsapda Adatbázis az 1960-as évektől kezdődően tartalmaz fénycsapda-fogásadatokat Nagy-Britannia 430 különböző pontjáról (mivel számos állomást önkéntesek üzemeltetnek, a működő csapdák száma évről-évre változik). A rendszer működésének kezdete óta több mint 730 nagylepkéfajt fogtak, és 10 millió feletti fogásadat áll rendelkezésre. 1995-ben Pollard (1995) még a Brit-szigeteken gyakori és elterjedt lepkéfajok további área- és abundancianövekedésére irányuló tendenciát vetített előre, mert eredményei szerint a nyári hőmérsékletek emelkedése a lepkék egyedszám-növekedését indukálja. Roy et al., (2001) regressziós modell alapján számolt eredményei is hasonlóak voltak: a meleg nyár a 31 vizsgált lepkéfajból 28-nál növelte az egyedszámot, különösen ha az előző év csapadékos az aktuális év pedig száraz volt. A következtetések szerint a legtöbb vizsgált fajnál abundancianövekedés várható, egyedül a *Pieris brassicae* fajnál jósltak csökkenést. Ezzel szemben 3 évvel később Conrad et. al. (2004) 338 nagylepkéfaj 35 éves idősoránál TRIM-elemzéses (Pannekoek és Van Strien, 2001 és Van Strien et al., 2001) vizsgálata során kimutatta, hogy a fajok 54 %-a mutatott egyedszámcsökkenést, míg a fajok 24 %-ának populációja stabil, erős egyedszám-növekedést pedig mindössze 6 faj produkált. Azt is megállapították, hogy a legtöbb, kétszikű tápnövényű faj egyedszáma a 35 év alatt csökkent, míg a zuzmókon és tülevelű fajokon élő fajok száma a legtöbb eset-

ben nőtt. A pete alakban telelő fajok száma mutatta a legnagyobb csökkenést, valamint kizárólag olyan fajoknál tapasztaltak egyedszám-növekedést, melyek imágói tavasztól őszig repülnek. Egy későbbi vizsgálatukban Conrad et al. (2006b) a Rothamsted Insect Survey (RIS) 1968-2003 közötti adatait felhasználva a legalább 500 egyedszámmal reprezentált fajokat (337 faj) vizsgálva a fajok felénél talált legalább 12 %-os, tíz éve folyamatos abundanciacsökkenést. A vizsgálat eredményei szerint a pillangók 71 %-a, míg az éjjeli nagylepkek 66 %-a mutatott csökkenő tendenciát, ami jelentősen meghaladja az azonos időszakban a madárfajok 54, ill. a növényfajok 28 %-ánál tapasztalt egyedszámcsökkenést.

Conrad et al. (2002) a Brit-szigeteken vizsgálta az *Arctia caja* 1968-1999 közötti populációdinamikáját, és megállapította, hogy a csapdánkénti 4,2-es átlagos fogásszám 1983 után hirtelen, 28 %-os csökkenést mutatva 3,0-ra esett vissza. A csökkenő egyedszámról több forrás is beszámol (Rotschild, 2000; Waring, 2000; Conrad et al., 2001), illetve később a térbeli mintázatokban tapasztalt változásokat is elemezték a SADIE (Spatial Analysis by Distance Indices) technikával (Conrad et al., 2006a), és három különböző szakaszt különítettek el (1969-78: erősen strukturált térbeli mintázat, 1979-90: csaknem véletlenszerű eloszlás, 1991-99: ismét erősen strukturált mintázat, az abundancia erőteljes csökkenésével). Conrad et al. (2003) kimutatta, hogy a lepkefaj abundanciáját a téli csapadékvízviszonyok és a tavaszi hőmérséklet mellett az ún. EA-index (East Atlantic teleconnection pattern) is jelentősen befolyásolja. Nem talált viszont kapcsolatot az Észak-Európa téli éghajlatát nagy mértékben meghatározó NAO-index (North-Atlantic Oscillation) és a lepkefaj populációdinamikája között. Mivel az utóbbi 5 évtizedben az EA-index értéke folyamatosan nőtt, a bemutatott modell alapján az *A. caja* abundanciájának további csökkenése prognosztizálható.

Conrad et al. (2006b) a Rothamsted Insect Survey (RIS) 1968-2003 közötti adatait felhasználva a legalább 500 egyedszámmal reprezentált fajokat vizsgálta, és megállapította, hogy ezek közül 71 esetben az abundancia csökkenése olyan mértékű, hogy ezeket a fajokat az IUCN kritériumai alapján veszélyeztetettnek kell nyilvánítani. Mivel ezen fajok esetében nincs tudomásunk nagy távolságra történő migrációról, ezért az is valószínűtlen, hogy a csökkenő egyedszámú populációkat a kontinensről bevándorló fajtársaik „megmentenék”.

Roberts et al. (1993) és Gray (1994) megfigyelései szerint az Egyesült Államokban a *Lymantria dispar* populációi összeomolhatnak olyan telek után, amikor a meleg napok száma magas. Ennek okát abban látják, hogy a magasabb hőmérséklet fokozott anyagcserét vált ki, és az egyedek idejekorán elhasználják az átteleléshez szükséges tápanyagtartalekeket.

3.3.2 Abundanciaváltozások: egyedszám-növekedés

A skóciai East Loch Lomondside állomáson az 1968-2003 között folyamatosan működő Rothamsted típusú fénycsapda fogásadatait Salama et al. (2007) elemezte. Összesen 367 Macrolepidoptera fajt fogtak, és a 35 éves mintavételi időszak alatt jelentős növekedésről számoltak be mind a lepkefajok egyedszáma, mind a diverzitás vonatkozásában (Fischer's α : 19 %-os növekedés 1968-hoz képest). Részletesebb elemzésnek vetették alá az összes fogott egyed 27 %-át kitevő négy lepkefajt, melyek közül a három nyáron megjelenő faj

abundanciája jelentős mértékben nőtt, két faj megjelenése korábbra tolódott, két faj rajzási periódusa pedig bővült. Ezzel ellentétben a negyedik, ősszel megjelenő fajnál nem észleltek változást sem az abundancia, sem a megjelenés, sem a repülési időszak tekintetében.

3.3.3. Áreaváltozás (elterjedés földrajzi szélesség és/vagy tengerszint feletti magasság szerinti változása)

A lepkék területegységenkénti egyedszáma a földrajzi szélesség növekedésével egyre csökken – Gaston és Williams (1996), Wilf és Labandeira (1999) – és általánosságban hasonló trend figyelhető meg növekvő tengerszint feletti magasság esetén is. Felmelegedés esetén a mérsékelt égövi lepkefajok nagy részénél a magasabb szélességi övre illetve nagyobb tengerszint feletti magasságra történő elterjedés valószínűsíthető (Hickling et al., 2006), bár ezt a fajok mobilitása és különböző természetes akadályok (például tápnövény-ellátottság, szigeteknél a tenger, a horizontális terjedésnél pedig a hegységek) korlátozhatják.

Fosszilis leletek azt mutatják, hogy a rovaroknak a múltbéli klimatikus változásokra is reagálnia kellett (Coope 1970, 1987, 1995, Elias, 1994; Ashworth 1997). Wilf & Labandeira (1999) tápnövényenként egyre növekvő károsítási gyakoriságot és diverzitást figyelt meg a késő paleocén – korai eocénben bekövetkező globális felmelegedési szakaszból származó, Wyoming délnyugati részén fellelt fosszilis levélmintákon. Ezek a megfigyelések bizonyítékként szolgálnak arra, hogy ugyanazon a földrajzi szélességen emelkedő hőmérséklet következtében a növényevő rovarok diverzitása és a károsítások intenzitása növekszik. A csapadékvizonyok megváltozása is alapvetően befolyásolhatja az áreaváltozást, bár ez a hatás általában közvetetten (tápnövényeken, természetes ellenségeken keresztül) jelentkezik, és jelenleg igen nehéz előrejelezni. Azok a fajok, amelyek elterjedési területe már most is nagyinak mondható földrajzi szélesség vagy tengerszint feletti magasság tekintetében, Bale et al. (2002) szerint bizonyos értelemben pre-adaptálódtak a hőmérsékleti változásokkal szemben. A habitatok elvesztése vagy a habitatok mikroklimájának megváltozása szintén komoly befolyásoló tényező, ám ezeket ismét nehéz egyértelműen a klímaváltozásnak tulajdonítani, mivel az emberi tevékenység szerepe meghatározóbbnak tűnik. (Például Asher (2001) szerint 1940-hez képest a Brit-szigeteken a mezőgazdaság intenzifikálása miatt a természetközeli habitatok 70 %-a tűnt el.) Nagy-Britannia napnali lepkéit vizsgálva Warren et al., (2001) éles eltérést mutatott ki a habitat specialista és generalista fajok disztribúciója valamint abundanciája között: a generalista fajoknál általában áreaxpanziót, míg a specialista fajoknál kontrakciót figyeltek meg. Következtetések szerint az elsősorban a klimatikus viszonyok által korlátozott elterjedésű fajok (mint például a *Polygonia c-album*, mely 1970-hez képest 220 km-rel északabbra jelenik meg) további áreaxpanziója várható. A specialista, alacsony mobilitású fajoknál (például *Plebejus argus*) a szigetszerűvé váló habitatok egymástól való távolsága olyan barriert jelenthet, mely megakadályozhatja az egyébként már alkalmas klímájú új területek kolonizációját. Fox et al., (2003) a természetközeli habitatok ritkulása miatt az alacsony mobilitású, specialista fajok markáns egyedszám-csökkenéséről számol be 1970 óta (*Argynnis*

adippe, *Leptidea sinapis*, *Boloria euphrosyne*, *Euphydryas aurinia*, *Coenonympha tullia*, *Plebeius argus*, *Hamearis lucina*, *Erynnis tages*, *Boloria selene*). Egyetlen olyan habitat-specialista fajt találtak, melynél áreaxpanzió figyelhető meg (*Limenitis camilla*). Thomas et al. (2004b) 58, Nagy-Britanniában honos lepkefaj elterjedésének változását vizsgálta. Az eredmények szerint a lepkefajok 71 %-ánál jelentkezett áreakontrakció: az 1970-ben még benépesített, 10 km²-es területek átlagosan 13 %-áról tűntek el az utóbbi négy évtized alatt. Két faj teljesen eltűnt és a lepkéknél az áreavesztés mértéke jelentősen meghaladta a Brit-szigetek növény- ill. madárfajainál tapasztalt területcsökkenést.

A magasabb szélességi öv és magasabb tengerszint feletti magasság felé terjedést illetve visszahúzódást támasztják alá a következő megfigyelések:

Parmesan (1996) az *Euphydryas editha* elterjedését vizsgálta történelmi adatsorhoz viszonyítva 151 állomáson Kanadában, az Egyesült Államokban és Mexikóban. Eredményei szerint a faj leginkább elterjedésének déli határán szorult vissza, valamint kis tengerszint feletti magasságokban az egyedszám-csökkenés jelentősen meghaladta a magasabb állomásokon mért visszaesést. Ez volt egyébként az első olyan felmérés, mely egy lepkefaj abundanciaviszonyait annak teljes elterjedési területén vizsgálta.

Parmesan et al. (1999) 35 európai lepkefaj (egyik sem vándorlepke) áreaváltozását vizsgálták. Eredményeik szerint a fajok 63 %-a északi irányban terjeszkedett (az elterjedés északi határa 35-240 km-rel tolódott észak felé) és mindössze 3 %-nál volt megfigyelhető déli irányú terjeszkedés.

Parmesan és Yohe (2003) 1700 taxon (rovarok, emlősök, halak, fák, madarak, zuzmók) vizsgálata során arra a következtetésre jutott, hogy évtizedenként átlagosan 6,1 kilométerrel tolódik a sarkkörök felé, vagy vertikálisan 6,1 méterrel tolódik felfelé a vizsgált fajok elterjedési területe, és a tavaszi események (rajzás, virágzás, vándorok érkezése, rügypattanás stb.) évtizedenként 2,3 nappal korábban fognak bekövetkezni.

Saarinén et al. (2003) Finnországban 1991 és 2000 között hét lepkefaj északra tolódásáról tájékoztat a nemzeti természetvédelmi hatóság észlelési térképei alapján. Mitikka et al. (2008) a pókhálós lepke (*Araschnia levana*) 2000 és 2004 közötti terjedését modellezte Finnországban. Megállapította, hogy a faj legnagyobb várható terjedési távolsága összefügg a késő nyári hőmérséklettel, az empirikus adatok alapján pedig megmutatta, hogy a faj elterjedési határa 2000 és 2004 között folyamatosan északra tolódott, különösen Finnország keleti részén. Parmesan (2006) szerint is elsősorban a meleg nyarak következtében tolódhatott északra több észak-európai lepkefaj elterjedési területe.

Kuchleian és Donner (1993) megemlíti, hogy Hollandiában először 1965-ben fogták először a *Phyllonorycter platani* Gracillariidae fajt, ami azóta a leggyakoribb fajtá vált az országban. Stigter és Van Frankenhuyzen (1991) leírja, hogy a *Phyllonorycter leucographella* 1985-ben jelent meg Hollandiában, majd gyors ütemben terjedt. De Vos és Zumkehr (1995) pedig az 1980-ig csak Hollandia déli részén fogott *Omphaloscelis lunosa* bagolylepkefajról írja le, hogy 1994-re már az ország északi részén is közönségesnek volt mondható, sőt, a relatíve hűvös Fríz-szigeteken is megjelent (az évenkénti fogások száma 10 körülről 260-ra nőtt).

Kiritani (2006) több mint 50 pillangófaj északra tolódását és 10, korábban vándorlepke-ként tekintett lepkefaj meghonosodását jegyezte fel Japánban. A *Helicoverpa armigera*

és a *Trichoplusia ni* abundanciájának növekedését is a klímaváltozásnak tulajdonítja, bár eredményei szerint a globális felmelegedés a károsítók természetes ellenségeinek kedvezőbb, mivel (a pókok kivételével) prédáiknál több generációt képesek egy évben felnevelni.

Hill et al. (1999) szerint a *Pararge aegeria* 50 éven belül a faj Brit-szigetek összes, általa kolonizálható habitatját benépesíti majd.

Az elméleti ökológia egyik teóriája szerint, ha egy adott terület éghajlata megváltozik, akkor az ott élő, elterjedésükben a klíma által korlátozott fajok áréája is változni fog. Ennek vizsgálatára Hellmann et al. (2008) egy kisméretű specialista faj (*Erynnis propertius*) és egy nagyméretű generalista faj (*Papilio zelicaon*) északi irányú terjedését hasonlította össze. Eredményeik szerint mindkét faj kedvezően reagált a hőmérséklet növekedésére, és a jövőben mindkét faj tovább terjeszkedhet észak felé, ám a kutatók várakozásainak megfelelően a nagyméretű generalista faj abundanciája és lárváinak száma is erőteljesebben változott az északi elterjedési határon, mint a kisméretű specialista fajé.

Thomas et al. (2001) szerint mind az evolúciós, mind az ökológiai folyamatok reagálnak a klímaváltozásra, ezért szerepet játszanak az áreaváltozás megvalósulásában. Vizsgálatukban 4 olyan lepkefajt figyeltek meg, melyek az elmúlt 20 évben növelték elterjedésüket a Brit-szigeteken. Megállapították, hogy két faj (*Hesperia comma*, *Aricia agestis*) új habitattípusokat kolonizált. Az *Aricia agestis* fő tápnövényt váltott (kísérletes körülmények között a kolonizációban részt vevő nőtények petéik kétharmadát nem a korábban „megszokott” *Helianthemum chamaecistus*, hanem az új területeken gyakoribb *Geranium molle* növényfajon helyezték el). Braschler és Hill (2007) az egyébként polifág *Polygonia c-album* fajnál (Brit-szigeteki populáció) is alternatív tápnövény használatot mutatott ki (a *Humulus lupulus* helyett mindinkább *Ulmus glabra* és *Urtica dioica*). Nylin et al. (2008) a *Polygonia c-album* norvégiai, svédországi, angliai, belga és spanyolországi populációinak összehasonlító vizsgálata során azt tapasztalták, hogy a tápnövény-preferencia a *Salix caprea* felől a gyors fejlődést (több nemzedéket) lehetővé tévő *Urtica dioica* felé tolódik el azon régiókban, ahol ez lehetséges.

A diapauza nélküli, vagy aktív állapotban áttelelő fajoknál egyre nő az áttelelő egyedek aránya melegebb telek esetén. Ezek a téli átlaghőmérsékletek emelkedésével egyre északabbra és feljebb terjedhetnek.

A legtöbb mérsékelt övi lepkefaj nyugalmi időszaka télen van, inaktív pete- vagy lárvállapotban, amit az anyagcsere lelassulása kísér, melynek célja a hidegtűrés növelése. A téli diapauza befejezéséhez szükséges hőmérséklet a fajok többségénél alacsonyabb, mint a növekedési, aktív szakaszhoz igényel hőmérséklet, ami az adott földrajzi övezet nyári és téli hőmérsékleteit tükrözi. Bizonyos fajok földrajzi elterjedését ezért téli alakjaik hidegtűrése korlátozza, ezért északi elterjedési határuk a téli minimumhőmérsékletek izotermáját követi (Uvarov 1931, Danilevskii 1965). Melegedő éghajlat esetén valószínű, hogy ezen fajok északi elterjedési határa kitolódik.

Egyes fajok déli elterjedési határán a melegebb telek következtében a hőmérséklet már meg fogja haladni azt a küszöböt, ami a diapauzához szükséges, így ezen fajoknál a déli határ északabbra tolódik majd. Például Pullin és Bale (1989) szerint az *Inachis io* és az *Aglais urticae* téli nyugalmi állapotban lévő egyedeinek esetében a túlélés esélye 10°C-

on jelentősen lecsökken a 2°C-on megfigyelthez képest, és ez a visszaesés az *Inachis io* esetében markánsabb. Ennek megfelelően az *Inachis io* déli elterjedésének határa a 10°C-os januári középhőmérséklet izotermáját követi, az *Aglais urticae* elterjedési határa pedig valamivel ennél délebbre található (Bryant et al., 1997). Ha a telek melegebbek lesznek, a déli határvonal északabbra fog tolódni, mivel azonban az *Aglais urticae* már most is jelen van Norvégia legészakibb pontján (Nordkapp, North Cape, 71°10' N, 24°11' E) és ennél északabbra a tenger miatt nemigen terjedhet, áréája összességében csökkenni fog. Hill et al. (2002) 51 brit-szigeteki lepkefaj vizsgálatát során megfigyelte, hogy 46 déli elterjedésű faj közül 11 mutatott északi irányú terjeszkedést. A 2070-2099 közötti időszakra vonatkozó előrejelzéseik szerint az északi fajoknak nem lesz lehetőségük további északi irányú terjeszkedésre, és a déli területekről nagy részéről is el fognak tűnni. Vizsgálataik szerint azonban nem csak a klíma a korlátozó tényező, mivel a fajok jelentős része az alkalmas habitatok hiánya miatt nem tudja követni a klímaváltozás következtében beálló változásokat.

3.3.4. Az elterjedési terület határának vertikális változásai

Hódar és Zamora (2004) 1992-2001 között végzett megfigyelései szerint a *Thaumtopoea pityocampa* polifág faj károsítása egyre magasabb tengerszint feletti magasságban jelentkezik. A faj vertikális elterjedését nagyban befolyásolja a lárvák fejlődését meghatározó téli hőmérséklet. Míg korábban a megjelenés határa kb. 1500 m magasan volt, a faj döntően a *Pinus nigra* fenyőfajt károsította. 1997 és 1998 igen enyhe telei után viszont a faj 2000-2100 m magasságban is károsított, ahol már a *Pinus sylvestris nevadensis* boreális eredetű reliktum fenyőalfaj állományai találhatók, ami természetvédelmi aggályokat vet fel. A kutatók szerint az egyre enyhébb téli időjárás következtében a károsítások intenzitása és gyakorisága egyaránt növekedni fog.

Olyan fajoknál, melyeknél az egyedfejlődési ütem/hőmérsékleti válasz görbe meredeken emelkedik, mint például a *Saturnia pavonia*, lerövidülhet a lárvaállapotban eltöltött idő, ami a csökkenti a ragadozóknak/parazitoidoknak történő kitettséget – Bernays (1997). Ezek a fajok minden bizonnyal terjedni fognak mind földrajzi szélesség, mind tengerszint feletti magasság tekintetében. Az olyan fajoknál viszont, melyeknél a lárvaállapot hosszú és az egyedfejlődési ütem/hőmérsékleti válasz görbe csak lassan emelkedik, valamint az optimális fejlődési hőmérséklet alacsony és keskeny tartományú (*Lasiocampa quercus callunae*), a déli, valamint alacsony tengerszint feletti magasságú élőhelyek egyszerűen túl melegeg válnak, és a faj északra, valamint egyre nagyobb tengerszint feletti magasságokba kényszerül (Bale et al., 2002). Hasonlóan reagálhatnak majd a két- vagy többéves életciklusú fajok is, melyeknél a lassú egyedfejlődés csökkenti a gyors adaptáció lehetőségét, így várhatóan ezek is egyre magasabban fekvő élőhelyekre kényszerülhetnek.

Butterfield és Coulson (1997) szerint sebezhetőnek, érzékenynek azok a fajok számítanak, melyek erősen korlátozott klimatikus viszonyok között élnek, különösen a hegyvidéki és a hideghez alkalmazkodott fajok. Wilson et al. (2006) Spanyolország középső részének lepkefaunáját vizsgálva 16 fajnál állapította meg, hogy a melegedés miatt ezek a fajok egyre kevésbé észlelhetők alacsony tengerszint feletti magasságban: az alsó meg-

jelenési határ 30 év alatt 212 méterrel emelkedett az átlagosan 1,3°C-os évi középhőmérséklet-növekedésnek köszönhetően. Ezek a vertikális változások a vizsgálat időpontjában lepkefajoknál a benépesíthető habitatok körülbelül egyharmadának elvesztését jelentették, ami az előrejelzések szerint még a 21. században 50-80 %-ra emelkedhet.

A vertikális változásokat trópusokon is megfigyelték: Chen et al., (2009) a borneói Mount Kinabalu Geometrida-populációjának vizsgálatakor megállapította, hogy az utóbbi 42 évben a 102 montán lepkefaj átlagosan 67 méterrel tolódott felfelé.

3.3.5. Modellezés, áreaváltozás előrejelzése klímaszcenáriók alapján

Fajok jövőbeli áréájának meghatározására használatosak a „climate envelope” alapján felállított modellek. A „climate envelope” olyan környezeti-éghajlati változók összessége, melyek bizonyos határértékei belül a faj populációi képesek megélni, táplálkozni és szaporodni. Ezt az elvet alkalmazza számos számítógépes program, például a CLIMEX, a HABITAT, a BIOCLIM és a DOMAIN. Más kutatók lineáris modelleket és GIS-technikákat használnak az áreaváltozások előrejelzésére. Gyakran használják ezeket a modelleket mesterségesen betelepített fajok elterjedésének előrejelzésére is, például Ausztráliában a *Chiasmia inconspicua* és *C. assimilis* (Palmer et al., 2007) valamint az *Euclasta whalleyi* (Mo et al., 2000) esetében, vagy a *Cactoblastis cactorum* globális elterjedésének előrejelzése (Legaspi and Legaspi, 2010). Petrányi et al., (2007) globális cirkulációs modellek (GCM) nemzetközileg leginkább elfogadott szcenárióit (IPCC, 1990, 1996, 2001, 2007, Murphy, 1995), az OMSZ magyarországi meteorológiai adatait, valamint az IPCC CRU raszeteres adatbázisát használták arra, hogy Magyarország lepkefaunájának jövőbeli változásaira földrajzi analógiákat felhasználó módszerükkel előrejelzést készítsenek. Eredményeik szerint a Balkán-félszigeten délre vándorolva egyre csökken a magyar fauna tagjainak részesedése. Ugyanakkor egyre növekszik a Magyarországról a megváltozott klíma miatt elvándorló vagy kipusztuló fajok aránya és a számukra kedvező klíma miatt Magyarországra potenciálisan bevándorló fajok aránya is. Összehasonlították a teljes Lepidoptera rendre kapott adatokat a nagylepkékre (Macrolepidoptera) illetve molylepkékre (Microlepidoptera) kapott hasonló adatokkal. Megfigyelték, hogy a Macrolepidoptera adatok jelentősen nagyobbak a Microlepidoptera adatok pedig feltűnően kisebbek a teljes rendre vonatkoztatott adatoknál. Ez feltehetőleg a nagylepkék jobb repülési illetve migrációs tulajdonságainak, kevésbé speciális élőhelyigényüknek köszönhető. A Macrolepidoptera családok fajait külön vizsgálva megállapították, hogy a legjobb repülési tulajdonságokkal rendelkező szendereknek (Sphingidae) van a legkevesebb endemikus fajuk ellenben például az araszólepkékkel (Geometridae), ahol igen nagy az endemikus fajok aránya, így valóban plasztikus indikátorai a klímaváltozásnak. Összefoglalva azt a következtetést vonták le, hogy a vizsgált szcenáriók bekövetkezése esetén ezek hatása a magyar Lepidoptera fauna 55-81 %-át nem érintené. A mai fauna vesztesége fajokban 19-45 % közötti lehet maximálisan, ezek nagyrészt északias elterjedésű fajok. Ugyanakkor az új fajok megjelenésére maximálisan a mai lepkefauna 19-31 %-át kitevő mértékben lehet számítani, ezen fajok áréája jellemzően délkeleti jellegű.

Egyes ökológusok erősen kritizálják a klimatikus térképezési modelleket, illetve nyomatékosan felhívják a figyelmet arra, hogy egy faj áreaváltozása rengeteg tényező összetett hatásának eredménye, és nem csak hogy az interspecifikus kapcsolatokat nem ismerjük, de igen gyakran még egyetlen faj fontosabb fiziológiai paramétereiről is hiányos ismeretekkel rendelkezünk (Davis et. al., 1998, Lawton, 1998, Hodgkinson, 1999, Baker et al., 2000). Araújo és Luoto (2007) a *Parnassius mnemosyne* európai elterjedésének modellezésével a „climate envelope” modellek megbízhatóságát tesztelve megállapította, hogy a biotikus interakciók mind a modellek magyarázó, mind prediktív erejét jelentősen befolyásolják. Pearson és Dawson (2003) három olyan általános non-klimatikus tényezőt határoz meg, melyek alapvetően befolyásolják egy adott faj elterjedését:

1. biotikus interakciók, mint versengés és predáció
2. gyors lokális evolúció, ami környezeti változás nélkül is áreaváltozást idéz elő
3. barrier-ek korlátozó hatása.

Mindazonáltal még a klímaterképezési modellek legkeményebb kritikusai is elismerik, hogy a módszer legalább „első megközelítésként”, vagy „nullmodellként” nagy haszonnal alkalmazható.

Thomas et al. (2004a) a „climate envelope” módszer alapján készített modellt alkalmazva a Föld szárazföldi területének 20 %-át lefedve három különböző forgatókönyv (csekély, közepes, drasztikus változás) esetén készített előrejelzést a klímaváltozás következtében eltűnő fajok (emlősök, madarak, lepkék, hiüllök, békák és növények) számáról. Eredményeik szerint 2050-re a vizsgált taxonok 18-35 %-a tűnhet el a változás bekövetkezésének gyorsaságától függően.

Zalucki és Furlong (2005) a CLIMEX modell segítségével készített előrejelzéseket a *Helicoverpa punctigera* és a *H. armigera* ausztráliai elterjedésére. Az ausztrál klímaadatokból kiindulva azt is meghatározták, hogy a világ más részein hol várható a jövőben a *H. armigera* elterjedése.

Beaumont és Hughes (2002) BIOCLIM klímamodellek segítségével szimulálta 24 ausztrál lepkefaj jövőbeli elterjedését. Igen konzervatív klímaszcenáriót alkalmazva (0,8-1°C-os hőmérséklet-növekedés 2050-re) az eredmények szerint a relatíve széles hőmérsékleti optimummal rendelkező fajok 88 %-a áreacsökkenést mutatott, a fajok 54 %-ánál pedig az áreacsökkenés túllépte a 20 %-ot. Extrém szcenárió esetén (2,1-3,9°C-os hőmérséklet-növekedés 2050-re) a fajok 92 %-ánál tapasztaltak áreacsökkenést, a fajok 83 %-ánál az área zsugorodása 50 % feletti volt.

Gutierrez et al. (2006) a Kalifornia és Arizona gyapotültetvényein károsító *Pectinophora gossypiella* faj jövőbeli elterjedését modellezte négy különböző klímaszcenárió alkalmazásával. A GIS-alapú szimuláció forgatókönyvei 1, 1,5, 2, és 2,5°C-os napi maximum- és minimumhőmérséklet-emelkedést tükröztek, a modell változói között pedig a napsugárzás, a csapadék, a talaj nitrogéntartalma, a relatív páratartalom és a szélsebesség is szerepelt. A 0,5 és 1°C-os átlaghőmérséklet-változás hatása gyakorlatilag nem volt kimutatható, 1,5°C-os átlaghőmérséklet-emelkedés esetén viszont már jelentősen megnőtt a telet túlélő populáció mérete és kitolódott a károsítás területhatára is. Venette et al. (1999) CLIMEX szimulációval vizsgálta, hogy a mindezidáig az Egyesült Államok délkeleti te-

rületein még nem súlyos kártevőnek számító faj várhatóan mely területeken szaporodhat el. Az eredmények szerint a faj elterjedését és súlyos kártevővé válását alapvetően a sok csapadék, a hideg téli és nyári időjárás akadályozza. A modell szerint azonban a hőmérséklet emelkedésével a faj 80 % feletti eséllyel szaporodhat el és válhat kártevővé Arkansas, Louisiana, Mississippi, Alabama, Florida és Georgia államok bizonyos részein.

Fleming és Candau (1998) modellje a kanadai fenyőerdőket károsító *Choristoneura fumiferana* sodrómoly kártételének súlyosbodásával számol a késő tavaszi fagyok ritkulása miatt, Hassell et al. (1993) modellje szerint pedig amennyiben a parazitoidok zsákmányul szolgáló sodrómoly lárvák egyre korábban kelnek ki a petékből, időben megelőzhetik a számukra veszélyforrást jelentő felnőtt parazitoid alakok megjelenését. Az 'időbeli menedék' (refuge in time) jelenség során a lárvák akár teljes mértékben elkerülhetik a parazitoidokat. A CGCM3-B1 klímaszcenário alapján Gray (2008) szerint 2081 és 2100 között (a légköri szén-dioxid ekkor 550 ppm-et ér el) a *Choristoneura fumiferana* lombkártétele átlagosan 15 %-kal lesz nagyobb a kelet-kanadai fenyőerdőkben, a gradációs periódusok hossza megnő a szárazabb és melegebb klímának köszönhetően, és a faj károsítása északabbra tolódik.

A klímaváltozás hatásainak tanulmányozására sokan a klasszikus életciklusra alapozott öko-fiziológiai modelleket használják (Kingsolver, 1989; Logan et al., 1976; Logan et al., 2003), melyek például a lárvák metabolizmusát, a termoregulációt, a hőmérsékletet és az időjárás tápnövényeken keresztül kifejtett hatását vizsgálják. Generációs számok potenciális változásának gyors becslésére hőösszeg-modellt alkalmazott Yamamura és Kiritani (1998) is. Morimoto et al., (1998) három japán kártevő lepkefaj (*Plutella xylostella*, *Chilo suppressalis*, *Ephestia kuehniella*) és egy bogárfaj (*Tribolium confusum*) elterjedését jelezte előre hőösszeget, fotoperiodikus viszonyokat, valamint maximum és minimum hőmérsékletet alkalmazó modelljében. Eredményeik szerint a *P. xylostellánál* 2°C-os évi közép-hőmérséklet-növekedés esetén 2 új generáció jelenhet meg, míg a *C. suppressalis* északi elterjedése 300 km-rel tolódhat északabbra.

3.3.6. Egyes tényezők, klimatikus komponensek és interspecifikus tényezők hatásainak vizsgálata (hőmérséklet, légköri CO₂-tartalom, UVB-sugárzás, szél- és csapadékviszonyok, predátorok és parazitoidok)

A legkönnyebben tanulmányozható, mérhető tényező kétségkívül a hőmérséklet, ennek megfelelően az eddigi megjelent tanulmányok döntő többsége ennek hatásaival foglalkozik. A klímaváltozás azonban nem csak a hőmérsékletviszonyok módosulását eredményezi, hanem számos más módon is befolyásolja a lepkék metabolizmusát, fenológiáját és disztribúcióját.

Hőmérsékleti változások

A hőmérséklet számos változást indukálhat a lepkék életében, például változhat az életciklus hossza (fejlődés üteme), voltinizmus, a populáció sűrűsége és mérete, genetikai szer-

kezete, a tápnövény kihasználásának mértéke, valamint a helyi (kolonizáció) és földrajzi értelemben vett eloszlás (prezencia-abszencia, megjelenés-eltűnés). A legtöbb faj esetében a nyári meleg hiánya (alacsony hőösszeg) a korlátozó tényező, és nem a letális hőstressz megjelenése. Bale et al., (2002) szerint a hőmérséklet-változás hatásai azonban gyakran ellentmondásosak. Magasabb hőmérsékleten például az egyedfejlődés felgyorsulhat és a túlélési arány megnőhet, ugyanakkor ehhez kisebb felnőttkori testtömeg és alacsonyabb termékenység is társulhat. Arra is számos példát találni, hogy egyes fajok egyedfejlődési üteme különböző tengerszint feletti magasságú élőhelyeket magukba foglaló transzektek vizsgálatá során a terepi megfigyelések eredményei szerint hőmérséklet-függetlennek bizonyult, míg laboratóriumi vizsgálatok ennek ellenkezőjéről, azaz hőmérséklet-függésről számoltak be, pld: (Butterfield 1976; Coulson et al. 1976; Fielding et al. 1999). Ennek oka, hogy a rovarok aktívan képesek manipulálni termális mikrokörnyezetüket (May 1976; Heinrich 1977; Porter 1982; Bryant et al. 2000).

A légköri CO_2 -tartalom megváltozása: Táplálkozási viszonyok: a légköri CO_2 -tartalom lepkékre gyakorolt hatása a tápnövényen keresztül

A megemelkedő légköri CO_2 -szint hatása a lepkékre igen sokrétű (Bezemer és Jones, 1998; Whittaker, 1999). Coviella és Trumble (1999) szerint a légköri CO_2 -szint emelkedése négy fő következménnyel járhat a rovarpopulációkra:

1. Egyes fajok lokális eltűnése.
2. Egyes rovarfajok besorolásának (veszélyzetett, kártevő) megváltozása.
3. Bizonyos rovarfajok elterjedése megváltozik, a felhasználható tápnövények területére korlátozódik.
4. Bizonyos rovarfajok populációdinamikája megváltozhat, ez pedig hatással lesz más rovarfajokkal és növényekkel szembeni interakcióikra.

A hernyók számára a magas CO_2 -szint kedvezőtlen, elsősorban a tápnövény megváltozott fiziológiai jellemzői miatt. A vizsgálatok alapvetően egyetértenek abban, hogy a lepkék hernyóinak túlélése a kedvezőtlenebb összetételű táplálék (alacsonyabb víz- és nitrogéntartalom, emelkedő C:N arány és fenol-, valamint tannintartalom) miatt csökken, fejlődési idejük hosszabb lesz. Ilyenkor jellemző a kompenzációs táplálkozás, azaz a hernyók az alacsonyabb minőségű táplálékból többet fogyasztanak, akár 25 %-kal. A következmények tekintetében egymásnak ellentmondó következtetésekre jutottak a kutatók: erdészeti kísérletek szerint emelkedő CO_2 -szint esetén (*ceteris paribus*) a lombkárosítás mértékének csökkenése várható (Knepp et al., 2005), mások szerint viszont a kompenzációs táplálkozás miatt a kártételek intenzitása nő (Lincoln et al., 1984). Arra is van példa, hogy bizonyos lepkefajok nőtényei nehezebben találják meg azokat a növényeket, melyekre petéiket rakják.

Lepidoptera és Orthoptera lárvákon, magas CO_2 -szinten végzett kísérletek (Lincoln et al., 1984; Lincoln et al., 1986; Lincoln és Couvet, 1989; Lincoln et al., 1993) eredményei a populációk csökkenéséről számolnak be, bár ennek mértéke nem minden esetben szignifikáns.

Agrell et al., (2003) három különböző fafajon, eltérő fényviszonyok között vizsgálta normál ($387 \pm 8 \mu\text{l/l}$) és megemelt ($696 \pm 2 \mu\text{l/l}$) CO_2 -tartalom hatását az *Orgyia leucostigma* lepkefaj lárváira. A nagyobb CO_2 -koncentráció erős hatással volt az egyes fajok lombjának kémiai összetételére: csökkenő víz- és nitrogéntartalom, magasabb keményítő-, fenolos glikozid (salicortin ill. tremulacin), valamint tannintartalom jelentkezett. Az eredmények szerint a megemelt CO_2 -szint következtében a lárvák túlélési aránya 62%-kal csökkent, a fejlődéshez szükséges idő nőtt, a bábok tömege pedig jelentősen csökkent.

(Goverde és Erhardt (2003) a *Coenonympha pamphilus* (Satyridae) lárvájának növekedését vizsgálta megemelt CO_2 -koncentrációjú körülmények között termesztett négy különböző tápnövény vonatkozásában. Megállapították, hogy a tápnövények beltartalmi változásai következtében a lárvák kifejlődése átlagosan 2 nappal tovább tartott, valamint azt is, hogy a CO_2 -szint változására a növények különbözőképpen reagáltak, ami akár a lepkefaj tápnövény-preferenciáját is befolyásolhatja a jövőben.

Johns és Hughes (2002) az Ausztráliába az *Echium plantagineum* (Boraginaceae) gyomfaj gyérítésére betelepített *Dialectica scariella* (Gracillariidae) lepkefaj fejlődését vizsgálta magasabb CO_2 -koncentrációjú levegőn nevelt tápnövény alkalmazásával. Az eredmények szerint a lepkék mortalitása nőtt, a kifejlett imágók testsúlya csökkent, és kifejlődésük is tovább tartott. Lincoln et al. (1984) három különböző CO_2 -szintű légkörben nevelt szójanövénnyeken vizsgálta a *Pseudoplusia includens* Noctuida faj fejlődését. Az eredmények szerint a levelek csökkenő nitrogéntartalma miatt magasabb CO_2 -szinten a hernyók fogyasztása egyre nőtt, ezért a szerzők emelkedő atmoszférikus CO_2 -szint esetén a növényevő rovarok kártételének intenzívebbé válására következtettek.

Magasabb CO_2 -tartalmú légkörben felnevelt növény esetén Fajer et al., (1989) a *Junonia coenia* (Nymphalidae) lárváinak lassabb növekedését és megnövekedett mortalitását figyelték meg (350 ill. 700 ppm CO_2 -t tartalmazó légkörben felnevelt *Plantago lanceolata* tápnövénnyen). Ennek oka a kutatók szerint a levelek alacsonyabb víz- és nitrogéntartalma, és nem a defenzív metabolitok (glükozid-származékok) koncentrációjának változása volt. Egy következő kísérletsorozatban (Fajer et al., 1991), viszont már nem tapasztalták a hernyók lassabb növekedését.

Dury et al., (1998) eredményei szerint az *Operophtera brumata* lárváinak növekedését igen kedvezőtlenül érinti, hogy a magasabb CO_2 -szint következtében a tölgylevelek fenoltartalma megemelkedik, nitrogéntartalmuk pedig jelentősen csökken. Azok a lepkefajok, melyek lárvái – kompenzálандó a csökkent nitrogénmennyiséget – nem képesek a normálnál hosszabb ideig táplálkozni (Slansky 1993), sebezhetőbbé válhatnak természetes ellenségeik számára (Hochuli, 1996). Woodward (1992) szerint a CO_2 -szint emelkedésének hatása a lomb minőségére növényfajonként eltérő lehet, Lloyd és Farquhar (1996) szerint pedig ezt a hatást talaj tápanyagellátottsága is erősen befolyásolja. Egyes lepkék magasabb CO_2 -szintre adott válaszreakciója is eltérő lehet, például *Quercus rubra* tápnövénnyen a *Lymantria dispar* teljesítménye javult, a *Malacosoma disstria* pedig nem mutatott változást, míg *Acer saccharum* tápnövénnyen a *Lymantria* fejlődése változatlan maradt, a *Malacosoma disstria* visszaesést mutatott megemelt CO_2 -koncentráció esetén (Lindroth et al., 1993). Ezt támasztja alá Traw et al., (1996) megfigyelése, miszerint a *Lymantria*

dispar produktivitása magas CO₂-tartalmú légkörben erősen függ a tápnövénytől. Buse et al. (1998) szerint sem egyértelmű a CO₂ hatása a lárvák növekedésére.

Stiling és Cornelissen (2007) egy 9 éves vizsgálat sorozat keretében tanulmányozta 6 aknázómoly faj fejlődését megemelt CO₂-koncentrációjú körülmények között, 3 különböző tápnövényen. Az eredmények szerint a magas CO₂-koncentráció átlagosan 21,6 %-kal csökkentette a fajok abundanciáját, 16,5 %-kal növelte a relatív fogyasztási arányt, 3,87 %-kal a fejlődési időt és 9,2 %-kal a teljes fogyasztást. Jelentősen visszaesett a lepkék táplálékhasznosítási aránya (-19,9 %) és a bábok tömege (-5,03 %).

Stange (1997) megfigyelései szerint a *Cactoblastis cactorum* nőtények peterakásánál fontos szerepet játszik a tápnövényül szolgáló *Opuntia stricta* CO₂-kibocsátása, melyet a lepke speciális receptoraival érzékel, ezért petéit a legegészségesebb növényegyedekre helyezi. Megemelt légköri CO₂-szint esetén az eredmények szerint a lepkék nőtényei jóval nehezebben találtak rá a tápnövényre és a lerakott peték száma is markáns csökkenést mutatott.

Az UV-B sugárzás szintjének megváltozása

A rendelkezésre álló (meglehetősen csekély számú) vizsgálatok eredményei szerint az UV-B sugárzás intenzitásának fokozódása egyértelműen kedvezőtlen a lepkék számára. Ennek oka, hogy a tápnövény védekező mechanizmusai a lepkék számára is kedvezőtlenek, valamint rendelkezésre állnak olyan, tritrofikus kapcsolatokat leíró adatok is, melyek szerint a parazitoidok a legyengült hernyókat preferálják.

Hatcher és Paul (1994) megnövelt UV-B sugárzás hatását vizsgálták borsón táplálkozó *Autographa gamma* hernyóknál. Eredményeik szerint a növényi részek fenol- s nitrogéntartalma jelentősen megnőtt, azonban ez csak kis mértékben volt kedvezőtlen hatással a hernyók táplálkozására. A hernyók a megemelkedett nitrogéntartalom miatt hatékonyabban hasznosították az elfogyasztott növényi részeket, bár teljes fogyasztásuk némiképp lecsökkent. McCloud és Berenbaum (1994) viszont egyértelműen kedvezőtlen hatást mutatott ki, amikor a *Trichoplusia ni* hernyóinak túlélését vizsgálta UV-B sugárzásnak kitett *Citrus jambhiri* leveleken, mivel a növény a sugárzás hatására mérgező furanokumarinokat termelt.

Caputo et al., (2006) megfigyelései szerint a *Plutella xylostella* lepké faj *Arabidopsis thaliana* tápnövényen élő hernyói nem reagáltak jelentősen az UV-B sugárzásra, a nőtények viszont erősebb sugárzás esetén sokkal kevesebb petét raktak. Foggo et al., (2007) kísérleteinek eredményei szerint a *Plutella xylostella* hernyói által a besugárzott növényeken ejtett sebek kisebbek és sekélyebbek voltak, bár számuk (nem jelentős mértékben) megnőtt. Amikor a nőtények választhattak besugárzott és kezeletlen növények között, túlnyomórészt a kezeletlen növényeket választották peterakás céljára. A kísérletből az is kiderült, hogy a *Cotesia plutellae* parazitoid faj nőtényei a besugárzott növényeken táplálkozó lepkhernyókat preferálták.

Csapadékviszonyok megváltozása, aszály hatása

A valószínűsíthetően gyakoribbá váló aszályos időszakok a kártételek intenzitásának növekedését idézik elő, több szempontból is. Egyrészt Mattson és Haack (1987) szerint a

stresszt elszenvedő növények hőmérséklete 2-4°C fokkal magasabb, mint a megfelelő vízháztartású növényeké (a sztómazáródás megakadályozza a transzspirációs hűtést), így kedvezőbb mikrohabitatot nyújtanak a kártevőknek, ezzel elősegítve termékenységét (Sanders et al, 1978) és felgyorsítva kifejlődését (Lysyk, 1989). Másrészt a vízhiány-stresszes állapotban lévő tápnövényben a nőtény lepkék termékenységét elősegítő metabolitok (szénhidrátok, fehérje-hidrolizátumok) koncentrációja is megnő (Martinat, 1987). Ezért több lombártevő lepkefaj tarrágásának egyre gyakoribbá válását és térbelileg északra tolódását jelezte előre Észak-Amerikában (Williams és Liebhold, 1995; Hanson és Weltzin, 2000; Volney és Fleming, 2000; Logan et al., 2003), bár más lepkefajok esetén (például *Aglaia urticae*) a szárazság csökkentette a szaporodási sikert (Pollard et al., 1997).

Predátorok és parazitoidok tevékenységének változása

A természetes ellenségek hatékonyságát befolyásoló tényezők: zsákmány-predátor (parazitoid) szinkronizáció gyengülése, azaz a „refuge in time” effektus (Fleming és Candau, 1998), a klíma változékonysága, extrém időjárási körülmények (Stireman et al., 2005), a tápnövények lombozatszerkezetének megváltozása (Chen és Welter, 2007), alternatív zsákmányfajok tápnövényeinek közelsége, valamint regionális forráspopuláció jelenléte vagy hiánya (Bell et al., 2006).

Fleming és Volney (1995) szerint a hőmérséklet emelkedésével a *Choristoneura fumiferana* sodrómoly faj Kanadában egyre korábban szaporodik, így elkérülhetik a populáció ritkító parazitoidok pusztítását.

Hance et al. (2007) az extrém hőmérsékletek parazitoidokra kifejtett hatását tanulmányozva megállapítja, hogy a termális preferenciák különbözősége miatt a gazda-parazitoid kapcsolat szinkronizációja térben és időben egyaránt meggyengülhet, ami gradációkhoz vezethet. Thomson et al. (2010) pedig az *Epiphyas postvittana* polifág sodrómoly természetes ellenségeinek elterjedését vizsgálta Ausztráliában és Új-Zélandon, és a parazitoidok alternatív tápnövényeinek fontosságára hívta fel a növényvédelmi szakemberek figyelmet.

Visser és Holleman (2001) leírja, valamint Walther et al., (2002) is megemlíti, hogy a melegebb tavaszoknak köszönhetően a tölgyek rügyfakadása és az *Operophtera brumata* szinkronizációja meggyengült, ezért a lepkefaj predátora, a szécincene (*Parus major*) számára is csak kisebb mértékben hozzáférhető. Ez komoly zavarokat okoz a szécincene szaporodásában (Visser et al., 1998).

3.3.7. Fajszámok, biodiverzitás, migrációs viszonyok változása

Panigaj et Panigaj (2008) Szlovákiában, a Magas-Tátrában található Temnosmrecinská völgy lepkepopulációját vizsgálta összesen hét helyen, és a fogásadatokat az 55 évvel korábbi adatokkal vetette össze. A korábbi fajlista 15 tagja tűnt el, viszont 6 új fajt fogtak. Ennek oka a növényközösségek és az abiotikus faktorok megváltozása volt. Jelentősen csökkent azon fajok száma, melyeket egy időben több helyen is fogtak, és megnőtt azon fajok száma, melyeket csak egyetlen helyen észleltek. Kulfan és Zach (2004) a Skalná tájban (Magas Tatra, Szlovákia) szintén a helyi lepkék közösségek abundanciájának és

szerkezetének változásáról számolt be, mely a klimatikus viszonyok megváltozására vezethető vissza.

Svédországban, a Kullaberg Természetvédelmi Területen Franzén és Johannesson (2007) mind a nappali, mind az éjjeli *Macrolepidoptera* közösségeket vizsgálta, kutatásai során összesen csaknem 100 km²-en fogtak ill. csapdáztak. Az 1950-ből rendelkezésre álló fajlista 597 honos fajából 159 eltűnt (22 %), és 22 új faj jelent meg. A nappali lepkék és a pillangók esetében a csökkenés sokkal jelentősebb volt, mint az éjjeli lepkék ill. egyéb *Macrolepidoptera* fajok esetén. Az eltűnt fajok egyedszáma a szomszédos Finnországban is jelentősen megcsappant, míg a Kullabergben megjelenő fajokat Finnországban is fogták. Az abundanciaváltozást nem mutató fajok esetében a finn fogásadatok is nagyjából változatlanok maradtak. A habitatspecialista fajok 70 %-a tűnt el, és nem csak a természetvédelmi területről, hanem a finn csapdák sem fogták őket, azaz az utóbbi 50 évben bekövetkező változás nagy területre terjed ki.

Bolotov (2004) megfigyelései szerint a Nyugat-Oroszországi Síkság tajga-lepkefaunájának abundancia- és dominanciaviszonyai jelentős mértékben megváltoztak az 1990-es évektől a régióban bekövetkező melegedés miatt. Meghonosodtak délebbi elterjedésű fajok (*Gonopterix rhamni*, *Euphydryas maturna*, *Melitataea athalia*, *Limnitis populi*, *Argynnis paphia*, *Argynnis aglaja*), és megjelentek olyan vándorok is, akik ugyan nem tudtak eléggé alkalmazkodni a letelepedéshez, ám rendszeresen új fajként fogták őket a területen (*Vanessa atalanta*, *Vanessa cardui*, *Inachis io*, *Colias hyale*). 1977-1978 és 1983 meleg éveit után a Jamal-félsziget déli részén Bogacheva és Olschwang (1978), Bogacheva (1986) és Olschwang (1992), valamint a Kola-félsziget északnyugati részén Isakov és Gromov (1997) szintén a déli fajok betelepülését figyelte meg, bár itt az első keményebb tél után a betelepült populáció megtizedelődött.

Kerr (2001) 292 kanadai lepkefaj adatait feldolgozó GIS-alapú modellje a habitatok heterogenitásának jelentőségére hívja fel a figyelmet: az eredmények szerint az adott kvadráton belül található különböző növényzeti borítottságok száma igen erősen befolyásolja a terület fajgazdaságát.

Invazív fajok megjelenése

Az invazív vagy behurcolt fajok komoly hatással lehetnek a terület natív biodiverzitására. A behurcolt vagy invazív fajok teszik ki Észak-Amerika fő rovarkártevő fajainak 40 %-át (Niemela és Mattson, 1996), Nagy-Britanniában pedig a kártevő rovarok körülbelül 30 %-a behurcolt, és a mi még fontosabb, a 29 fő erdészeti kártevő 62 %-a nem bennszülött (Pimentel, 2002). Az invázó sikerét számos tényező határozza meg, és a klíma megváltozása ezeket eltérő irányban módosíthatja, így az eredő hatás előrejelzése igen nehéz (Ward és Masters, 2007)

Egyes fajokat vizsgálva megállapíthatók olyan prediszponáló tulajdonságok, melyek segítenek a faj invazívvá válásában. A legfontosabbak a következők:

1. A táplálékszála szélessége (generalista/specialista)
2. Fenológiai plaszticitás (voltinizmus)
3. Életciklus stratégia (áttelelés, hidegtűrés)

A táplálékškála szélessége (generalista/specialista fajok, monofágia/polifágia)

Az invázós sikert gyakran kapcsolják össze a táplálékškála szélességével (Ehrlich, 1986; Simberloff, 1989). A generalista lepkefajok az új területen nagyobb eséllyel találnak magunknak valamilyen alkalmas tápnövényt, mint az egyetlen, vagy csak néhány tápnövényt fogyasztó specialista fajok. Árnyalja a képet, hogy a taxonómiai generalistaság sok esetben tápanyag-specialistaságot jelent (McNeill és Southwood, 1978; Lawton és McNeill, 1979; Bernays és Mikenberg, 1997), továbbá a generalista faj lehet, hogy éppen azért generalista, mert olyan specifikus tápanyagszükséglete van, melyet csak kevert étrenddel (többféle tápnövény fogyasztásával) képes kielégíteni (Bernays et al., 1994). Egy specialista faj gyakran csak egyetlen tápnövényfajt, vagy egy nemzetségbe, családba tartozó növényeket fogyaszt, viszont lehet, hogy képessé vált arra, hogy megbirkózzon a tápnövény változó tápanyag-koncentrációjával (McNeill és Southwood, 1978). Az is előfordulhat, hogy bár a generalista fajok szélesebb tápnövényválasztékkal rendelkeznek, nehezebben boldogulnak az emelkedő CO₂-szint mellett valószínűsíthető csökkenő nitrogén-, és növekvő fenolkoncentrációval (Bezemer és Jones, 1998). Ez különösen igaz olyan guildbe tartozó fajok esetén, melyek nem folytatnak kompenzációs táplálkozást (Hamilton et al., 2004). Végül az is előfordulhat, hogy új területen egy adott faj tápnövényt vált, vagy bővíti tápnövényválasztékát (Pearson és Callaway, 2003).

Fenológiai plaszticitás

A növényevő fajoknál szoros szinkronizáció figyelhető meg tápnövényükkel, azaz azokkal az időszakokkal, amikor a tápnövény elérhető. Jó példa erre a *Lymantria dispar* (Hunter és Elkington, 2000), mely *Quercus rubra* és *Quercus velutina* fajokon táplálkozik. Ha alternatív tápnövény hiányában a hernyók rügyfakadás előtt kelnek ki, nem találnak majd táplálékot, ha pedig sokkal rügyfakadás után kelnek ki, a rendelkezésre álló lombzat minősége nem lesz megfelelő, így csökken a faj fekunditása. A klímaváltozás miatt a tavaszi fenológiai események (rügyfakadás, virágzás) egyre korábbra tolódnak (Sparks et al., 1997, 2000, Fitter és Fitter, 2002), ami komoly következményekkel járhat az adott növényt fogyasztó fajra.

A korábbi kitavaszkodás miatt az aktív periódus hossza megnő, ami kedvező lehet a többnemzedékes fajok számára, illetve egy adott tápnövényfaj a korábinál több lepkefaj számára is elérhetővé válhat. Ezért várhatóan a leginkább invazív fajok azok lesznek, melyek kevésbé szoros szinkronizációt igényelnek adott tápnövénnel (beleértve a többnemzedékes fajokat), vagy szinkronizációjukat a tápnövénnel teljesen azonos paraméterek határozzák meg, valamint a többnemzedékes fajok.

Életciklus-stratégia, áttelelés, hidegtűrés

Az áttelelés biológiai folyamatainak, valamint a hidegtűrés ismerete jó indikációval szolgálhat arra nézve, vajon a faj túlélése lehetséges-e az új területeken (Bale és Walthers, 2001), ám ez jelenleg igen sok faj esetében hiányos. Meglehetősen jól ismertek viszont az

egyres fajok áttelelési stratégiái. A legtöbb mérsékelt övi faj valamilyen farmájú téli diapauzával rendelkezik (Leather et al., 1993), ami általában obligát az egynemzedékes fajoknál, és sok esetben fakultatív a többnemzedékes fajoknál, akiknél a diapauzát valamilyen abiotikus vagy biotikus trigger tényező váltja ki. Bale et al. (2002) szerint területnövelésre a gyorsan fejlődő, diapauza nélküli, többnemzedékes fajok, valamint azok a fajok lesznek képesek, melyeknek nincs szükségük alacsony hőmérsékletre a diapauza kiváltásához. A gyors egyedfejlődés szintén az invázió sikerének záloga (Lawton és Brown, 1986; Crawley, 1987).

Mobilitás és gyors szaporodási képesség, introdukciós nyomás

Az introdukciós nyomás az adott területre benyomuló szaporodóképletek képződési gyakoriságával és számával hozható összefüggésbe, ezeket a tényezőket pedig a faj mobilitása, illetve az új terület mérete és a régi, már kolonizált habitattól (forráshabitat) való távolsága határozza meg. (Lockwood et al., 2005; Memmott et al., 2005). A meteorológiai feltételek változása során a repülve terjedő lepkefajok az év olyan időpontjaiban is elérhetik az új területet, ami jóval kedvezőbb feltételeket teremt a megtelepedéshez (Coulson et al., 2002), például még van idő új nemzedékek kifejlődésére.

A kolonizáció sikerét ugyanakkor nagymértékben befolyásolja, hogy a helyi közösségek hogyan reagálnak az újonnan érkező populációkra (tápanyagok, niche-ek). Az invázió sikerét illetve a kialakuló diverzitás mértékét számos elmélet próbálja magyarázni, például a fluktuáló erőforrások elmélete (Davis et al., 2000) és a köztes diszturbancia hipotézis (Grime, 1973; Henry 1975; Connell, 1978; Roxburgh et al., 2004). Nem szabad továbbá figyelmen kívül hagyni az emberi eredetű hatásokat sem, melyek egyaránt lehetnek kedvezőtlenek (habitatok pusztulása stb.) és kedvezőek (fajok behurcolása, védett körülmények megteremtése például üvegházakkal, új tápnövények telepítésével stb.) is.

3.3.8. Összefoglaló megállapítások a klímaváltozás lepkékre (*Lepidoptera*) gyakorolt lehetséges hatásairól

A klímaváltozás hatására megváltozó környezeti feltételek sokrétű hatást fejtenek ki a lepkéközösségekre. A faunisztikai vizsgálatok eredményei döntően az egyedszámok csökkenését jelzik, ebben minden bizonnyal óriási szerepe van a humán tényezőknek is. Számos felmérés mutatta ki a lepkék horizontális és vertikális áreaváltozását is, a mérsékelt övi lepkefajoknál általános trend a fajok északra illetve nagyobb tengerszint feletti magasságba húzódása, melyet az alkalmazott modellek prognózisai is alátámasztanak. A magasabb átlaghőmérsékletek miatt gyakori a rajzás korábbra tolódása, új nemzedékek megjelenése és az áreaváltozás miatt egyes esetekben tápnövényváltás is megfigyelhető, melynek egyik oka a meggyengülő szinkronizáció a tápnövényekkel. A növekvő légköri CO₂-szint általában kedvezőtlen a hernyókra nézve, alacsonyabb testtömeget és rosszabb táplálékhasznosítási arányt okoz. Az UV-B sugárzás intenzívebbé válása is hátrányos a hernyók fejlődésére a tápnövények fokozott védelmi mechanizmusainak és a tritrofikus

fajkapcsolatoknak köszönhetően. Az aszály számos lepkefaj szaporodási sikerát csökkenti, bár a növények védelmi mechanizmusai is gyengülnek, így fokozottan lehet számítani egyes fajok kártételi intenzitásának növekedésére.

A klímaváltozás hatásainak predikciója és monitorozása azonban számos buktatót, kihívást rejt magában, melyek alapvetően befolyásolhatják az eredményeket, például az emberi tevékenység, habitatok pusztulása stb. Bale et al. (2002) szerint a jövőbeni, tágabb kutatómunkának az alábbi szempontokat kell figyelembe vennie:

1. A klímaváltozás lepkékre és egyéb rovarokra kifejtett közvetlen hatásainak predikciója során figyelembe kell venni az egyes fajok fenotipikus és genotipikus flexibilitását.
2. Sokkal nagyobb figyelmet kell szentelni a különböző klimatikus tényezők interakciójának. Például a hőmérséklet direkt hatását a csapadékviszonyok alakulása módosíthatja, ez pedig az élettani funkciókat (például szaporodást, termékenységet) nagyban meghatározó relatív páratartalomra lehet hatással. Ezen kívül a klímaváltozás lepkék és egyéb rovarok fejlődésére gyakorolt közvetlen hatásait is tágabb kontextusban kell értelmezni, különösképp a természetes ellenségek és tápnövények vonatkozásában.
3. Keveset tudunk a lepkék és egyéb rovarok globális környezeti változásokra adott hosszú távú, populációsztintű válaszairól, reakcióiról.
4. A tudományos vizsgálatokat ki kell terjeszteni más biológiai rendszerekre is (például tengeri és édesvízi rendszerek). Az eddigi kutatások legnagyobb része a szárazföldi rovarokkal foglalkozik.

Ezek a felvetések megerősítik azt az igényt, hogy számos tudományterület kutatóinak együttműködésére van szükség az egyes hatások és ezek komplex eredőinek tisztázásához.

3.4. Közösségsztintű hatások

3.4.1. A légköri CO_2 -szint emelkedés közvetlen hatása a tengeri ökoszisztémákra:

Napjainkban köztudott, hogy a légköri CO_2 nagy mértékben felelőssé tehető Földünk megnövekedett hőmérsékletéért, de kevésbé ismert az, hogy közvetlen hatással van a vízi ökoszisztémákra is. A légkörben található CO_2 mennyisége mára elérte a 380 ppm-et. A mérések szerint ez az érték mintegy 80 ppm -mel meghaladja az elmúlt 740 000 évben mérhetőt (Petit et al. 1999).

A légkörbe kerülő CO_2 mennyisége és a tengerek CO_2 tartalma egyensúlyban áll egymással, az évi kibocsátás 25%-a a vizekbe oldódik (Canadell et al. 2007). A bekerülő CO_2 hidrogén karbonáttá és hidrogén ionná alakul, a felszabaduló hidrogén ion pedig a karbonátionokat lekötve csökkenti az olyan vázképző állatok kalcifikációjának sebességét, mint amilyen a korall is (Hoegh-Guldberg et al. 2007).

A folyamatot a $0,7^\circ\text{C}$ -kal megemelkedett vízhőmérséklet, a beoldódott CO_2 következtében létrejött $0,1$ pH emelkedés is tovább erősíti. A korallállatok a kisebb hatékonyságú vázképzést első lépésben úgy próbálják ellensúlyozni, hogy csökkentik a hosszirányú növekedési rátájukat, vázuk sűrűségét, valamint több energiát fektetnek a vázképzésbe,

amit a szaporodási ráta és ellenálló képesség csökkentésével érnek el. Ennek a három jelenségnek következtében méretben kisebb, törekenyebb, újrakolonizálásra kevésbé képes korallszirteket kapunk.

A korallállatok a melegekedést csak kis mértékben képesek elviselni, a velük szimbiózisban élő dinoflagelláták (*Symbiodinium spp.*) kilépnek a szimbiózisból, ha az nyári maximális vízhőmérséklet 1-2°C-kal 3-4 hétig meghaladja a megszokottat. A korallak képesek visszaszerezni szimbiontaikat, de csökkent kalcifikáló-, szaporodó-, betegségekkel szemben ellenálló és kompetíciós képességgel rendelkeznek, mint azelőtt. Ezáltal a korallak helyét idővel makroalgák vehetik át az ökoszisztémában, ami jelentős biodiverzitás csökkenést eredményez.

Ha a légköri CO₂ mennyiség meghaladja az 500 ppm-et és ezzel együtt a felmelegedés a 3°C-ot, akkor a korallzátonyok teljes rendszere megsemmisülhet. A halállomány összeomlása mellett a zátonyok többé nem védenek a vihar rombolásától sem. Ennek katasztrofális következményeit a közvetlenül a halászatból és turizmusból élő, közel 10 000 000 ember tapasztalhatja majd meg. (Hoegh-Guldberg et al. 2007). A CO₂ gáz köztudottan üvegházhatást fokozza, amely bolygónk átlaghőmérsékletét növeli.

3.4.2 Melegekedés

Minden élőlény számára létezik egy olyan hőmérsékleti spektrum (toleranciaspektrum), amelyhez alkalmazkodott. Az élőlények kétféle módon reagálnak a változó körülményekhez, változtatnak elterjedésükön, illetve fenológiai ciklusukon. A felmelegedéssel együtt az a terület, ahol az élőlény számára megfelelő hőmérséklet uralkodik, a sarkok felé, illetve hegyvidéki területeken a magasabb régiók irányába tolódott el. Számos tanulmány foglalkozott azzal, milyen hatással lesz ez az élővilágra (pl. Thuiller et al. 2004, 2005, Kelly et al. 2008, Eaton 1996).

Kelly és munkatársai (2008) leírták, hogy harminc év leforgása alatt az általuk vizsgált 1350 hegyvidéki növényfaj többsége átlagosan 64,7 m-rel magasabban fordul elő. A növényzeti régiók egységesen, mindenhol ennek megfelelően a magasabb területek felé mozdultak el. A területek alsó határán a növények képtelenek voltak elviselni a megemelkedett hőmérsékletet és az időnként megjelenő szélsőséges időjárást, elpusztultak, ezt követően helyükre más faj lépett. Az okokat vizsgálva megállapították, hogy az átalakulásban döntő szerepet játszott a hóhatár fentebb tolódása, a hőmérséklet emelkedése és az aszályos időszakok megléte. Parmesan és Yohe vizsgálatában (2003) szereplő 99 faj átlag 6,2 km-t vándorol északra évtizedenként. 434 faj a klímaváltozásnak megfelelően változtatta elterjedését. A mérsékelt övi fajok terjednek, de a sarkvidékiek területe zsugorodik.

Az életközösségeket leginkább veszélyeztető probléma, hogy az élőlények nem egyformán reagálnak a megváltozott környezeti körülményekre, ezáltal a táplálékhálózatok számottevő mértékben átalakulhatnak. A tápláléklánc különböző tagjai másként reagálnak a klímaváltozásra (Crick 2004, Harrington et al. 1999), mára azt is tudjuk, hogy egy faj, minél magasabb helyet foglal el a táplálékláncban annál érzékenyebb a klímaváltozásra (Voigt et al. 2003). Külön érdekesség, hogy a közel rokon fajok sem alkalmazkodnak feltehetően ugyanolyan mértékben (Végvári et al. 2009).

3.4.3. Eltolódott évszakok

Számos megfigyelés támasztja alá azt, hogy a vegetációs időszak kezdete az elmúlt évtizedekben korábbra tolódott (Parmesan és Yohe 2003, Visser és Both 2005). Észak Amerikában a fagymentes időszak beköszöntött az elmúlt 60 év alatt 11 nappal hamarabbra került (Easterling et al. 2000). Ez azt eredményezi, hogy korábban következik be a rügyfakadás, az állatok ezzel párhuzamosan hamarabb jelennek meg. Parmesan és Yohe átfogó tanulmánya (2003) szerint az általuk tanulmányozott 677 faj 62%-a kezd meg korábban a tavaszi életciklusát.

Egy előrejelzés szerint a madárfajok 75%-a hamarabb kezdi meg szaporodási ciklusát 2080-ra. A korábban fészkelő madarak nagyobb mértékben változtattak a tojásrakásukon, mint a később költők. Ezen felül vannak fajok, amelyek telelőhelyükről hamarabb kerülnek elő, vagy a hibernációból korábban ébrednek fel, amikor még nem minden környezeti feltétel kedvező számukra (pl. vándorrigó (*Turdus migratorius*), sárgahasú mormota (*Marmota flaviventris*), stb.) (Crick 2004, Inouye et al. 2000).

Már találtak néhány bizonyítékot arra, hogy a hosszú távú vonuló madárfajok kevésbé képesek alkalmazkodni a klímaváltozáshoz rövid távon vonuló társaiknál, főleg azok a fajok, amelyek nem a hőmérséklet változáshoz, hanem valamilyen más ingerhez igazítják a vonulás megkezdésének idejét. Végvári és munkatársai (2009) a madarak érkezési idejét vizsgálták 93 fajon. Azt találták, hogy trendszerűen hamarabb érkeznek vissza, de vannak csoportosulások is: azok a fajok, amelyek hosszú távon vonulnak, kevésbé, míg a rövid távú vonuló fajok jobban alkalmazkodnak a korábban beköszöntő tavaszhoz. Azok a fajok, melyek az evezőtollakat a nyári időszakban váltják, szintén hamarabb érkeznek a telelőhelyen vedlő társaiknál. A változatos táplálékot folytató, sok fiókát felnevelő fajok is hamarabb megérkeznek.

Erre, az eltérő viselkedésre lehet szemléltető példa az örvös légykapó (*Ficedula hypoleuca*) és széncinege (*Parus major*) állományának változása (Both et al. 2005). Kiderült, hogy a hosszú távon vonuló madarak, mint például az örvös légykapó kevésbé képesek alkalmazkodni a klímaváltozáshoz, mivel viszonylag rögzített genetikai program szabályozza érkezésük időpontját. A széncinege tojásrakásának idejét pedig az Észak Atlanti Oszcilláció határozza meg (Sanz 2002) . Emiatt, a légykapók, bár kimutatható trend szerint egyre korábbra időzítik érkezési idejüket, mégis késnek: a fő táplálékuk (hernyók) egyedszám csúcsa korábbra tolódik, így a fiókákat nem képesek felnevelni, erős szelekció hat a későn érkezőkre. Ezen túlmenően a hernyók egyedszám csúcsa meghatározza a cinegék másodköltésének meglétét is, ezek a madarak jól alkalmazkodnak ehhez a trendhez, növekszik az állományuk.

A gazda – parazita kapcsolat egyik ékes példája a kakukk (*Cuculus canorus*) és fészeggazdájának esete. Möller és társai (2010) egy friss cikkben számolt be arról, hogy a kakuktojással fertőzött fajok közül azok, amelyek hosszú távon vonulnak, nagyobb mértékű parazitáltságot mutatnak, mint a rövid távon vonulók, vagy áttelelő fajok. Ennek oka is a fajok eltérő fenológiai válaszában rejlik. A kakukkok, mivel hosszú távon vonulnak, nem olyan gyorsan alkalmazkodnak a korábbra tolódott vegetációs periódushoz, mint rövid távon vonulók. Így később érkeznek, amikor gazdaállataik akár már fészkelésüket is

megkezdtek. Ez jelentős hátránynak bizonyul, mivel kisebb eséllyel képesek tojásaikat ezekbe a fészkekbe tojni. Ennek köszönhetően mutatkozik egy évtizedes trend, ami a kakukkfiókák arányát a hosszú távon vonuló madarak felé tolja el.

3.4.4. A növényzet átalakulása:

Összességében elmondható, hogy a legtöbb életközösségben várható kritikus változások, amelyek alapvetően megváltoztatják egy terület összképét. Ez az átalakulás a társulás alkotó fajok elterjedésének változásával hozható összefüggésbe. A modellek tanulsága szerint az északi, zömében túlelő fajok elterjedése nagy mértékben visszaszorul, elterjedési területük északi részén maradhatnak meg, vagy menedékhelyekre szorulhatnak. A lombhullató fák aránya ezzel szemben várhatóan nőni fog az északi terjeszkedés révén. Délen ezzel szemben a lombhullató fákat a mediterrán fajok váltják fel, keveredő funkcionalitás jelentkezik, hosszabb vegetációs periódussal, több megkötött szénnel. Még délebbre pedig bokrok és fűvek veszik át az uralmat, de ez a tüzek gyakoriságát is várhatóan növekedni fog (Thuiller et al. 2005).

A magasabb szélességi körök ökoszisztémái is átalakultak az elmúlt évek során: A hőmérséklet emelkedésével egy időben a bozót sűrűsége nőtt, a fák elterjedésének északi határvonala kitolódott. A megváltozó albedónak és energia háztartásnak köszönhetően az elmúlt 25 évben fotoszintetikus aktivitás növekedést figyeltek meg. Ezzel ellentétes hatást fejt ki, hogy a csapadéksztressz felülmúlja a meghosszabbodott vegetációs időszak által adott előnyt. Ennek következtében a nettó primer termelés csupán 2000 -ig nőtt (1,4%), azóta csökken. A melegebb levegő miatt kevesebb csapadék hull, így a növények számára is kevesebb víz érhető el (Bunn et al. 2007).

Egy közösségben minimális hatása van annak, ha egy fajt hasonló funkcióval bíró fajjal helyettesítünk, de ha egy más funkciót betöltő fajjal tesszük meg ezt, nagy változást idézünk elő. Például ha fűfajokat széleslevelű lombhullató fajokkal helyettesítünk, jelentős mértékben megváltoztathatjuk a mérsékelt övi ökoszisztémák nitrogén és szénforgalmát. Emellett a szoros kapcsolatok révén más fajokra is jelentős hatással van a változtatás (Thuiller et al. 2006.).

Az Amazonas menti erdők területének csökkenésének velejárója, hogy csökken az evapotranspiráció, melegebb, szárazabb klíma alakul ki. Ez azért lényeges, mivel a szárazabb klímán nagyobb esélye van az erdőtüzeknek is. Ezzel együtt csökken a visszatartott CO₂ mennyisége is. Dél-Amerika esőerdeit az emberi hatások mellett az átalakuló klíma veszélyezteti. A legveszélyeztetettebb erdőrészek azok, amelyek közel vannak az erdőszegélyekhez. A folyamatot gyorsítja, ha megnyílik a lomboszat, mivel több levél hullik le, sok elhalt faanyag keletkezik, amelyet az előforduló tüzet okozó események meggyújthatnak. Ebből olyan avartüzek keletkeznek, amelyek a fiatal fákat pusztítják, esetenként mélyen behatolva az erdőbe. Ezek a tüzek még inkább feldarabolják a lomboszatot (Laurance és Williamson 2001).

A globális szén dioxid kibocsátás 10-15%-a viszont a trópusi erdők degradációjából származik. Asner és társai (2010) műholdas és helyileg felvételezett térképek alapján határozták meg az erdőség által tárolt szén mennyiségét. Nagy hatással van a bányászat,

állattenyésztés és infrastrukturális beruházás, szelektív fakitermelés a terület által megtartott szén mennyiségére (fák magasságára). Széles régiónkénti szétदारabolódást találtak alapközet szerint az erdőségekben.

Az elmúlt években sok lombhullást és fapusztulást tapasztalnak a szárazság előtti és aszály alatti időszakokban, mikor is a szegélyekben található pionír fajok haltak meg nagyobb számban, így a megújulás esélye jelentős mértékben csökken. A feldarabolódásnak köszönhetően egyre nagyobb területen szárad ki az avar és csökken az erdőség szénbeépítő képessége is. Az erdőpusztulás a csapadék mennyiségét akár 20%-al is csökkentheti (Lean et Warrilow 1989; Shukla et al. 1990). Az erdőtüzek pedig sokszor a gyújtogatás miatt jönnek létre: 1997-ben 47000 tüzet figyeltek meg egy év alatt az Amazonas medencében, amelyet farmerek okoztak (Brown 1998). Amint az aszályok következtében a mélységbe levő vízmennyiség is lecsökken, akkor ezek az erdők sokkal fogékonyabbak lesznek a tűzre (a szárazabb esőerdők fájának gyökere képes lehatolni a mélyben levő vízkészletekhez, de ha a mélységi vizek elapadnak, akkor az erdő kiszáradhat). Az erdőtüzek ezen felül jelentős üvegházhatású gáz fokozó jelenségek (Laurance et Williamson 2001; Houghton 1991; Fearnside 2000). Mint látjuk, a folyamatban rengeteg visszacsatolási hurok van, amely aggasztó kilátást nyújt az előttünk álló évtizedekre.

3.4.5. Folyók, tavak, tengerek, óceánok

Halfajok gyakran termikus guildekbe csoportosulnak (Rahel et al. 1996, Magnuson et al. 1979), a fajok elkülönülnek a fiziológiás és ökológiai optimumukban. A folyók hőmérsékletének emelkedése az elkövetkező években sok probléma forrása lehet. Az egyre melegedő vizek miatt a halfajok egyre északabbra és magasabbra szorulnak. A déli vizek hőmérséklet emelkedése melegkedvelő fajok visszaszorulását eredményezheti, mivel ezek sok esetben szűk tűrésűek. Az Egyesült Államok déli részének halfaunáját vizsgálva az derült ki, hogy a várható elterjedéscsökkenés 14,2% a melegkedvelő és 50% a hideg és hűvös vizeket preferáló halfajok esetében (Eaton et al, 1996). Egy másik vizsgálat tanulsága szerint a patakokban élő pisztrángok elterjedésbeli csökkenése akár a 7-76%-ot is elérheti (Rahel et al. 1996).

Meg kell említenünk azt, hogy az elterjedési terület csökkenésével párhuzamosan az élőhelyek fokozatosan, egyre nagyobb mértékben feldarabolódnak, az így fennmaradt fajok pedig sokkal sérülékenyebbek a klímaváltozás hatásaira (Schwartz et al. 2006).

A planktonikus élet szempontjából fontos környezeti tényező a felszíni vízhőmérséklet. A déli féltekén előfordul két, az időjárást jelentősen befolyásoló jelenség, az El Niño és La Niña.

A La Niña (leánygyermek) a Csendes-óceán trópusi területeinek középső és keleti részén előforduló, a normálisnál hidegebb tengerfelszínt jelenti. La Niña idején a keleties passzátszelek megerősödnek, és Dél-Amerika nyugati partjainál a hideg víz intenzívebben áramlik fel. A tengerfelszín hőmérséklete 4°C-kal az átlagos alá esik. A La Niña nagyon stabilá teszi a légkört, és közel ellentétes éghajlati hatásai vannak, mint az El Niño-nak, ezen túl pedig kedvező a halállománynak is.

Az elmúlt néhány évtizedben azt tapasztalták, hogy sokkal gyakrabban fordul elő az El Niño jelenség, mint korábban. Az El Niño idején a keleties passzátszelek nem a meg-

szokott erősséggel fújnak, így Dél-Amerika nyugati partvidékén nem alakul ki a mélységből történő tápanyagban gazdag víz feláramlása, melynek következtében számottevően csökken a tengeri hal-és növényvilág. Emellett a légkör instabillá válik, nagy változásokat okozva ezzel a Föld déli féltékének időjárásában és csapadék eloszlásában.

Az El Niño jelenség hatása nem korlátozódik a tengerek élővilágára sem. A tengeri fajokkal táplálkozó állatokra gyakorolt hatását talán jól szemlélteti az alábbi tanulmány (Barbraud és Henri Weimerskirch, 2001.): Megfigyelték, hogy 1970 óta a császárpingvin (*Aptenodytes forsteri*) állomány 50%-kal csökkent. A pingvinek számára nagyon fontos a megfelelő mennyiségű és minőségű táplálék mellett a téli jégborítottság is. Ha sok a part menti jég, akkor soká tart a szülőknek eljutnia a vízhez. A hideg víz viszont sokkal több táplálékot jelent, így több utódot nevelhetnek fel. Az El Niño tehát két, ellentétes módon szabályozza a császárpingvinek állományát. Egyrészt növeli a szülők túlélő képességét a jégfelület csökkenése által, de a szülők és a sikeresen felnevelt utódok számát csökkenti kevés táplálék. Összességében csökken a túlélési ráta, amely végül ismét egyensúlyba áll, sokkal alacsonyabb egyedszámmal.

3.4.6. Az extrém időjárási események és a táplálékhálózatok:

Az üvegházhatást fokozó antropogén hatásnak köszönhető tényezők, mint a talajnedvesedés, a földfelület albedója jelentősen képesek befolyásolni az extrém időjárási események előfordulási gyakoriságát és mértékét, az elkövetkezendő időben egyre több extrém meleg nap, illetve csapadék várható. A klimatikus extremitásokat két csoportba szokták sorolni (Easterling et al. 2000):

- Évente rendszerint megtörténnek: Nagyon alacsony/magas napi hőmérséklet, sok napi/havi esőzés.
- Egy évben nem feltétlen fordulnak elő. Lehetnek például: aszály, árvizek, hurrikánok.

Az extrém klímaesemények szerepét szemléltetik Thibault és munkatársainak eredményei (2007). 1977 óta monitorozzák a rácsálókat a vizsgálati területükön. Két jelentős esemény írtak le:

- 1983 : trópusi vihar 129 mm csapadékkal 6 nap alatt.
- 1999: 30 mm eső 2 óra alatt.

A vizsgálat kezdete óta változik a tájkép: több a téli csapadék, emiatt a növényzet borítottsága is megsokszorozódott. Ennek oka, hogy az El Niño jelenség hatására a télen hulló csapadék mennyisége nőtt, így a fűfélék számára kedvezőbb volt a terület. A nagyobb testű fajok idővel kiszorultak volna a bozótosabb területekre. Az 1999-es árvíz előtt a *Chaetodipus baileyi* faj egyedszáma exponenciálisan nőni kezdett, míg a két nagyobb testű faj (*Dipodomys spp.* Lassan csökkent). Az árvizek után nagy volt a mortalitás a két *Dipodomys* faj esetén (90%<), a két *Chaetodipus* faj esetén nem volt mérhető mortalitás, az árvíz utáni hónapokban pedig jelentős növekedésbe kezdett.

Ez annak köszönhető, hogy a kengurupatkányok (*Dipodomys spp.*) rossz mászók és úszók. Az 1983-as hosszú esőzés másként hatott a fajokra: a napokig tartó esőzés eláztatta

a talajt, ami *D. spectabilis* egyedeket jobban érintette (a mélyre ásott magok nem tudtak kiszáradni, megromlottak). A *D. merriami* ezzel szemben magasabban raktározza a magokat, amelyek így kiszáradtak: nem érintette annyira az esőzés (a *D. spectabilis* 1994-re eltűnt a területről.). Az esőzések ezen felül megváltoztatták a ragadozó populáció összetételét is. Olyan, addig specialista faj terjedt el

A legfőbb tanulsága az eseményeknek, hogy egy rövid idejű zavarás képes megváltoztatni egy terület életközösségeinek stabil berendezkedését, mivel több versengő faj más-ként képes reagálni a zavarásra.

A klímaváltozással járó, nem várt időjárás változások akár indirekt módon befolyásolhatják a predátor – préda kapcsolatokat is. A Chile felszáraz vidékein élő egérfaj (*Phyllotis darwini*) populációjánál is tapasztalható események szolgálhatnak például a jelenségre: Amikor az El Niño egymás utáni években is jelentkezik, a sok csapadék hatására az állatok számára elérhető táplálék. A sok táplálék a tenyésztidőszakban pozitív hatással van az egerek egyedszámára, amíg az egerek egyedsűrűsége nem válik korlátozó tényezővé. Tenésztidőn kívül viszont a predátorok egyedszáma befolyásolta az egerek számát: leg-erősebben a gyöngybagoly (*Tyto alba*) (specialista) és a Culpeo pamparóka (*Pseudalopex culpaeus*) (generalista). Egy földibagoly faj (*Speotyto cunicularia*) csak akkor eszi ezeket az egereket, ha már sok bagoly van a területen és az általuk kedvelt prédák már nem állnak kellő mennyiségben a rendelkezésre (Lima et al. 2002.). Ez rendszerint az El Niño időszakban be is következik.

Mint láthattuk, a klímaváltozás jelentős átalakulásokat okozhat szinte minden létező életközösségben. A probléma legfőbb oka mai napig az üvegház hatású gázok megemelkedett koncentrációja. Ez számos visszacsatolási hurok következtében jelentős átalakulást okoz Földünk klímarendszerében, megemelkedett hőmérséklettel, gyakrabban előforduló klimatikus extremitásokkal. Ezekre a változásokra próbál reagálni minden létező élőlény, kezdetben toleranciával, majd fenológiai, elterjedésszerű változásokkal. Nem minden élőlény képes megfelelő módon alkalmazkodni, ezáltal a rendszerek sok esetben érzékennyé válnak a további behatásra. Egy- egy életközösségben történt összeomlás befolyással lehet az időjárás megváltoztatására, amely tovább erősítheti a folyamatot.

3.5. Vízi és vizes élőhelyek specifikumai

3.5.1. A klímaváltozás általános hatásai a vízi ökoszisztémákra

A vízi ökológiai rendszerek a sajátos közeg, fizikai és kémiai jellemzők, illetve sajátos táplálékhálózataik és funkciós csoportjaik folytán a szárazföldi ökoszisztémáktól eltérő változásokon mennek keresztül a globális felmelegedés hatására. Emiatt mindenképp indokolt, hogy külön figyelmet szenteljünk nekik.

A klímaváltozás talán a legszembetűnőbb módon a sarkvidéki óceánokat érinti, ahol a hőmérséklet és az aciditás a globális átlaghoz képest kétszeres ütemben nő. A nyári jégborítás 2037-re teljesen megszűnik majd az északi sarkvidéki tengereken. Ezáltal egyes habitatok végleg eltűnnek. Hasonlóan a korallzátonyok, tengerifű mezők és mangrovék a

klímaváltozáshoz köthető, erőteljes visszaszorulásához (Hoegh-Guldberg és Bruno 2010). Ezen folyamatok a habitatok diverzitásának csökkenését, egyes fajok kihalását eredményezik.

Számos példával alátámasztható, hogy a vízi életközösségek kimondottan érzékenyek a klímaváltozásra, hamarabb és intenzívebben reagálnak, mint a legtöbb szárazföldi életközösség (Battarbee 2000). A tengeri zooplanktonban zajló változások drámai sebességgel mennek végbe: az északkeleti Atlanti-óceán copepoda közösségei évtizedenként 260 km-rel vándoroltak északabbra, a *Centropages chierchiae* és a *Temora stylifera* Calanoida (Copepoda) fajok esetében ez a sebesség 157 km / évtized. Összehasonlítás képpen: egy 99 madár-, lepke- és lágyszárú fajt vizsgáló metaanalízis 6,1 km-es area eltolódást állapított meg évtizedenként. A plankton élőlényeinek fenológiája is rendkívül érzékenyen, nagy időbeli eltolódásokkal válaszol a klímaváltozásra. Egy tanulmány 172 növény, lepke, puhatestű, madár és kételtű fenológiáját vizsgálva, évtizedenként 3-6 napos eltolódást állapított meg; a zooplankton esetében átlagosan 7,6 nap/évtized az eltolódás mértéke (Richardson 2008).

A vízi ökoszisztémák klímaváltozásra adott válaszában ezidáig három általános érvényű szabályt sikerült felfedezni, melyek közül az első kettő mindenképp érvényes a szárazföldön is. (1) Az areák eltolódása a magasabb szélességek vagy a tengerszint felett magasabban fekvő területek felé. (2) A fenológiai mintázatok megváltozása. (3) Az átlagos testméret csökkenése, mind a közösség, mind a funkciós csoportok, mind pedig az egyes populációk szintjén (Montoya és Raffaelli 2010, Daufresne et al. 2009). A további három alfejezetben ezekről a folyamatokról szólunk részletesebben, majd az esetleges evolúciós hatásokról is szót ejtünk, és külön elemezzük a vizeket érő, kedvezőtlen hatásokat. Közösségökológiai szempontból a táplálékhálózatok különös jelentőséggel bírnak, így igyekszünk kellő részletességgel foglalkozni a klímaváltozás vízi táplálékhálózatokat érintő lehetséges hatásaival. Az édesvizekkel kapcsolatos ismereteknek több alfejezetet is szentelünk.

3.5.2. Área változások a Föld vizeiben

Az egyes populációk hármias válaszáút előtt állnak a klímaváltozással szembesülve: alakmazkodnak, elvándorolnak, vagy kihalnak (Woodward et Al. 2010, Wrona et al. 2006, Perkins et al. 2010). Mindhárom változatra találni számos példát. Ezek a lehetséges válaszok szárazföldi és vízi élőlényekre egyaránt érvényesek; mindkét típusú élőhelyen el lehet különíteni jelentős helyváltoztatásra képes populációkat, mint a madarak, vagy halak, melyek esetében az aktív mozgást és viselkedésbeli reakciókat is számba kell vegyük. Mindkét élőhelyen előfordulnak helytűlő élőlények, mint a tengeri füvek, korallak, szárazföldi növények, melyek esetében a propagulumok passzív terjedésével kell számolnunk; egyes hosszú életű élőlények (korallak, fák) pedig meghatározzák a társulás szerkezetét, és a változó környezetben sokáig fennmaradnak, de szaporodásra nem képesek, így eltűnésük késleltetett (Mokany et al. 2010).

Az egyes populációk tér-időbeli eloszlása a környezeti változók (ezek egyike a klíma) és a metapopulációs dinamika, illetve diszperziós lehetőségek függvényében általában

nem lineáris mintázatokat mutat. A klíma-fülke (*climate envelope*) elképzelés szerint a populációk mai előfordulási területének klíma paramétereiből, és a fajok fiziológiai tűrőképességéből megjósolhatjuk jövőbeli elterjedésüket, a különböző klíma scenariók függvényében. Ez az elképzelés még nem tartalmazza a fajok kölcsönhatásaiból és a diszperzió sebességéből adódó korlátokat. Kisebb térbeli skálán (<200 km) úgy tűnik, a populációk közti interakciók és a diszperzió, míg nagyobb léptékben (>200 km) a klíma határozza meg a fajok elterjedését (Gouhier et al. 2010). Nem minden faj képes lépést tartani a hőmérséklet változásával. A rövid életidejű és jó terjedőképességű fajok földrajzi elterjedése hamar idomul a változásokhoz; ezek a fajok új közösségeket fognak alkotni a lassabban terjedő, illetve hosszabb életű, így lassabban alkalmazkodó fajokkal (Montoya és Raffaelli 2010).

Az **édesvízi élőhelyek** fragmentáltsága, szigetszerűsége miatt az élőlények kevésbé képesek elterjedési területük árbejtelődésével követni a klímaváltozás hatásait (Giller et al. 2004). A terjedés problémáját a különböző fajok eltérő mértékben képesek áthidalni. A rovarok jó terjedési képességüknek köszönhetően, könnyen elvándorolhatnak a klímaváltozás során számukra legkedvezőbb klímát kínáló élőhelyekre. A vízi meiofauna tagjai, és egyes makroszkopikus gerinctelenek szintén jó terjedőképességről tesznek tanúbizonyságot, melynek még nagyobb földrajzi gátak sem jelentenek akadályt. Egy 4 °C-os hőmérséklet emelkedés 680 km-es észak felé történő vándorlást tenne szükségessé, ha az feltételezzük, hogy az egyes fajok változatlan hőmérsékletű vizet igényelnek (Woodward et al. 2010).

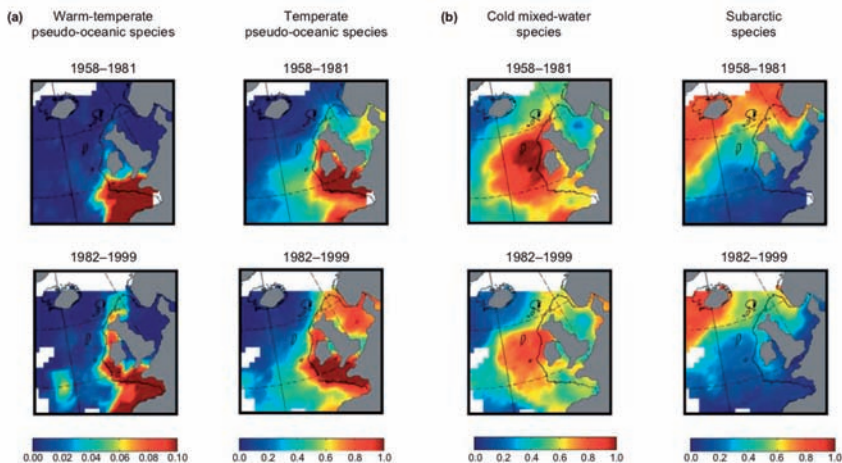
Főleg a nagyobb testű állatok számára jelenthet gondot a rossz terjedőképesség. A halak között gyakran találunk egy-egy tóhoz, vízgyűjtőhöz kötött, benszülött fajokat. Amennyiben nem képesek kedvezőbb hőmérsékletű vizekbe eljutni, kénytelenek alkalmazkodni a hőmérséklet változáshoz. Ezt megkönnyíti, hogy kisebb eséllyel kell kompetitorokkal megküzeniük, hiszen azok is akadályoztatva vannak az új élőhely elérésében. Egyes halak képesek lehetnek meghódítani északabbra eső vízgyűjtőket is. Különösen az anadrom halaknak adódnak erre jó esélyeik, ahogy ezt két lazac fajnál már megfigyelték Kanadában (Babaluk et al. 2000, Woodward et al. 2010). A jégkorszak végén a Nagy-Tavakba a Mississippi és az Atlanti régió refugiumaiból 122 halfaj vándorolt vissza. A felmelegedés várható mértékét, a táplálkozási és szaporodási igényeket figyelembe véve, 58 vizsgált halfajból további 27 vándorolhat be a Nagy-Tavakba. Sok nagy folyórendszer kelet-nyugati irányú, így kevesebb lehetőség van a populációk vízgyűjtőn belüli vándorlására (Carpenter et al. 1992, Ficke et al. 2007). Euráziában számos délről észak felé tartó folyó is található, az ezekben élő populációknak könnyű lehet elterjedési területük északabbra tolása (Wrona et al. 2006).

Bizonyos esetekben kimutatható, hogy a melegebbé vált élőhelyek kolonizációja csupán a diszperzió akadályozottsága miatt nem ment még végbe. Mikrokozmosz kísérletekben vizsgálták, hogy az alacsonyabb fekvésű, melegebb vízű, illetve magasabb fekvésű, hidegebb tavak planktonikus rákjai közti kompetíció kimenetele hogyan függ a hőmérséklettől. Több, melegebb vízből származó faj a hidegebb (13 °C) medencékben is versenyképesnek bizonyult, lehet, hogy ezek ténylegesen képesek lennének meghódítani a magasab-

ban fekvő tavakat is. A magasabb hőmérsékletű (20°C) mikrokozmoszokban a melegebb tavakból származó fajok nagyobb arányt értek el. A klímaváltozás során az alpesi tavak rezisztenciája a melegkedvelő fajok inváziójával szemben csökken (Carpenter et al. 1992, Holzapfel és Vinebrooke 2005).

Az alpesi tavakban élő fajok terjedési képessége rossz, mivel kevés vízmadár, emlős és ember működhet közre a terjedés elősegítésében. Emiatt a melegebb tavakból a potenciális új betelepülők később jelennek csak meg a számukra alkalmassá váló vizekben, ugyanakkor a hidegkedvelő fajoknak kisebb esélyük van északabbi magashegységi tavakba eljutni, ahol túlélhetik a klímaváltozást (Holzapfel és Vinebrooke 2005).

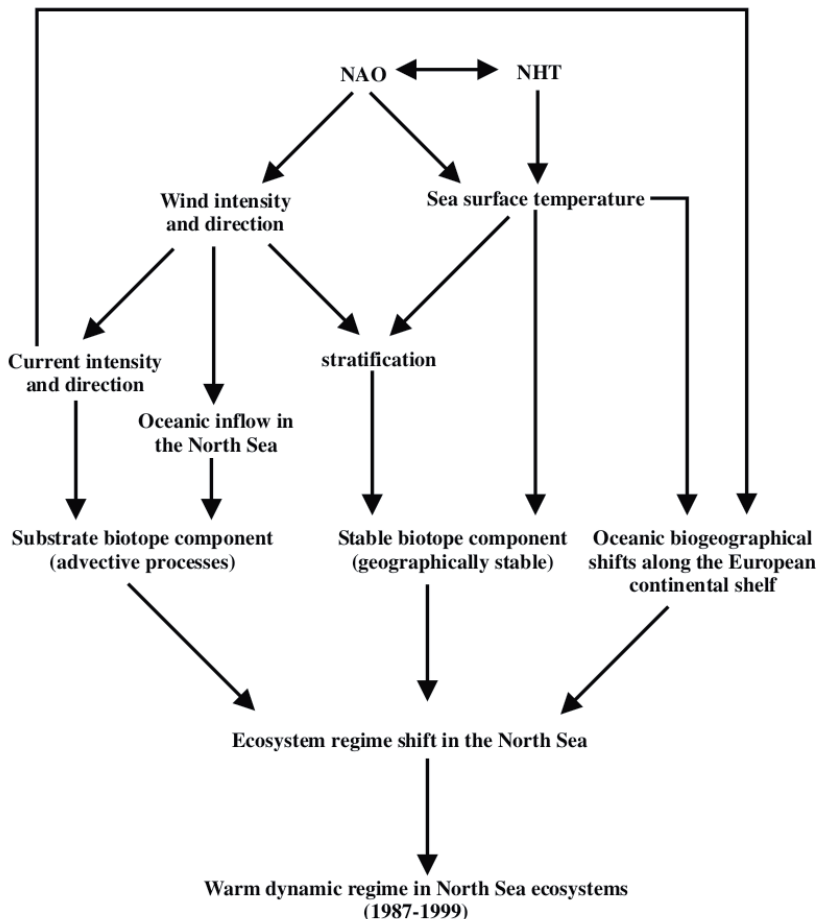
A **tengeri plankton** esetében figyelhetjük meg a legnagyobb mértékű area áthelyeződéseket. A nagy méretű vízi rendszereken belül sokkal hatékonyabb a diszperzió, mint akár a szárazföldön (Giller et al. 2004). Az elmúlt 50 évben a kontinentális talapzat mentén élő (pszeudo-óceáni), melegkedvelő *Ceratium* (Dinophyta) fajok és copepoda közösségek elterjedési határa 1100 km-rel toldott ki északra (3.1. ábra)



3.1. ábra: Változások az Északi-tenger zooplankton társulásainak eloszlásában az óceáni folyamatos plankton mintavételezővel (continuous plankton recorder, CPR) előállított adatok alapján. Az elmúlt 40 évben 1000 km-rel toldott északabbra a melegkedvelő társulások elterjedésének északi határvonala (a), míg a hidegkedvelő társulások hasonló mértékben visszaszorultak (b) (Beaugrand 2004, Hays et al. 2005).

Az Északi-tengerben a 20. század 70-es, 80-as éveiben a mérsékelt övi copepoda fajok kiszorították a szubarktikus fajokat. A 80-as években a szél intenzitása az Északi-tenger térségében erősödött, és a felszíni vízhőmérséklet az Atlanti-óceán északi részén, és az Északi-tengerben egyaránt emelkedett. 1984-85-ben, illetve 1987-88-ban az Északi-tenger planktonikus közösségeiben nagy arányú váltás figyelhető meg a fajösszetételben, ami egyes klíma paraméterek (szél intenzitása és iránya, felszíni vízhőmérséklet, NAO, északi félteke hőmérsékleti anomália) változásával magyarázható. Az egyes fajok kicserélődése

feltehetően egymást erősítette, két egyensúlyi állapot között egy viszonylag gyors átmenet játszódott le. Az új egyensúlyi állapotra melegkedvelő fajok jellemzőek, melyek az északi Atlanti-óceánban, főleg a kontinentális talapzat mentén fordulnak elő. Ezen fajok beáramlását az európai self menti tengeráramlatok erősödése, és ezáltal az Északi-tengerbe beáramló víztömeg is elősegítette (3.2. ábra) (Beaugrand 2004).



3.2. ábra: A 80-as, 90-es években az Északi-tengerben végbement változások, melyek a planktonikus közösség kicserélődéséhez vezettek (Beaugrand 2004). További részletek a szövegben.

Az eredeti, szubarktikus fajok nagy testűek, és nagy biomasszával voltak jelen a zooplanktonban. A mérsékelt övi fajok testmérete kisebb, és jóval alacsonyabb biomasszával alkotnak. Ráadásul, a *Calanus finmarchius* rendszeren tavasszal volt jelen legnagyobb egyedszámban, amikor a tőkehalak lárvái ezzel a rákkal táplálkoztak. A *C. finmarchius*-t felváltó *C. helgolandicus* egyedszám csúcsa őszre esik, így a tőkehal lárvák fő táplálékforrása megszűnt (Richardson 2008).

Az északnyugati Atlanti-óceánban ugyanazon copepoda közösségek elterjedése déli irányba mozdult el az utóbbi évtizedekben. A 80-as, 90-es években Labrador és Új-foundland környékén szokatlanul hideg volt a klíma, és az északról délre tartó Labrador-áramlás erősödött (Richardson 2008).

Hasonló nagyságrendű változás az antarktiszi óceánban a krill visszaszorulása: az (*Euphasia superba*) egyedsűrűsége a 70-es évektől csökken; a krill mennyisége pozitív összefüggést mutat a klorofill koncentrációval, és a téli jégborítással. A krill fontos táplálékai ugyanis a jég alatt élő algák. A szalpák (Urochordata) a krillel szemben a melegebb vizet és az alacsonyabb produktivitású területeket kedvelik. A szalpák elterjedési területe a krill visszaszorulásával párhuzamosan, délebbre tolódott. Minthogy a krill a táplálékhálózat magasabb szintjeinek alapját jelenti, ez az átrendeződés kihatással lehet a bálnák, pingvinek, tengeri madarak és halak populációira is (Atkinson et al. 2004). A krill nem képes hatékonyan táplálkozni a kisebb méretű algasejteken, míg a szalpák igen. A jégborítás csökkenése és a zooplankton változásai miatt az Adélie-pingvinek populációja 90 %-kal zsugorodott a 70-es évektől napjainkig (Sarmiento et al. 2010).

Ha az areák eltolódását vizsgáljuk, külön említést kell tennünk a kis méretű élőlényekről, melyek között nagy arányban találunk kozmopolita fajokat. Az 1 mm-nél kisebb testméretű fajok gyakran minden élőhelyen megtalálhatóak, az egész Földön (Finlay 2002, Perkins et al. 2010). Például, egyetlen $0,1\text{ cm}^3$ -es üledék mintájából a *Paraphysomonas* protiszta genusz egész világon ismert fajainak 80 %-át sikerült kimutatni. Úgy tűnik, az egysejtű csoportok fajai mindenhol jelen vannak, és az aktuális körülményeken múlik, hogy az általános fajkészletből melyek szaporodnak el. Ez arra enged következtetni, hogy a klímaváltozáshoz való alkalmazkodás a legkevésbé jelent gondot ezeknek a kis méretű élőlényeknek, mivel azonnal tudnak reagálni az adott hőmérsékleten leginkább versenyképes faj elszaporodásával (Finlay 2002). Az algák jó terjedőképességét figyelembe véve, nem valószínű, hogy az elkövetkezendő száz évben várható, 3 fokot meghaladó felmelegedés súlyosan károsítaná ezeket a közösségeket (Moss et al. 2003).

3.5.3. Fenológiai változások

Az area változások mellett, a klímaváltozásra adott másik általánosan megfigyelhető válasz az egyes populációk fenológiájának eltolódása. A vízi élőlények fenológiájára, eddigi megfigyelések alapján, a klímaváltozás erősebb hatással van, mint a szárazföldre (Edwards és Richardson 2004). A megszokotthoz képest korábban vagy későbbre tolódik az áttelelés vége illetve kezdete, az anadrom halak vándorlása, a szaporodás időpontja, az egyes fejlődési fázisokra jellemző táplálék igények, és az általuk megjelenő táplálék kínálat. A generációk kifejlődésének időtartama is meg-

változhat, a zooplankton fajok fejlődési stádiumaiban rövidülést lehet megfigyelni (Adrian et al. 2006). Az időbeli eltolódás nem minden populációt érint egyforma mértékben. Ha ez a különbség kritikus szintet ér el, megszakíthatja az eddig megszokott táplálkozási kapcsolatokat, módosíthatja az anyag- és energia áramlásának útvonalaikat, a táplálékhálózatot (Edwards és Richardson 2004, Winder és Schindler 2004, Hays et al. 2005, Richardson 2008, Woodward et al. 2010)). A fő kérdés, hogy milyen hamar képesek új kapcsolatok kiépülni, az új fenológiaiaknak, és a megváltozott elterjedési területeknek megfelelően.

A tavak esetében a fenológiai változások szorosan összefüggenek a jégborítás és a rétegzettség időtartamában bekövetkező változásokkal (Kobari és Barn 1998). Az észak-amerikai Nagy-tavak jégborítása 1975 óta évtizedenként átlagosan 5,3 nappal rövidült; tavasszal évtizedenként 2,1 nappal tolódott korábbra a jég olvadása, ősszel pedig átlagosan minden tíz évben 3,3 nappal később fagytak be a tavak. Az adott időszakban a régióban évtizedenként 0,7 °C fokkal emelkedett a napi középhőmérséklet. Ez azt jelenti, hogy az április 15-i jégfeltörés izofénje 95 km-rel északra tolódott. A kontinens közepe felé eső területeken tapasztalható a legerősebb változás (Jensen et al. 2007).

A Müggelsee-n 1979-től 2003-ig végzett megfigyelések szerint, a tavasszal jellemző, gyorsan szaporodó kovaalgák és *Daphniák* egyedszámának tetőzése egy akár hónappal korábbra tolódott azokban az években, amikor a jég korábban vonult vissza, és a víz hőmérséklete is magasabb volt. Ugyancsak a Müggelsee-ben, egy melegkedvelő Cyclopoida, a *Thermocyclops oithonoides* megjelenése a melegebb években 9 héttel korábbra tolódott, és nyáron jóval nagyobb egyedsűrűséget ért el. Más Cyclopoidák (*Mesocyclops leuckartii*, *Diacyclops bicuspidatus*) nem jelentek meg korábban, de a maximális egyedsűrűségük magasabb volt a melegebb nyarakon. Ezek a magasabb egyedszámok a *T. oithonoides*-nél egyel több generáció kifejlődésével is együtt jártak. A vizsgált időszakban a naupliusok táplálékkául szolgáló nanoflagelláták, és a copepoditok által fogyasztott Rotatoriák és naupliusok száma nem változott. A tágabb hőtűrésű *Acanthocyclops robustus* ezekben az években nem ért el nagyobb egyedszámot, azonban összességében 3 héttel tovább volt megtalálható a planktonban. \par

A *Dreissena polymorpha* szaporodása 12 °C fokok vízhőmérséklet felett indul be, és ez az állapot a Müggelsee-ben a 70-es évektől napjainkig tartó periódusban egyre korábbra tolódott. A kagylók utódszáma, és gonádjaik nagysága azonban a szaporodást megelőző téli és tavaszi időszak hőmérsékletével mutatott pozitív összefüggést. Végeredményben a *Dreissena* egyedsűrűsége megtöbbszöröződött a vizsgálat két évtizede alatt (Adrian et al. 2006).

A fenológia hőmérséklet függését több kísérletben is sikerült kimutatni. Egy természetes állapotú kisvízfolyás vizét két éven keresztül fűtötték egy pontban, egy 2-3,5 °C fokkal megemelt hőmérsékletű szakaszt kialakítva. A *Hyalinea azteca* (Gammariidae) szaporodásának kezdete két hónappal korábbra tolódott, érdekes azonban, hogy ősszel nem maradt fenn tovább a szaporodás, továbbá nem lehet szignifikáns változást kimutatni a populáció sűrűségében. A *Nemoura trispinosa* (Plecoptera) lárvák fejlődési ütemében nem volt különbség a hőkezelt és a kontroll terület között, csupán

az imágóvá való átalakulás történt meg két héttel hamarabb, így a kifejlett egyedek 10 %-kal kisebbek lettek. Emellett az egyedsűrűség is számottevően csökkent a melegített szakaszokon (Hogg et al. 1995).

Az **óceánokban** is megfigyelhető a planktonikus fajok éves ciklikus dinamikájának korábbra tolódása (korábbi tavasz). A hőmérséklet függés ezekben az esetekben egyértelmű: a melegebb években akár 11 héttel korábbra tolódhat a Copepodák, és más zooplankton fajok szezonális ciklusa (Hays et al. 2005). A tengeri zooplankton fajai közül a legtöbb tavaszi vagy nyári egyedszám csúccsal rendelkeznek, ami melegebb években korábban következik be; a késő nyári vagy őszi egyedszám csúcsok a melegebb években későbbre tolódnak. A zooplankton fajok fenológiája nagyobb varianciát mutat a hőmérséklet függvényében, mint a rajtuk táplálkozó, nagyobb testű állatoké. Egyes copepoda fajok fenológiájának, mint például a *Calanus glacialis*, illeszkednie kell két alga csúcsához: először a jég alatt élő algákon táplálkozva biztosítják a nőtények a peték termeléséhez szükséges táplálékot, majd később a tavaszi alga csúcs biztosítja a petékből kikelő utódok növekedéséhez szükséges energiát. A fejlődő copepodit lárvák lipideket halmoznak fel, ami a téli túlélésükhöz szükséges. Ezek a lárvák biztosítják a halak fő táplálékát. A felmelegedés hatására a szubarktikus *Calanus* fajok elterjedésének déli határán erősen csökken a lipidben gazdag lárvák denzitása (Ji et al. 2010).

Hasonló változások történnek az északi Csendes-óceánban, ahol a zooplankton biomassza legnagyobb részét a *Neocalanus plumchrus* copepoda teszi ki. A biomassza tavaszi és nyár eleji, nagyjából két hónapos tetőzése ehhez a fajhoz köthető. Az éves csúcs az elmúlt 50 évben 60 nappal korábbra helyeződött. Az eltolódás, úgy tűnik, a hőmérséklet közvetlen fiziológiai hatásával magyarázható: az egyes fejlődési fázisok mintegy 25 %-kal rövidebb idő alatt mentek végbe. A zooplankton csúcs korábbra tolódása itt is negatívan érintette a predátorokat: a melegebb években a füstös csibealka (*Ptychoramphus aleuticus*, Alcidae) költésének eredményessége olyannyira romlik, hogy a további felmelegedés e faj túlélését veszélyeztetetheti (Mackas és Tsuda 1999).

Az időbeli eltolódás azonban nem minden csoport esetében azonos mértékű. Az Északi-tenger planktonikus közösségén belül a fitoplankton csúcsok ideje erősebben függ a hőmérséklettől, mint a rajtuk táplálkozó zooplanktoné (Hays et al. 2005). A Dinoflagellaták éves ciklusa 23 nappal, a Copepodáké 10 nappal, a többi holozooplankton fajé átlagosan szintén 10 nappal, a meroplanktonikus fajoké pedig 27 nappal tolódott korábbra egy 45 éves időszak alatt. A kovamoszatok közt ilyen tekintetben nagy különbségek tapasztalhatók; egyes fajok szezonális dinamikája nem változott, másoké előbbre tolódott, mások a szokásosnál korábban és később is mutatnak egyedszám csúcsokat. A fenológiai jelenségek időzítése erős összefüggést mutat a tavaszi felszínközeli vízhőmérséklettel, mely 1958 és 2002 között 0,90 °C fokkal emelkedett (Edwards és Richardson 2004).

A tengeri halak lárvái is rendkívül érzékenyen reagálnak a hőmérsékletre: az Északi-tenger leggyakoribb halainak legnagyobb lárvá abundanciája a melegebb években következetesen korábbi dátumra esett (Richardson 2008).

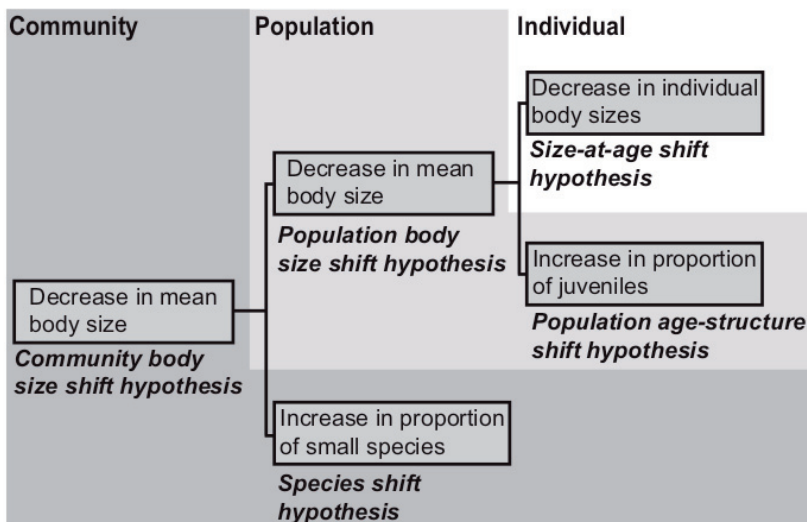
Nem minden planktonikus faj fenológiája tolódik korábbra a felmelegedéssel. A tavaszi fitoplankton csúcs nem feltétlenül a rétegződés kialakulásához kötődik, mi-

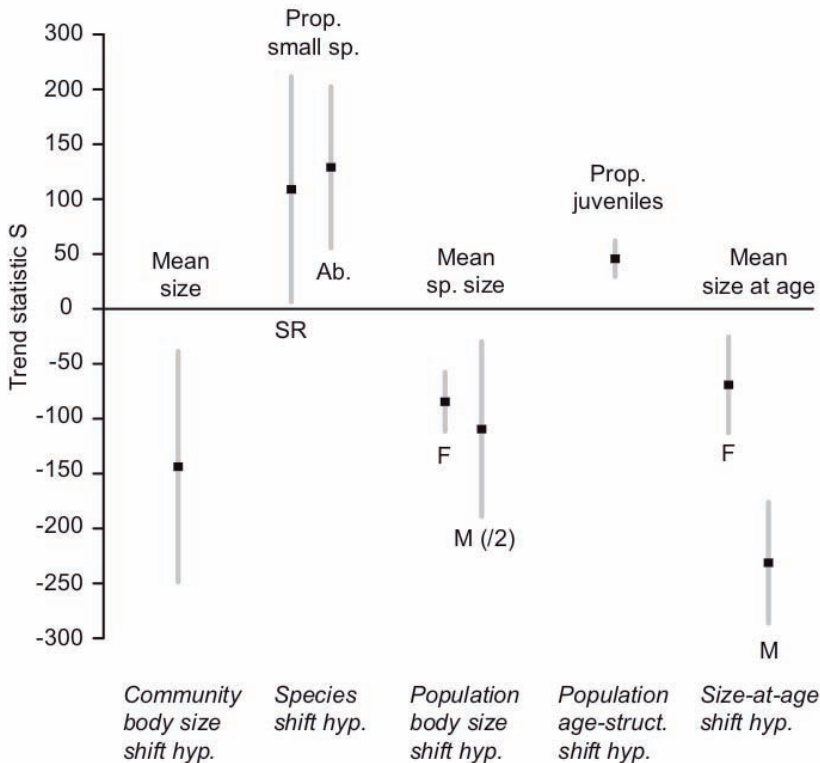
vel a kovaalgák spóráinak csírázása a megvilágítástól függ, tehát változatlan dátumra esik. Így például az északi-tengeri plankton esetében nem tolódott korábbra a tavasz (Greve et al. 2005).

Az antarktiszi kontinentális talapzat 500-1000 méter mély régióinak bentikus közösségének a fenológiája nem követi a klíma éves változatosságát olyan érzékenyen, mint például az ugyanott élő plankton közösségé. Az üledék respirációja, biomasszája, a gyorsan bomló szerves anyagok koncentrációja, a bentikus fajok fenológiája nem korrelál például a tavaszi alga csúcs időpontjával, vagy a vízoszlopban végbembenő egyéb folyamatokkal. Feltehetően az üledék olyan tápanyag raktár, mely tompítja a vízoszlop felől érkező hatások változatosságát. Ez azt is jelenti, hogy a bentikus folyamatokban mérhető változás hosszú távú, több éves trendek észlelésére kínál lehetőséget. A bentikus biomassza a vízoszlop produkciójától függ (Smith et al. 2006).

3.5.4. Változások a testméretben: csökkenő méretek

A testméretre vonatkozó általános biológiai szabályok érvényesek a vízi rendszerekre is: a Bergmann-szabály szerint, a melegebb éghajlatú területeken átlagosan kisebb testmértű fajokat találni; a James-szabály szerint, egy faj melegebb területen élő populációjában az átlagos testméret kisebb; a hőmérséklet-testméret összefüggés (*temperature-size rule*, TSR) pedig kimondja, hogy az ektoterm élőlények átlagos testmérete a hőmérséklet növekedésével csökken (3.3. ábra) (Daufresne et al. 2009).





3.3. ábra: (A) A testméret csökkenéséhez vezető részfolyamatok, különböző szerveződési szinteken. (B) A testméret csökkenésében szerepet játszó folyamatok mértéke. A pozitív érték az adott változó időbeli növekedését, míg a negatív érték a csökkenését jelenti. A testméret eloszlás alsó kvartilisénél kisebb fajokat tekintették kisméretű fajoknak. Az egyes folyamatok működését alátámasztó megfigyelésekről a szövegben.
[F: édesvízi, M: tengeri, Ab: abundancia, SR: fajgazdagság] (Daufrès et al. 2009)

Az óceáni fitoplanktonon belül a pikoplankton ($<2 \mu\text{m}$) arányában tapasztalható variancia 73 %-át a hőmérséklet magyarázza. Magasabb hőmérsékletű tengerekben kisebb a sejtek átlagos mérete, összhangban a hőmérséklet és a testméret, illetve az egyedsűrűség és a testméret általánosan jellemző, negatív korrelációjával. A melegebb vízi tengerek alacsonyabb tápanyag koncentrációja is a kisebb sejtméretnek kedvez (Moran et al. 2010).

A globális felmelegedés során tehát a közösségek szintjén a testméret csökkenése várható. Ebben a csökkenésben több mechanizmus egyszerre játszik szerepet: a Bergmann-szabálynak megfelelően, kisebb testű fajok jelennek meg, a nagyobb testűek pedig eltűnnek; a James-szabálynak megfelelően, az egyes populációk átlagos testmérete kisebb lesz. Ez a változás létrejöhet fenotípusos plaszticitás, és mikroevolúciós folyamatok ré-

vén; illetve, az egyes egyedfejlődési stádiumok mérete csökkenhet (a kifejlett, és ahhoz közeli stádiumok mérete erősebben csökken), másrészt, megnőhet a fiatal egyedek aránya (Daufresne et al. 2009).

A közösségi szintű testméret változást sikerült alátámasztani franciaországi folyók hal közösségének, illetve mezokozmoszok baktérium- és fitoplankton közösségének adataival. A kisebb méretű fajok megjelenése szintén franciaországi folyók, és az Északi-tenger hal közösségében tapasztalható. A populáció szinten megnyilvánuló testméret csökkenésére az említett folyók Cyprinidae populációi, és a Balti-tenger hering- és sprottni populációinak méret eloszlása szolgált példát (az adatsorok korrigálva lettek a halászat testméret eloszlásra gyakorolt hatásával), mely részben a fiatal egyedek nagyobb arányának (Még nem tudjuk, hogy a fiatal egyedek növekvő arányának háttérében milyen okok állnak, illetve mennyire általános érvényű a jelenség. Egyelőre franciaországi folyók Cyprinidae populációiban sikerült kimutatni), részben az egyes életkorokhoz tartozó testméret csökkenő tendenciájának köszönhető. Utóbbi jelenséget mezokozmoszokban nevelt *Pseudocalanus* (Calanoida, Copepoda) esetében is megfigyelték (3.5.3. ábra) (Daufresne 2009).

A testméret csökkenésére magyarázatot adhat az ökológia metabolikus elmélete (Brown 2004). Az anyagcsere a testméret $3/4$ hatványával arányos:

$$K \propto [R] M^{-\frac{3}{4}} e^{\frac{E}{kT}}$$

Magasabb hőmérsékleten energetikailag a kisebb testméret előnyös (Brown et al. 2004, Daufresne et al. 2009, Woodward et al. 2010).

Az alapanyagcsere (BMR - *basic metabolic rate*) a testmérettől és a hőmérséklettől függ. A poikiloterm élőlények anyagcsereje exponenciálisan nő a hőmérséklet függvényében (Moegh-Guldberg és Bruno 2010). A testméret önmagában meghatározza a táplálékhálózatban elfoglalt pozíciót, a táplálék spektrumot, a hierarchikusan egymásba ágyazott táplálkozási niche-eket (ti. hogy a nagyobb testű predátorok nagyobb zsákmányokat is fogyasztanak, ugyanakkor fogyasztják azokat a kisebb zsákmányokat is, amelyeket a kisebb testű predátorok). A predátor és a préda testméret arányai meghatározzák a táplálkozási kapcsolat erősségét is (Woodward et al. 2005).

A hőmérséklet emelkedés jelentette stressz következtében először a nagy méretű, ritka fajok fognak elveszni a táplálékhálózatokból; a kisebb testméretű élőlényeknek általában rövidebb a generációs idejük, így inkább lehetőségük van alkalmazkodni a környezet

megváltozásához (Perkins et al. 2010). A kisebb méretű élőlények túlsúlyba kerülése gyökeresen átrendezi a táplálékhálózatok szerkezetét. Ezzel párhuzamosan, a hideg égvöi vagy magashegységi tavakban és vízfolyásokban, a felmelegedéssel lehetőség nyílik a nagyobb testméretű fajok megjelenésére, és a táplálékláncok hosszabbodására, mely eddig a hideg stressz miatt nem történhetett meg (Woodward et al. 2005).

Alpesi tavak adatai alapján, a felmelegedés a nagyobb testű zooplankton fajokat hátrányosan érinti, mivel a fejlődésük és légzésük energia költségei arányaiban jobban növekednek. A felmelegedés kedvez a kisebb méretű herbivór zooplanktonnak, habár a kis

méretük miatt könnyebben áldozatul esnek a predátoroknak (Holzapfel és Vinebrooke 2005). Halmentes alpesi tavak üledékét és planktonját tartalmazó mezokozmoszokban a hőmérséklet 3,6 °C-al történő melegítésének hatására a nagyobb méretű zooplankton fajok (*Daphnia*) visszaszorultak, a kisebb méretűek (Rotatoriák) javára. A *Daphniák* nem voltak képesek fedezni megnövekedett energia szükségleteiket, ráadásul a fitoplankton fajösszetétele is számukra kedvezőtlenül alakult. A copepodák mennyisége nem változott a melegítés hatására. A nagy fonalas algák mennyisége csökkent, kisebb ostoros autotrófok szaporodtak el. Ez utóbbiak képesek a legkedvezőbb hőmérsékletű és tápanyagtartalmú zónába pozicionálni magukat a vízoszlopon belül (Strecker et al. 2004).

Egy másik tanulmány szerint, a zooplankton testmérete, 81 európai sekély tó adatai alapján, nem csökken a növekvő hőmérséklettel; csupán predációérzékeny fajoknál sikerült enyhe összefüggést kimutatni (Gyllstrom et al. 2005). A melegebb vizű tavakban a *Daphniák* aránya az erősebb predációs nyomás miatt lehet kisebb.

3.5.5. Evolúciós változások

Bár a klímaváltozás az evolúció léptékével mérve gyorsan történik, de egyes fajok képesek ilyen rövid idő alatt is evolúciós választ adni. Ezek a válaszok döntőek lehetnek a populációk fennmaradása szempontjából.

Mikroevolúciós változások módosíthatják az egyes populációk hőmérsékleti változásokra adott reakciógörbéit. Kísérleti mezokozmosz közösségekben nevelt *Daphnia magna* és *D. pulex* populációk esetében a belső növekedési ráta nőtt, az ivarérett korra elért testméret pedig csökkent a magasabb hőmérséklet hatására. Ezek a hatások a fenotípusos plaszticitás kategóriájába sorolhatók, azonban hat hónap hőkezelés során az ivarérett kori testméret, mikroevolúciós változásoknak köszönhetően, növekedni kezdett (Doorslaer et al. 2009, Doorslaer et al. 2010).

Alacsonyabb és magasabb szélességi fokokról származó, természetes *D. magna* és *D. pulex* populációkkal kompetíciós kísérletekben hasonlították össze a hőmérsékleti kezelést kapott, illetve a kontroll *Daphnia* klónokat. Így sikerült igazolni, hogy a végbement gyors evolúciós válaszok adaptívak voltak, növelték az adott klón fitness-ét a melegebb környezetben. A melegebb égtájáról származó bevándorló klón több mint kétszer annyi idő alatt szorította ki a másfél éven át magasabb hőmérsékletnek kitett helyi klónt, mint az eredeti hőmérsékleten neveltet. \par

Az adatokra illesztett szimulációs modell szerint, valós populációkban 10^4 - 10^6 -szor nagyobb bevándorlási ráta szükséges a helyi változat kiszorításához ilyen fokú előzetes alkalmazkodás esetén (Doorslaer et al. 2009, Doorslaer et al. 2010).

Bár a kísérlet ideje alatt nem alakulhatott ki különbség a *Daphniát* fogyasztó predátorok (Zygoptera, Chaoborus) abundanciájában, a magasabb hőmérséklet megnövelte a predátorok aktivitását. A predátorok a kisebb méretű egyedeket preferálják, így a *D. magna* és *D. pulex* populációk aránya megváltozott, a nagyobb méretű *D. magna* javára. Ugyanakkor ez a hatás része lehetett annak a szelekciós nyomásnak, ami a fenotipikus plaszticitásnak megfelelően lecsökkent testméret megnövelése irányába genetikai változásokat eredményezett (Doorslaer et al. 2009, Doorslaer et al. 2010).

A hőmérséklet emelkedés hatására végbemenő gyors evolúciós változások módosíthatják a klímaváltozás fajok elterjedésére, közösségek összetételére gyakorolt hatását, ezért érdemes ezeket figyelembe venni az előrejelzések, modellek készítésénél. Azonban nem várható, hogy a populációk ily módon kivédjék a klímaváltozás kedvezőtlen hatásait, ugyanis a melegebb környezethez való alkalmazkodást előrevivő genetikai változásokat a csereviszonyok korlátozzák. Egyes *Daphnia* populációk a mezokozmosz kísérletek során a melegített medencékben kihaltak, pusztán a közösségben megváltozott kompetíciós és predációs viszonyok miatt. Ha pedig egy másik, melegebb környezethez jobban adaptálódott változat, vagy melegkedvelő faj hamarabb megjelenik az élőhelyen, a helyi populációnak nincs ideje alkalmazkodni, és kihalhat (Doorslaer et al. 2010).

3.5.6. *Változások a produkcióban, pH-ban, oxigén-háztartásban és toxicitásban*

Produkción

Az **óceánok primer produkciója** a 80-as évek elejétől napjainkig 6-8 %-kal csökkent, és ez a csökkenés jórészt a magasabb szélességi fokoknál jelentkezett (Gregg et al. 2003, Richardson 2008, Boyce et al. 2010). Az 1979-től rendelkezésre álló klorofill adatsorok alapján évente átlagosan a medián 1 %-os csökkenése figyelhető meg (Boyce et al. 2010). A klorofill koncentráció szoros összefüggést mutat a klíma periodikus változásaival, mint a NAO és ENSO. A 70-es években a Csendes-óceán északi vizeiben még a klorofill-a tartalom következetes növekedését lehet kimutatni (Vernick et al. 1987). A periodikus változásoktól független csökkenő tendencia oka leginkább a magasabb felszíni vízhőmérséklet, és az ennek következtében kialakuló rétegződés, mely gátolja a tápanyagok feláramlását. A kevesebb légköri vas ülepedés is hozzájárul a produkció csökkenéséhez. A legnagyobb csökkenés az antarktiszi óceánokban mérhető, ahol -- az arktikus óceánoktól eltérően -- elsősorban a szélstressz és a vas limitáltság befolyásolja kedvezőtlenül a fitoplankton (Gregg et al. 2003).

A **többi mérsékelt- és hideg égövi tengerben** nem egyértelmű a tendencia: a melegebb víz, a csökkent jégborítás és a kisebb mértékű keveredés miatt a primer produkció akár növekedhet is a felmelegedéssel. A felmelegedés fiziológiai úton gyorsítja az algák anyagcseréjét, másrészt, a rétegződés elősegítésével lehetőséget nyújt a sejtek szaporodására az eufotikus zónában (Richardson 2008). A permafroszt olvadása során felszabaduló nitrogén és foszfor jelentősen megnövelheti a helyi vízfolyásokba és a Jeges-tengerbe jutó nitrogén és foszfor mennyiségét. A jelenlegi állapot adatai alapján, space-for-time modellek, segítségével megjósolható, hogy 30-50 %-os növekedés várható a folyók oldott szerves és szervetlen nitrogén, illetve foszfor koncentrációjában (Frey et al. 2007). A Jeges-tenger produkciójára szintén serkentőleg hat a csökkent jégborítás. Visszafoghatja azonban a produkciót a permafrosztból származó szerves anyag nyomán megnövekvő turbiditás (Garneau et al. 2009).

A **trópusokon és szubtrópusokon**, távérzékeléssel gyűjtött adatok alapján, a hőmérséklet és a nyílt óceáni primer produkció között negatív összefüggés áll fenn: feltehetően az erősebb rétegződés csökkenti a felső vízrétegekbe jutó tápanyag mennyiségét (Doney 2010).

Mégis, alacsonyabb szélességeken néhol a produkció növekedése tapasztalható. Érdekes kivétel a Csendes-óceán északi-középső medencéje, Hawaii környékén, ahol a hőmérséklet növekedése és a rétegződés erősödése növekvő produkcióval párosult. Itt kisebb méretű algák jelentek meg, melyek között nitrogénmegkötő fajok is vannak (Gregg et al. 2003).

Két éven át tartó **mezokozmosz kísérletek** során, 3 °C-al megemelt hőmérséklet hatására a fitoplankton közösség összetétele csupán kisebb változásokon ment keresztül: csökkent a Cryptophyták és a Dinophyták aránya, a Chlorophyták közül egyes fajok gyakoribbak, mások ritkábbak lettek, a Cyanobacteriumok azonban nem indultak erőteljes növekedésnek, ahogy azt a kísérlet előtt várták. A mezokozmoszok fitoplankton közössége fajösszetételében megfelelt a sekély tavakra jellemzőnek (Moss 2003).

Különböző hőmérsékletű izlandi vízfolyásokkal folytatott nitrogén és foszfor adagolásos kísérletek során kiderült, hogy alacsonyabb hőmérsékleten az elsődleges produkció nitrogén limitációja jellemző, míg a hőmérséklet növekedésével a foszfor válik a fontosabb limitáló tápanyaggá (Friberg et al. 2009).

A mérsékelt- és meleg égővi tavak stabilabb, és korábban beálló rétegződése az éves produkció csökkenéséhez vezet. Az afrikai Tanganyika-tó rétegzettsége stabilabbá vált, aminek következtében a primer produkció 20 %-kal, a hal hozam pedig 30 %-kal csökkent. A stabilabb rétegzettség, és az alacsonyabb szélesség miatt a felkeveredés gyakorisága csökken. Ez utóbbi okból kifolyólag, kevesebb a tápanyag, és a primer produkció (O'Reilly et al. 2003).

Savasodás

A globális felmelegedés oka a légköri CO₂ koncentráció növekedése; ugyanakkor a vizekben oldott CO₂ mennyiségének növekedése megváltoztatja a vizek legfontosabb sav-bázis puffer rendszerének egyensúlyát, és a pH csökkenését idézi elő.

A CO₂ szint növekedése folytán bekövetkező savasodás jelentős hatással lesz a tengeri élőlényekre. A preindusztriális időkre jellemző 280 µatm parciális nyomásról mára 370 µatm-ra növekedett légköri CO₂ koncentráció XXI. század végére akár a 700 µatm-át is elérheti. A tengervíz pH-ja 0,3 ennek következtében egységgel csökken. A mészvázat építő élő szervezetek tevékenysége hozzájárul az óceánokból a légkörbe jutó CO₂ mennyiség növekedéséhez, mivel a mészváz szintézise során CO₂ szabadul fel:



Ugyanakkor a növekvő CO₂ koncentráció és a csökkenő pH gátolja a kalcifikációt (Hays et al. 2005, Doney 2010).

Az édesvizek savasodásához a talajvízszint csökkentése révén a szárazság is hozzájárulhat, mivel a talajvíz beáramlással bázisok jutnak a tavak és vízfolyások vizébe (Carpenter et al. 1992).

Oxigénhiány

A magasabb vízhőmérséklet, és a keveredés hiánya miatt a hipolimnionban oxigénhiány alakul ki (Carpenter et al. 1992). Fokozódnak a lebontó folyamatok, és az üledék-vízter

határvonalon a tápanyagok felszabadulása. Minél tovább tart a rétegzett állapot, megszűntével annál nagyobb mennyiségű tápanyag jut az eufotikus zónába, ami a fitoplankton erőteljes növekedését eredményezi. Ez hasonló a dimiktikus tavak őszi algavirágzásához (Blenckner et al. 2002, Wilhelm és Adrian 2008). Az említett változások megfigyelhetőek voltak a svédországi Erken-tóban az utóbbi évtizedek során (Blenckner et al. 2002). A tartósabb rétegzett állapot következtében az oxigénhiány a tó víztérfogatának jelentős részére kiterjedhet. A 2003-as év erős hőhullámai idején, az oxigénhiány miatt a puhatestűek mennyisége és fajgazdagsága egyaránt csökkent egyes európai tavakban és folyókban. Más populációk térbeli eloszlása megváltozik az oxigénhiány következtében, így jobban ki vannak téve a predációnak (Wilhelm és Adrian 2008).

Télen a jégtakaró miatt szintén oxigénhiány alakulhat ki. Az epilimnion magas hőmérséklete, és a hipolimnion oxigénhiányos zónájának kiterjedése folytán az egyes halfajok habitatjainak vertikális kiterjedése zsugorodik. A hidegkedvelő, szűktűrűsű halak számára létfontosságú termális refúgium, melyet a hipolimnion nyújtott, megszűnik, vagy legalábbis radikálisan visszaszorul. A mérsékelt övi tavakban ez a folyamat számos halfaj eltűnéséhez vezethet (Ficke et al. 2007, Adrian et al. 2009).

A tavipisztráng (*Salvelinus namaycush*) élettere beszűkül az oxigénhiány miatt (Hobbie et al. 1999). Ezzel párhuzamosan, egy egyed alapú bioenergetikai modell szerint, pár fokos hőmérséklet emelkedés esetén, a fiatal egyedeknek jóval több táplálékra lenne szüksége a túléléshez (McDonald et al. 1996}). Nagy valószínűséggel egyes tavakból eltűnhet a tavipisztráng, mely jelenleg az észak-amerikai tavak csúcsragadozója.

A **trópusi tavakat** is érinti az oxigénhiányos zónák kiterjedése. A Tanganyika tó esetében stabilabb rétegzettség, és az alacsonyabb szélesség miatt az oxigénhiányos zóna feljebb tolódik, és a felkeveredés gyakorisága csökken. Különösen a piszcivor halak tekintetében, 30 %-nál is nagyobb visszaesés figyelhető meg az éves produkcióban (O'Reilly et al. 2003).

Az **óceánokban** szintén várható a hipoxia megjelenése a felmelegedés következtében, a part menti és nyílt vizekben egyaránt; ahogy az elmúlt években, erős feláramlásokhoz kapcsolhatóan, az Oregon-Washington part mentén is kialakult hipoxiás állapot, ahol az elmúlt öt évtizedben nem fordult elő ilyen. Habár egyes helyeken éppen az oldott oxigén növekedése tapasztalható (például erősebb szelek, viharok miatt), a felmelegedés összességében a csökkenés irányába hat, a kisebb oldhatóság és a szelek csökkenése által (Doney 2010).

Mérgező vegyületek

Egyes esetekben a hőmérséklet emelkedése olyan biológiai folyamatokat erősíthet fel, melyek különösen káros, mérgező vegyületek felszaporodását eredményezik a vizekben. Az ilyen hatásmechanizmusok nem gyakoriak, de az érintett területeken sokalta nagyobb változást idéznek elő, mint pusztán a felmelegedés.

Az eddig tárgyalt oxigénhiányos állapot következményeként, az anaerob lebontó folyamatok erősödésével a halakra veszélyes, toxikus hatású kén-hidrogén koncentrációja megemelkedik a tavakban (Ficke et al. 2007).

Az erősebb rétegződés, a magasabb felszíni vízhőmérséklet és szalinitás kedvező körülményeket teremt toxin termelő algafajok szaporodását (S. Domis et al. 2007). A 2100-as évre előre jelzett állapotot modellezve, egyes dinoflagelláták szaporodási rátája a ma jellemzőnek duplája is lehet az Északi-tengerben (Peperzak 2003).

Az antropogén eredetű toxikus szennyezők káros hatása is fokozódik, az erősebb párolgás és az alacsonyabb vízhozamok miatt (Meyer et al. 1999, Woodward et al. 2010).

3.5.7. A táplálékhálózatok változásai a Föld vizeiben

A fajok elterjedésében és fenológiájában bekövetkező változások eredményeként egyes fajok eltűnnek a táplálékhálózatokból, a táplálkozási kapcsolatok erősödnek vagy gyengülnek. Az azonos funkciós csoportba tartozó populációk kompetíciója is hőmérsékletfüggő. Egy elkerítéses kísérlet során, 25 °C felett a kisebb testű *Cerodaphnia reticulata* nyert, és a *Daphnia pulex* kihalt; alacsonyabb hőmérsékleteken pedig fordítva (Lynch 1978).

A különböző földrajzi szélességekről származó vízi táplálékhálózatok összehasonlítása azt mutatja, hogy az egyes trofikus szintek és funkciós csoportok aránya klímafüggő.

A vízfolyások makrogerinctelen közösségei például délről észak felé haladva egyre kevesebb fajból állnak, és egyre nagyobb a dípterák jelentősége (Wrona et al. 2006).

Szubtrópusi és mérsékelt övi tavak közösség szerkezetét összehasonlítva, szembevetendő, hogy a melegebb égvízi tavakban a halak diverzitása és abundanciája jóval magasabb a mérsékelt övi tavakéhoz képest. A növényzetten élő makrogerinctelenek épp ellenkező képet mutatnak: a hidegebb tavakban nagyobb a diverzitásuk és egyedsűrűségük. A különbségek akár tízszeres denzitást jelenthetnek, mind a halak, mind a gerinctelenek esetében (Meerhoff 2006, Jeppesen et al. 2009). Erős top-down kaszkádon keresztül, a halak hatással vannak a fitoplanktonra és a perifitonra is (Meerhoff 2006).

A melegebb tavakban és folyókban a halak ivarérese gyorsabb, testméretük kisebb, több energiát alakítanak a szaporodásba (Palmer et al. 2009, Mooij et al. 2010). A hal biomassza a mérsékelt és hideg égvízi tavakban pozitív összefüggést mutat a foszfor koncentrációval, a trópusi tavakban viszont egyenletesen magas a halak biomasszája, függetlenül a foszfortól. Ennek oka lehet, hogy a halak egész évben szaporodhatnak, és sokkal inkább omnivórok, mint a hidegebb tavakban élő társaik. Az omnivória magas hal biomasszát eredményez, ami folyamatosan erős predációs nyomás alatt tartja a zooplanktont (Gyllstrom et al. 2005).

250 dániai tó nyári állapotát vizsgálva, a melegebb tavakban a halak között a zooplankton fogyasztók válnak gyakoribbá, a herbivórokkal szemben (Jeppesen 2009, Mooij 2010). Az így megnövekedett predáció hatására a zooplankton átlagos testmérete csökken, és a Daphniák aránya megnő; a zooplankton/fitoplankton arány pedig csökken (Jeppesen et al. 2009). A Müggelsee május-júniusi magasabb vízhőmérséklete pozitívan befolyásolja az azévi halivadékok növekedését, melyek csökkentik a *Daphniák* populációját (Mooij et al. 2005). A magasabb téli hőmérséklet a hideg jelentette ozmoregulációs stressz, és a fagyás veszélyének csökkenése révén segíti a halak áttelelését (Carpenter et al. 1992, Mooij et al. 2010).

A sekély tavakban a halaknak fontos szerepe van a zooplankton biomasszájának szabályozásában. A hőmérséklet 81 európai sekély tó adatai alapján, pozitív hatással van a halak

biomassájára, és feltehetően ezen keresztül, negatív hatás érvényesül a zooplanktonra. A top-down trofikus kaszkád a fitoplanktonra pozitívan hat. A zooplankton/klorofill aránya a hidegebb tavaktól a melegebbek felé haladva csökken. Ehhez bottom-up mechanizmusok is hozzájárulhatnak, mint a kevésbé fogyasztható Cyanobacteriumok arányának növekedése a hőmérséklettel. A legmelegebb vizsgált tavakban a zooplankton még halak hiánya esetén sem volt képes a fitoplankton kontrollálására, tehát ezeknél a meleg tavaknál a bottom-up hatások nagyobb jelentőséggel bírnak. Nem világos, hogy miért jellemző ezekre a tavakra magas hal/zooplankton arány is (Gyllstrom et al. 2005). Különböző földrajzi szélességeken felállított, sekély tavakhoz hasonló mezokozmoszok közül a délebbiekben a tápanyag hozzáadása erőteljesebb hatást gyakorolt a zooplanktonra, tehát a bottom-up hatások jelentősebbek voltak a melegebb hőmérsékleten (Moss et al. 2004).

A szubarktikus tavakban az oxigénhiányos zónák kiterjedése a tavipisztráng (*Salvelinus namaycush*) eltűnését eredményezheti rövid időtávon belül (McDonald et al. 1996, Hobbie et al. 1999). Eddigi tapasztalatok alapján, a tavipisztráng eltávolítása a kisebb halak elszaporodását, és a nagyobb gerinctelen állatok eltűnését vonja maga után. Egy kísérlet során a tavipisztráng eltávolítása a menyhal (*Lota lota*) elszaporodását idézte elő, mely a *Chiromonidae* lárvákat nagy mennyiségben fogyasztó botos köllöntét (*Cottus gobio*) visszaszorította. Ebből látszik, hogy a csúcsragadozók felmelegedés okán bekövetkező eltűnése a trofikus kaszkádok által szerteágazó változásokat gerjeszt a táplálékhálózatban (Hobbie et al. 1999).

A tavipisztráng növekedésére nagy hatással van, hogy tavasszal meddig táplálkozhat a part menti zónában, milyen hamar szorítja ki onnan a melegedő víz. Ez a periódus 9 fokok levegő hőmérséklet emelkedés esetén, a jelenlegi 28 napról mindössze 4 napra csökken. Ősszel viszont növekszik az optimális táplálkozásra lehetőséget adó időszak, azonban ez már a tavipisztráng párosodási időszakába esik, ami akár 6 héttel is későbbre tolódhat. A sárga sügér (*Perca flavescens*) számára alkalmas életter 4 °C-os melegedés esetén bővílni fog, mind térben, mind időben. 9 °C-os emelkedéssel számolva azonban szinte teljesen eltűnnek az e faj számára megfelelő hőmérsékletű vizek (Jansen és Hesslein 2004).

A halak esetében a magasabb hőmérséklet gyorsabb növekedést eredményezhet, ha van elegendő táplálék. Ennek hiányában a halak hidegebb vizeket keresnek fel, vagy ha ez nem lehetséges, éhezés lép fel (Jansen és Hesslein 2004).

Geotermikus hatások alatt álló izlandi vízfolyások összehasonlítása során hasonló jelenséget sikerült megfigyelni. A pisztrángok gyakorisága pozitív összefüggést mutat a hőmérséklettel. A hidegebb vízfolyásokban gerinctelenek, a melegebbekben pisztrángok a csúcsragadozók. A pisztrángok válogatás nélkül, előfordulásuknak megfelelő gyakoriságban fogyasztották a gerincteleneket, de magasabb hőmérsékletű vízfolyásokban a pisztrángok magasabb trofikus szintre tolódtak, a táplálékláncok átlagos hossza a hőmérséklettel nőtt. Ez utóbbi jelenséget a pisztrángok és az elsődleges fogyasztó gerinctelenek N¹⁵ tartalmának arányaival is sikerült alátámasztani. A pisztrángok testmérete is nő a trofikus szinttel párhuzamosan, valószínűleg a zsákmányállatok nagyobb méretéhez alkalmazkodva (Woodward et al. 2010c).

A mérsékelt övi és szubarktikus halpopulációk erősebb parazita fertőzöttségnek lehetnek kitéve a felmelegedés nyomán, az átadási lehetőségek növekedése miatt. Az em-

lített területeken a téli hideg a fő limitáló tényező a paraziták terjedése szempontjából. A tél melegedése a téli nyugalmi periódus rövidülésével vagy megszűnésével, egész éven át tartó fertőzési lehetőséggel, illetve egy éven belül több parazita generációval, ezáltal nagyobb szaporulattal járhat. A mérsékelt övi vizekben sok parazita főleg kora tavasszal fertőz, amikor a halak még gyengébb kondícióban vannak az áttelelést követően. Az enyhébb telek ilyen esetben csökkenthetik a fertőzések arányát. Noha a populációk elterjedési területe a klímaváltozás következtében változni fog, az áthelyeződés egyes fajok szintjét járszódik le, nem pedig egész közösségek szintjén. Elképzelhető, hogy egyes paraziták a megváltozott környezetben képtelenek lesznek életben maradni (Ficke et al. 2007).

A **hideg égvőben** a felmelegedés jellemzően a magasabb trofikus szintek megerősödését, a produkció növekedését, a táplálékláncok átlagos hosszának növekedését váltja ki. \par

A Baffin-sziget hat tavának üledékmintáiból kiderül, hogy a 20. század folyamán a primer produkció nagy arányú növekedése ment végbe a tavakban (Michelutti et al. 2005). A skóciai Loch Leven tó esetében a fitoplankton téli, és a zooplankton tavaszi produkciójának növekedése volt megfigyelhető (Carvalho és Kirika 2003). Hollandiai tavak átfogó elemzése alapján a növekvő primer produkció a magasabb trofikus szintekre is kihat. A növekvő produkció összességében eutrofizációhoz vezethet (Mooij et al. 2005).

Az alaszakai Wood River törendszerében a jég korábbi feltörése, és a hőmérséklet emelkedése nyomán a zooplankton, elsősorban a *Daphnia* egyedsűrűsége megnőtt, emiatt a vörös lazac (*Oncorhynchus nerka*) egyedei nagyobb tömegnövekedést értek el első életévük folyamán, ezt a pozitív hatást azonban csökkentette az idősebb példányok megnövekedett egyedsűrűsége (Schindler et al. 2005). A svédországi Erken-tóban, egy hidrológiai modell alapján jóslat javuló fényviszonyok miatt, többszörösére nőhet a fitoplankton biomasz-szája. Fény limitáció helyett tápanyag limitáció léphet életbe. A nagyobb biomasz, és a kovaalgák nagyobb aránya az elhalt algasejtek ülepedése által, a bentikus közösség biomaszra növekedéséhez vezet (Blenckner et al. 2002).

A leghidegebb élőhelyeken bizonyos hőmérséklet felett jelenik csak meg a harmadik trofikus szint. Ez a folyamat a top down-kontroll erősödésével, a produkció növekedésével jár (Flanagan et al. 2003, Gyllstrom et al. 2005). Ezzel párhuzamosan érvényesül egy másik hatás, hogy zavarás esetén a magasabb trofikus szintekről nagyobb eséllyel vesznek el fajok (Petchey et al. 1999, Petchey et al. 2004).

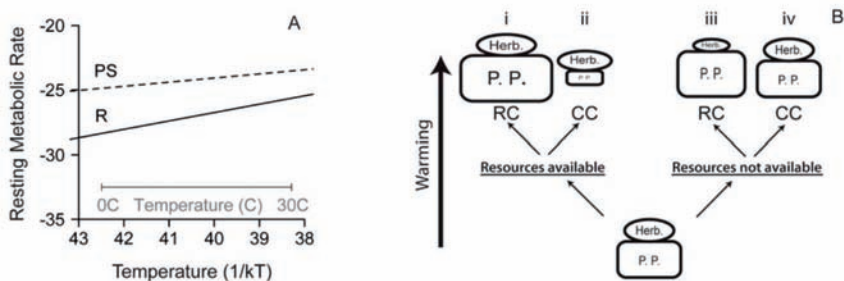
Mikrokozmosz kísérletekkel vizsgálták a hőmérséklet hatását kettő, illetve három trofikus szintű táplálékláncokra. Amikor csak fitoplankton és *Daphnia* volt jelen, a rendszer instabilnak bizonyult, a *Daphnia* előbb-utóbb kihalt. Egy ragadozó laposféreg hozzáadása 25 °C-on tovább destabilizálta a táplálékláncot, gyorsította a kihalást. 18 °C-on ilyen hatás nem volt kimutatható. Még egy fitoplankton fogyasztó faj hozzáadása sem változtatott ezen a tendencián (Beisner et al. 1996, Beisner et al. 1997).

Egy másik mikrokozmosz kísérlet a melegítés trofikus szintek és funkciós csoportok arányára gyakorolt hatását vizsgálta. Petchey több trofikus szintű táplálékhálózatot vizsgáló mikrokozmosz kísérlete nem különböző hőmérsékleteket alkalmazott kezelésként, hanem hőmérsékletnövekedést: 7 hétig, hetente 2 °C-kal növelte a hőmérsékletet. Négy féle, egysejtűekből és kerekesefergekből álló táplálékhálózatot állított össze, melyek közül kettő alacsony, kettő pedig magas diverzitású volt. Ez utóbbiaknál a táplálékhálózatban

minden funkciós csoportba több faj tartozott, míg előbbieik esetében csak egy-egy faj. A melegített mikrokozmoszokból a fajok 30-40 %-a kihalt, míg az állandó hőmérsékletűekből csak 18 %. A melegítés növelte a bakterivór biomasszát, az elsődleges produkciót, és a lebontó folyamatokat. A magasabb trofikus szintekről nagyobb arányban halnak ki fajok a felmelegedés hatására, ennek tudható be az autotrófok és a bakterivórok megnövekedett aránya (Petchey et al. 1999). Egy hasonló mikrokozmosz kísérletben, 10 és 20 $^{\circ}$ C-os hőmérsékleti kezelés során, a bakteriális biomasszában nem tapasztaltak különbséget. A csillósok biomasszája magasabb volt, valószínűleg a predáció megakadályozta a baktériumok mennyiségének növekedését, a 2-5 mikron nagyságú sejtek aránya emiatt csökkent (Rae és Vincent 1998).

Tengeri ökoszisztémákat vizsgáló mezokozmosz kísérletek során, megnövelt szerves tápanyag ellátás esetén, a melegítés erősítette a magasabb trofikus szintek kontrollját a termelők fölött. Kis hőmérséklet növekedések esetén a herbivórok denzitása növekszik, így a fokozott predációs nyomás miatt a termelők biomasszája csökken. Ez a jelenség magyarázható a légzés és a fotoszintézis metabolikus folyamatainak eltérő hőmérséklet függésével. Mivel a magasabb trofikus szintek a biomassza kisebb részét alkotják, a megfigyelt heterotróf/autotróf arány eltolódás során az össz-biomassza csökkent (3.5.4. ábra) (O'Connor 2009).

Amennyiben a hőmérséklet hatása a fogyasztókra a termelőkön keresztül érvényesülne, úgy az össz-biomasszában növekednie kellett volna. Vízi ökoszisztémák esetében a fogyasztók túlsúlyával jellemezhető táplálékhálózat nem feltétlenül instabil, hiszen számos planktonikus táplálékhálózat ilyen jellegű. A tápanyag-limitált kísérleti beállításokban az össz-biomasszát a tápanyagok mennyisége -- bottom-up hatásokon keresztül -- korlátozta, és jelentősebb hőmérséklet növekedés esetén a heterotróf/autotróf arány növekedése viszájára fordult (3.4. ábra) (O'Connor 2009).



3.4. ábra: A hőmérséklet hatása az anyagcserére (A), és a trofikus szintek arányaira (B). A szaggatott vonal a fotoszintézis, a folytonos vonal a légzés hőmérséklet függését mutatja (A). A (B) ábra a táplálékhálózatok arányainak a felmelegedés hatására történő négy lehetséges megváltozását szemlélteti, a rendelkezésre álló tápanyagtól, illetve a top-down (CC - consumer controlled), vagy bottom-up (RC - resource controlled) hatások túlsúlyától függően (O'Connor et al. 2009).

Amennyiben a fenti kísérletben tapasztaltak érvényesek a természetes ökoszisztémákra is, a tápanyagszegény rendszerek ellenállóbbak elhetnek a klímaváltozással szemben, míg a

tápanyagdús ökoszisztémákban a táplálékhálózat és a biomassza arányok jelentős átrendeződése várható (O'Connor et al. 2009).

Friberg és társai egy vízgyűjtőbe tartozó, de geotermikus hatások miatt hőmérsékletükben a 6-23 °C fok spektrumot lefedő izlandi vízfolyásokat összehasonlításával kísérelték meg feltérképezni a hőmérséklet és a funkciók csoportok közti összefüggést. A víz kémiai összetétele nagyjából azonos volt, és közös fajkészletből származott a 10 vizsgált vízfolyás (Friberg et al. 2009).

Kimutatták, hogy a szűrőgetők egyedsűrűsége a hőmérséklettel exponenciálisan nőtt. A bevonatevő közösségben a Chironomidákat felváltotta a *Lymnaea peregra*, mely nagyobb biomasszát eredményezett ezen a funkciók csoporton belül. Az algabevonat mennyisége állandó volt, mivel a bevonatlakó algák produkciója és a bevonatevők fogyasztása egyaránt magasabb volt a melegebb vízfolyásokban. A lebontó folyamatok sebessége szoros összefüggést mutatott a hőmérséklettel (Friberg et al. 2009).

A vizsgált vízfolyások számát 15-re növelve, a közösség szerkezetét szignifikánsan befolyásoló egyetlen környezeti változónak a hőmérséklet bizonyult. Az egyes vízfolyások fajkészletére kiszámított hasonlósági indexeket a hőmérséklet különbség függvényében ábrázolva kiderül, hogy 10 °C különbség alatt hasonlóak a fajkészletek, e ponttól számítva azonban erősen különböznek. A következő 100-150 évre az arktikus régióban elképzelhető 10 °C-os hőmérséklet növekedés, így ekkora időtávon belül radikális változásokra kell számítanunk a kisvízfolyások közösségeiben (Woodward et al. 2010c).

A fajsám nem változott, de az egyenletesség csökkent a hőmérséklet növekedésével. A legmagasabb diverzitás 10 °C környékén volt megfigyelhető, a 15 °C-nál melegebb vízfolyásokban pedig erősen csökkenő értékek adódtak (Friberg et al. 2009). Hasonló megfigyelések születtek az alaszakai Glacier Bay gleccserpatakjainál, ahol 7 °C alatti hőmérséklet esetén a diverzitás alacsony, és a közösség összetétele a hőmérséklet ismeretében könnyen meghatározható. E kritikus hőmérséklet felett megnő a diverzitás, és a közösség fejlődése sztochasztikussá válik, más környezeti tényezők és a populációk egymás közti kölcsönhatásai miatt (Milner et al. 2009, Milner és Robertson 2010).

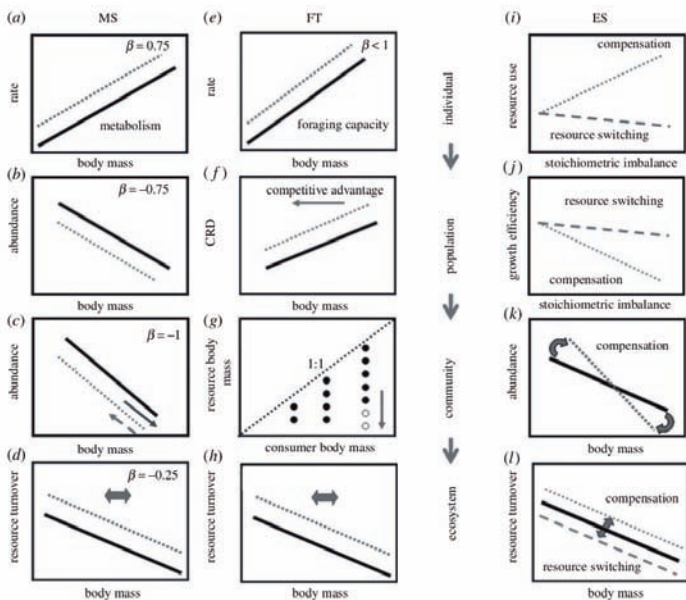
Az olvadékvíz arányának csökkenésével kevesebb a hordalék, a meder stabilabbá válik, a víz hőmérséklete nő a gleccserpatakokban. Elsősorban a hidegkedvelő, sztenotherm fajok eltűnése várható, miközben mind a mikroorganizmusok, mind a makrogerinctelenek fajgazdagsága nő (Milner et al. 2009).

A fenológiai változások eredményeként is átalakulnak a táplálékhálózatok: az eltérő mértékű időbeli eltolódás miatt egyes táplálkozási kapcsolatok gyengülnek vagy megszűnnek, mások megerősödnek. A Washington-tavon a rétegződés kialakulása tavasszal 20 nappal korábbra tolódott, és ezt a tavaszi kovaalga csúcs korábbra tolódása kísérte. A *Daphnia* populáció ebből a tavaszi alga szaporulatból merít megfelelő mennyiségű táplálékot gyors növekedéséhez. A *Daphniák* téli nyugalmi időszakának vége, tavaszi megjelenésük nem tolódott korábbra, így egyre inkább lekésték az alga csúcspot. Egy másik alga fogyasztó, planktonikus faj, a *Keratella quadrata* (Rotatoria) tavaszi egyedszám csúcsai szorosan követték a kovaalgák korábbra tolódó csúcsait. A 40 év alatt a *Daphnia* átlagos egyedsűrűsége csökkent, míg a *Keratelláé* állandó maradt (Winder és Schindler 2004). A Windermere-tó esetében hasonló elcsúszás jelentkezett, mint a

Washington-tónál. Nem világos, hogy sekély tavakban is előfordulhat-e ilyen jelenség (Mooij et al. 2005).

A felmelegedés hatásaira a nagy, átfogó ökológiai elméletek, mint a metabolikus elmélet (*metabolic theory*, MT), az optimális táplálékgyűjtés elmélete (*foraging theory*), illetve az ökológiai sztöchiometria elmélete (*ecological stoichiometry*) különböző jóslatokat adnak (3.5. ábra).

Az „étrend változatosság modell” (*diet breadth model* - DBM) abból indul ki, hogy a predátor tápanyag bevitelének maximalizálni törekszik. A keresési idő, a kezelési idő, a préda tápanyag tartalma és sűrűsége határozza meg, hogy mely prédafajok tartoznak bele a táplálék spektrumába, azaz mely táplálékosztályok kapcsolódnak meg a táplálékláncban, mekkora lesz a hálózat konnektivitása. A kezelési és a keresési idő egyaránt csökken a hőmérséklettel. A préda tápanyag tartalma függ a testméretétől, azonban a nagyobb testméret kisebb denzitást, hosszabb keresési és kezelési időt eredményez. A hőmérséklet emelkedésével az anyagcsere nagyobb arányban növekszik, mint a táplálékgyűjtés hatékonysága, a fennmaradáshoz szükséges kritikus táplálék sűrűség magasabb lesz. Emiatt a predátor a zsákmány mérettartományát bővítheti a kisebb méretek irányába, hogy fedezze energia szükségletét (Woodward et al. 2005, McKie et al. 2008). A testméret-függés beépítésével a DBM-be létrehozták az allometrikus- (ADB) modellt. A populációk testméret eloszlása általában szintén hőmérsékletfüggést mutat.



3.5. ábra: Általános ökológiai összefüggések változása a felmelegedés hatására, különböző szerveződési szinteken (egyedi, populációs, közösségi és ökoszisztéma). Magyarázat és bővebb ismertetés a szövegben!

A 3.5.5. ábra egyes diagramjai a metabolikus elmélet (*metabolic theory*, MT) [a, b, c, d], az optimális táplálékgyűjtés elmélete (*foraging theory*) [e, f, g, h], illetve az ökológiai sztöchiometria elmélete (*ecological stoichiometry*) [i, j, k, l] által előrejelzett folyamatokat szemléltetik. Minden tengely logaritmikus skálázású. Ezek az összefüggések a vízi élőlények döntő többségét jelentő ektoterm élőlényekre vonatkoznak. A folytonos vonalak jelentik a kiindulási állapotot, a pontozott és szaggatott vonalak a klímaváltozás hatására történő változást. (a) Az egyedek alpanyagcseréje növekszik a testméret függvényében, $\beta=3/4$ hatvány szerint. A melegítés növeli az alpanyagcserét. (b) Az egyedsűrűség és az egyedek mérete közötti $\beta = -3/4$ hatvány szerinti negatív összefüggés. A felmelegedés a biomassa csökkenését idézi elő. (c) A testméret és az egyedsűrűség közötti negatív összefüggés az összes trofikus szintet tekintve $\beta = -1$ hatvány szerint alakul. A biomassa csökken a hőmérséklet növekedés hatására (szaggatott vonal), és a nagyobb méretű, magasabb trofikus szinteken lévő fajok nagyobb eséllyel ritkulnak meg, vagy tűnnek el (szaggatott nyíl). A folytonos nyíl a leghidegebb édesvízi táplálékhálózatokra vonatkozik, ahol a melegedés magasabb trofikus szintek, és nagyobb testméretű fajok megjelenésével jár. (d) A források újratermelődésének sebessége, és a fogyasztók átlagos testmérete közt negatív összefüggés áll fenn, $\beta = -1/4$. A kisebb méretű egyedek alkotta táplálékláncon gyorsabb az anyagok átáramlása. A melegedés megváltoztatja a testméret eloszlást (vastag nyíl), és az anyagszere folyamatokat gyorsítja (szaggatott vonal). (e) Az egyedek táplálékosztási kapacitása növekszik a testmérettel. A hőmérséklet emelkedése, a kezelési és keresési idő csökkentésével, növeli a táplálkozás kapacitást. (f) A táplálék kritikus sűrűsége (*critical resource density* - CDR), amikor a felvett táplálék mennyiség épphogy fedezi az anyagcsere igényeit, növekszik a testméret függvényében. A melegedés során nő a kritikus táplálék sűrűség a predátorok számára, az egyes populációkon belül ez a kisebb testméretű egyedek szelekciós előnyéhez vezet. (g) A táplálékosztási kapcsolatokat leíró mátrixban a predátorok általában nagyobb testméretűek, mint a prédák. A melegedéssel a nagy méretű predátorok évtrendjükbe bevonhatnak kisebb méretű fajokat is (nyíl), anyagcseréjük magasabb táplálék igényétől hajtva, illetve mert a keresési és kezelési idő csökkenése ezt lehetővé teszi. (h) A fajlagos forrás felhasználás csökken a testméret függvényében, azonban a felmelegedés hatására növekszik. (d) ábrához hasonlóan, a testméret eloszlás eltolódása is szerepet játszik (vastag nyíl). (i) A herbivór és detritívór egyedek táplálékigénye egy adott táplálék fajtából növekszik (pontozott vonal), ahogy a C:N:P arány csökken a széndioxid szint emelkedésével. A másik lehetőség, hogy az adott forrást kevésbé fogyasztják, mivel kedvezőbb táplálékforrásra váltanak - például detritusról algára (szaggatott vonal). (j) A sztöchiometrikus eltolódás a populációk lassabb növekedését eredményezi (pontozott vonal), ami a táplálék váltással elkerülhető lehet (szaggatott vonal). (k) A rosszabb minőségű táplálék megváltoztathatja a (c) ábrán vázolt testtömeg-egyedsűrűség összefüggés hatványkitevőjét. (l) Az anyagok átáramlása a táplálékhálózaton egyrészt gyorsulhat, a csökkent minőségű táplálékból való nagyobb mennyiségű fogyasztás miatt; másrészt, lassulhat a csökkent biomassa termelés, illetve a táplálékváltás miatt. (Brown et al. 2004, Petchey et al. 2008, Woodward et al. 2010).

A biokémiai reakciók sebessége a hőmérséklettől $e^{-\frac{E}{kT}}$ arányosság szerint függ, ahol E az aktiválási energia, k a Boltzmann-állandó eV-ban, T pedig a hőmérséklet K-ben.

$$H_{ij} = \frac{h_{T_0}}{b - \left(\frac{m_i}{m_j}\right)} e^{\frac{(E_H(T-T_0))}{kT_0}}$$

$$A_{ij} = a_{T_0} m_i^{a_i} m_j^{a_j} e^{\frac{(E_A(T-T_0))}{kT_0}}$$

A modellt valós vízi táplálékhálózatokra illetve a kapcsolatok legalább 40 %-át sikerült megjósolni (Petchey et al. 2008, Petchey et al. 2010). Amennyiben a támadási ráta aktivációs energiája kisebb, mint a kezelési idő, a hálózat konnektanciája a hőmérséklettel nő. A melegeddel ugyanis a predátorok több időt töltenek kereséssel, és kevesebbet a préda kezelésével, inkább generalistákká válnak. Amennyiben a kezelési idő aktivációs energiája alacsonyabb, magasabb hőmérsékleten több időt töltenek a predátorok a préda kezelésével, és inkább specialistákká válnak, a hálózat konnektanciája csökken. Sajnos szinte egyáltalán nincsenek adatok arról, hogy a predációs ráta (attack rate) és a kezelési idő aktivációs energiája miként alakul az egyes fajoknál. Ha sikerülne ezeket az adatokat feltérképezni, akkor az említett modell segítségével megjósolható lenne a táplálékhálózatok klímaváltozás során bekövetkező átalakulása (Petchey et al. 2010).

A nyolc valós táplálékhálózat, melyekre a modell illesztése történt, különböző mértékű érzékenységet mutattak a hőmérséklet változásra. Ez a különbség elsősorban a préda fajok méret eloszlására vezethető vissza: ahol a préda fajok méretben közelebb álltak egymáshoz, a hőmérséklet változással nagyobb arányban szűntek meg táplálkozási kapcsolatok, vagy jöttek létre újabbak (Petchey et al. 2010). Az allometrikus testméret eloszlást mutató táplálékhálózatok stabilabbak, mint egyforma vagy véletlenszerű eloszlás esetén. Az ilyen hálózatokban előfordul a konnektancia és a stabilitás közti pozitív összefüggés (Petchey et al. 2008). A vízi táplálékhálózatokra kimondottan jellemző az allometrikus méreteloszlás (Woodward et al. 2010).

3.5.8. A klímaváltozás várható hatásai az édesvizekre

Az édesvizek a biológiai sokféleség aránytalanul nagy hányadát tartalmazzák: csupán a Föld területének 0,8 %-át borítják, ugyanakkor a fajok 6 %-ának szolgálnak élőhelyül. Az emberiség számára nyújtott ökoszisztéma szolgáltatásai szempontjából is különösen jelentősek. Ennek fényében aggasztó, hogy éppen ezeket az élőhelyeket erősen veszélyezteti a klímaváltozás.

Az édesvizek esetén a drasztikus felmelegedés és az aszályos időszakok gyakoribbá válása élőhelyek teljes eltűnését is okozhatja. Ilyen veszélyeztetett élőhelyek a visszavonuló gleccserek, a kiszáradó folyóvizek és tavak.

A klímaváltozással gyakoribbak lesznek az aszályok, melyek a tavak, vízfolyások kiszáradását okozhatják (Meyer et al. 1999). Egy vízfolyások havonta illetve három havonta

történő kiszáradását vizsgáló kísérlet eredményei szerint, a kiszáradás hatására a felületeken élő alga közösségekben domináns zöld algát kovamoszatok váltották fel, és a nagyobb, ritkább gerinctelenek eltűntek (Woodward et al. 2010). A mocsarak, lápok esetében a hosszabb meleg, száraz periódusok, illetve a talajvíz folytonosságának megszűnése a feltöltődést, beerdősülést gyorsíthatják (Burkett et al. 2005). Globális méretekben csökkenhet a sekélyvízi habitatok (kisvízfolyások, öblök, lápok, mocsarak, sekély tavak, parti zónák) mennyisége (Carpenter et al. 1992).

A kontinensek belsejében feltehetően kevesebb csapadék, és kisebb vízhozam várható. A szárazabb vízgűjtők érzékenyebbek a csapadék mennyiség változására. Az Észak-Amerikai Nagy Medencében például, a mocsarak és tavak zsugorodására lehet számítani. A csapadék évszakok közti eloszlásában jelentősebb változások lehetnek, mint az éves csapadékösszegben (Carpenter et al. 1992).

Számolnunk kell azzal is, hogy az eddig kidolgozott biológiai vízminősítési rendszerek használhatatlanná válhatnak a hőmérséklet emelkedésével, hiszen egy korábbi, hidegebb időszakban felmért ökológiai állapotot tekintenek referenciának. (Woodward et al. 2010).

A tavak érzékenyen reagálnak a klímaváltozásra, változásaik az egész vízgűjtő területükre eső hatásokat reprezentálják, állapotuk hosszabb időszak történéseit tükrözi, így kiszűrődik a véletlenszerű zaj; azonban nehéz elkülöníteni a klimatikus hatásokat más antropogén stresszorok hatásaitól, mint az eutrofizáció, a savasodás, és a földhasználat változásaival járó egyéb hatások (Adrian et al. 2009, Woodward et al. 2010). A mély tavak hipolimnionja nagy tehetetlenséggel követ minden klimatikus változást, mindemellett a Tanganyika tó 600 m mélységben mért hőmérséklete a 20. század folyamán 0,31 °C-kal emelkedett (O'Reilly et al. 2003).

Az éghajlatváltozásnak alapvetően két fontos hatása van az édesvízi ökoszisztémákra:

1. a hőmérséklet emelkedése eredményeként a vízhőmérséklet is növekedni fog,
2. a csapadék szezonális mintázatában bekövetkező változás a vízi rendszerek hidrológiai viszonyait is megváltoztatja.

Mindkét eset hatással van az adott közösség fajkompozíciójára és a vízi ökoszisztémák produktivitására (Poff et al. 2002). Elmondható továbbá, hogy a vízi ökoszisztémák különösen érzékenyen reagálnak a klímaváltozásra és ezt csak tovább fokozzák az emberi tevékenységből származó terhelések. Éppen ezért a jövőre nézve nagyon fontos, hogy lehetőleg minél többet tudjunk a rendszer szerkezetéről és működéséről.

A vizek hőmérsékletének emelkedése egyrészt közvetlen élettani hatással bír a benne élő szervezetekre a hőmérsékleti toleranciájukon keresztül. Ez a többnyire fajspecifikus hatás nagyobb veszélyt jelent egy ún. sztenoterm, igen szűk termális toleranciájú fajra (pl. a *Salvenius alpinus* szajblingfaj), mint egy ún. euriterm, széles termális toleranciatartománnyal bíró faj (pl. a ponty, *Cyprinus carpio*) esetében (Ficke et al. 2007). A halak példájánál maradva, azok fiziológiai folyamatai, mint: növekedése, reprodukciója és aktivitása, közvetlenül befolyásolt a hőmérséklet által (Schmidt-Nielsen 1990). A megváltozott környezetre a fajok migrációval vagy akklimatizációval válaszolhatnak. Az endémikus fajok és a fragmentált élőhelyek fajtái, vagy a kelet-nyugati orientációjú rendszerek kevésbé képesek követni a hőmérséklet drasztikus emelkedésének köszönhető élőhelyváltozást

(Ficke et al. 2007). Amellett a megváltozó hidrológiai állapotokat jobban tolerálni képes invazív fajok terjedése is valószínűsíthető (Baltz & Moyle 1993). Daufresne et al. (2009) szerint a vízi szervezetek esetén a globális felmelegedés harmadik általános hatása a fajok areájának a sarkok irányába való eltolódása és az életciklusban megfigyelhető szezonális elmozdulás mellett a testméret csökkenése lehet, amely összhangban áll a testméret és hőmérséklet közti ökológiai összefüggésekkel (pl. Bergmann szabály).

Másrészt a felmelegedés számos további változást indukál a vizek fizikai és kémiai jellemzőiben. Ilyen közvetett hatások az oldott oxigén szintjének csökkenése, a toxicitás változásai (többnyire fokozódása), valamint változások a trofitásban (amelyek a legtöbb jel szerint az eutrofizáció irányába mutatnak) és a termális rétegzettségben.

A biológiailag hozzáférhető (oldott) oxigén (DO, mint „dissolved oxygen”) mennyisége kapcsolatban áll a víz hőmérsékletével. Az oxigén egyrészt diffúzió útján (pl. szél általi felkeveredés) másrészt biológiai úton, a fotoszintézis révén juthat a vízbe. A növényi, állati és mikrobiális légzés csökkenti a DO-t, különösen éjszaka, amikor a fotoszintézis okozta oxigén felszabadulás szünetel. Ha az oxigén koncentrációja 2-3 mg/l alá süllyed, az már hypoxia-t jelent. Az oxigén vízben oldhatósága inverz kapcsolatban áll a víz hőmérsékletével. A hőmérséklet emelkedésével a DO csökken, azzal párhuzamosan viszont a biológiai oxigénigény (BOD, mint „biological oxygen demand”) növekszik (Kalfi 2000). Így ez a folyamat a legtöbb rendszerben kettős negatív hatást jelent a vízi szervezetre. Az eutróf folyóvizek mellékágaiban a nagytömegű fitoplankton a termelés-lebontás „természetes” folyamatára is kedvezőtlen hatását. Erre figyelmeztet a szigetközi és gemenci mellékágak esete is, ahol, ha nagy tömegű volt a fitoplankton, a felszínen oxigén túltelítettség, a mélyebb rétegekben akár teljes oxigénhiány is kialakult (Kiss et al. 2007b).

Számos kísérlet vizsgálta a hőmérséklet hatását a toxicitásra. Általában a hőmérsékletfüggő toxicitás az idővel csökken (Nussey et al. 1996). Másrészt a szennyezőanyagok toxikussága a hőmérséklet emelkedésével fokozódik (Murty 1986b). Továbbá a hőmérséklet emelkedése és a toxikus szennyezőanyagok felvétele között pozitív korreláció ismert (Murty 1986a). Poikilotherm élőlények (pl. halak) metabolizmusa a hőmérséklet emelkedés hatására gyorsul, amely közvetetten a toxikus anyagoktól való tisztulás folyamatát gyorsítja (MacLeod & Pessah 1993). Amellett viszont a mérgező anyagok vízi élőlényekben történő akkumulációja is gyorsul a magas hőmérséklettel (Köck et al. 1996). Mindezek alapján a hőmérséklet emelkedése a szennyezőanyagok toxicitásának fokozódását okozza.

Ábbár a belföldi vizek eutrofizációja alapvetően a tápanyagterhelésre vezethető vissza, a globális felmelegedés a vízhőmérséklet emelkedésén és a rétegzettségi mintázatok megváltozásán keresztül közvetett hatást gyakorolhat a belföldi vizek trofikus állapotára és a primer produkcióra, különösen lenitikus élőhelyeken (Lofgren 2002). A bakteriális metabolizmus, a tápanyag körforgásának rátája és az algák mennyiségi növekedése a hőmérséklet emelkedésével fokozódik (Klapper 1991). Ámbár a felmelegedés és az eutrofizáció közötti összefüggések feltárása meglehetősen összetett és bonyolult kérdéskör, a legtöbb tanulmány alapján általánosságban elmondható, hogy a klímaváltozás inkább az eutrofizáció erősödését eredményezi (Allan et al. 2005), ez a hatás pedig az antropogén szennyezéshez kapcsolatan különösen érzékenyen érintheti az édesvizek trofikus állapotát

(Klapper 1991; Adrian et al. 1995). Másfelől viszont a klímaváltozásnak egy ellenkező irányú hatása is elképzelhető, amennyiben a rétegzettség kifejezettségének és időtartamának növekedése a tápanyagok hipolimnionba történő visszaszorulását eredményezheti, ahol azok elérhetetlenné válnak a primer producensek számára (Magnuson 2002). Természetesen mindez valódi, mély tavak esetén lehet igaz, ahol világosan elkülöníthető az afotikus, trofolitikus réteg. Mivel az édesvizek minősítése szempontjából a trofitás kiemelt jelentőséggel bír, külön alfejezetet szentelünk a klímaváltozás trofitást érintő hatásainak részletesebb ismertetéséről (3.5.3. alfejezet).

A globális légköri modellek előrejelzései szerint a klímaváltozás azonban nem pusztán hőmérséklet emelkedését jelenti. A csapadék szezonális mintázata és azzal összefüggésben az áradások is változni fognak. A szélsőséges időjárási események gyakorisága a vízi rendszerekben is fokozódhat (Magnuson 2002). A vízi organizmusok populációi közvetve érzékenyek lehetnek az extrém csapadékhullási események gyakoriságára, időtartamára és időzítésére is, ide értve az extrém száraz vagy bővíző időszakok eseményeit. A szárazság és a száraz időszakok hosszabbodása hatással lehet a fajkompozícióra, amellyel számos populáció hanyatlását is okozhatja (Matthews & Marsh-Matthews 2003). Ezek mellett a hóolvasás szezonális elcsúszása változást gyakorol a folyók fizikai viselkedésére, amely számos vízi élőlény reprodukciós időszakának elmozdulását okozhatja (Poff et al. 2002). A jégtáblák olvadásának köszönhető tengervízszint-emelkedés szintén negatív hatással lehet a folyótorkolatok közösségeire, az erózió fokozódását eredményezve a torkolatvidékeken (Wood et al. 2002). Amellett a tengervíz folyókba történő beáramlása fokozódhat a tengervízszint emelkedése miatt, ráadásul a folyamatot a szárazság tovább erősíti, mert annak következtében a folyók áramlása lassul.

A klímaváltozás az ultraibolya sugárzás fokozódását okozhatja. Az UV-B sugárzás befolyásolhatja a primer producensek túlélését, és az oldott szerves szén biológiai elérhetőségét. Az acidifikáció vagy szennyeződés, UV-B sugárzás és eutrofizáció közötti összefüggések azonban kevésbé ismertek, annak ellenére, hogy jelentős hatással lehetnek a tavi rendszerekre (Magnuson 2002; Allan et al. 2005).

3.5.9. Hidrológiai változások az édesvizekben

A tavak esetében – az óceánokhoz hasonlóan – a hőmérséklet növekedése a rétegzett állapotnak kedvez, amikor a felsőbb vízrétegek melegebbek, mint a mélyebben lévők, így a keveredés gátolt. A keveredés mértékét a szél intenzitásának változása is befolyásolja.

Tavak

A mérsékelt övi Washington-tavon a meleg beköszöntével, április környékén rétegzettség alakul ki, ami késő őszig fennáll, a rétegzettség kialakulásával egyidőben tapasztalható a tavaszi kovaalga csúcs. Ezek a folyamatok a 1962-2002 között 20 nappal korábban tolódtak, miközben a március-júniusi időszak átlaghőmérséklete 1,39 °C-kal emelkedett (Winder és Schindler 2004).

A Zürichi-tó epilimnion hőmérséklete 1947-től 1998-ig évtizedenként átlagosan 0,24 °C-al emelkedett, míg a hipolimnion hőmérséklete 0,13 °C-al. A vízoszlop stabilitása (Schmidt-stabilitás) 20 %-kal növekedett, a rétegzett időszak hossza évi 2-3 héttel meghosszabbodott ezen idő alatt (Livingstone 2003).

A világ sok részén a felmelegedéssel az éjszakai minimum hőmérsékletek növekedtek, miközben a napközbeni maximum hőmérsékletek állandóak maradtak. Az epilimnion hőmérsékletének alakulása megfelel a napi minimum hőmérséklet változásainak. A melegedés közvetlen mechanizmusa az atmoszféra éjjeli infravörös kisugárzásának csökkenése, illetve a víz-levegő felületen a víz éjszakai hőleadásának csökkenése. A hipolimnion hőmérséklet emelkedése elsősorban a téli középhőmérséklet növekedésével függ össze. A felmelegedéssel a dimiktikus tavak monomiktikussá válhatnak, még melegebb években pedig a rétegződés egész évben folyamatos lehet. Ez utóbbi esetben a hipolimnion oxigén koncentrációja rendkívül alacsonyra süllyed (Livingstone 2003).

Jansen és Hesslein a levegő hőmérsékletét, a szelet, a párolgást és a besugárzást figyelembe vevő modellel szimulálták a víz hőmérsékletének alakulását különböző klimatikus környezetben. Az egyes halfajok számára megfelelő hőmérsékletű víz rendelkezésre áll, azonban tér- és időbeli eloszlása megváltozik. Például a tavipisztráng által igényelt 5-15 °C fokos vízhőmérséklet tavasszal egyre rövidebb ideig található meg a felszínen, ősszel pedig egyre később következik be az a periódus, amikor a tó teljes térfogata ebbe a hőmérsékleti tartományba esik (Jansen és Hesslein 2004).

A jégborítás időtartamának változása szintén jelentős hatással van a mérsékelt- és hideg égővi tavak ökoszisztémájára. Az alaskai Wood River tórendszerében a tavaszi jég zajlás 7 nappal előrébb tolódott a 20. század utolsó három évtizedében, miközben a nyári vízhőmérséklet emelkedett (Schindler et al. 2005). Az ontario-i 239-es tóban 1970 és 1990 között 2 °C fokkal emelkedett a víz hőmérséklete, így 20 nappal csökkent az éves jégborítás időtartama (Jansen et al. 2004). A svédországi Erken-tó hidrológiai modelljét a jelenlegi, illetve kétszeres CO₂ koncentrációval számoló klíma scenáriók adataival futtatva, az eredmények szerint a jégborítás időszaka rövidül, egyes években meg is szűnik, és a felkeveredés időszaka hosszabb lesz, de a rétegződés erősödik, és időtartama is megnő. A változások ökológiai hatására, eddigi adatsorok alapján becslés született. A jégborítás időszakában ma jellemző dinoflagellata dominanciát felválthatja a jégmentes tavakra jellemző kovamoszatok uralta fitoplankton (Blenckner et al. 2002).

55 darab, sarkvidéki tavakból származó üledékminta vizsgálata megmutatta, hogy az elmúlt 150 évben a kovaalga közösség ezekben a tavakban radikális átalakulásokon ment keresztül. A melegedéssel megváltozott a bentikus és planktonikus kovaalga fajok aránya, mivel a hosszabb jégmentes időszak utóbbiaknak kedvezett. Ennek következtében változások következtek be a Chironomidae fajok arányaiban is, mivel ezek a Diptera lárvák a bentikus kovaalgákkal táplálkoznak. A változások mértéke arányos volt az elmúlt évtizedek hőmérséklet emelkedésével. Ahol hosszabb időszakról állnak rendelkezésre paleoökológiai adatsorok, a legutóbbi évtizedek változásai jóval nagyobbak bizonyultak, mint az elmúlt évszázadokban bármikor (Smol et al. 2005). A kovaalga közösség hasonló megváltozását írták le alpesi tavaknál (Battarbee 2000, Battarbee et al. 2002, Clarke et al. 2004, Koinig et al. 2002).

Folyóvizek

Mivel a folyóvizek általában jól átkeverednek mozgásuk során, esetükben a felmelegedés hatása egyszerű: növekszik a víz hőmérséklete. Mésrészt, a csapadék eloszlásának változásával az áradások intenzitása is növekedhet (Meyer et al. 1999, Perkins et al. 2010). A hideg égvívi folyók vízjárása a felmelegedéssel meg fog változni, elsősorban az olvadás idejének és intenzitásának megváltozása miatt, a jégmentes időszak pedig meghosszabbodik. A zavarások szélsőértékei gyakran fontosabbak az ökoszisztémák szempontjából, mint az éves átlagértékek. Az Arktisz területein az éves csapadék mennyisége az elmúlt 100 évben 8 %-os növekedést mutatott. Más kontinenseken, ahol csökken a csapadék, az állandó vízfolyások időszakosakká változhatnak, ezáltal az ott élő közösség összetétele gyökeresen megváltozhat (Carpenter et al. 1992, Durand et al. 2009).

A csapadék és a vízjárás változását sokkal kevésbé tudjuk előre jelezni, pedig a folyóvizek szempontjából ezek alapvető tényezők, különösen az áradások ideje, erőssége és gyakorisága. Észak-Amerika dél-nyugati területein várhatóan 10 %-kal csökkenni fog, míg észak-nyugati területein 15 %-kal növekedni fog az éves csapadék a 21. század végéig. A kontinens többi területén nem várható változás az éves összegben, az eloszlásban viszont igen. Például Maryland területén a tavaszi áradások és a nyári szárazságok várhatóan gyakoribbak lesznek. Az elmúlt 50-90 évben, az északi 44° szélességtől északra eső folyókban a tavaszi áradás egyre korábban jelentkezett. Az alacsony vízhozam és a melegebb víz együttes hatása számos halfaj számára kedvezőtlen (Palmer et al. 2009). A folyók vízhőmérséklet és oxigéntartalom által meghatározott hal zónái eltolódhatnak a klímaváltozás hatására (Carpenter et al. 1992, Sipkay et al. 2009). A torkolatoknál a tengervíz folyókba történő feláramlása fokozódhat, a tengerek emelkedő vízszintje miatt.

3.5.10. A trofitást érintő változások

A felmelegedés és a nagy szervesetlen tápanyagterhelés együttesen hatnak a legtöbb édesvízre, azonban a vizet tápanyagszegény, tiszta állapotban tartó hínárnövények jelenléte, az eutrofizáció, illetve az oxigénszegény zónák tér- és időbeli kiterjedése összefüggést mutat a hőmérséklettel.

Moss és társai által végzett mezokozmosz kísérletek során, a halak jelenléte és a melegítés együttesen némi növekedést eredményezett a hínárok és a fitoplankton mennyiségében. A melegítés önmagában nem volt közvetlen hatással a hínárok növekedésére (McKee et al. 2001, Moss et al. 2003). Más mezokozmosz kísérletek is hasonló eredménnyel zárultak (Meerhoff 2006). A puhatestűek és Ostracodák mennyiségére azonban pozitívan hatott a melegítés, ami elősegítette a hínárok növekedésének, ezek az állatok ugyanis megtisztítják a hínárokat az élő bevonattól.

A melegítés hatására megemelkedett a víz foszfor tartalma és vezetőképessége, ez lehet a másik oka a növények növekedésének. A magasabb tápanyagtartalmú és melegített tavakban oxigénhiányos állapot is gyakran előfordult (McKee et al. 2003). Ez utóbbi két megállapítás alátámasztja, hogy a felmelegedés súlyosbítja a már meglévő eutrofizációs problémákat. A csak nyáron melegített mezokozmoszokban jobban erősödött az eutrofi-

záció, mivel télen csak kis sebességgel haladt a felhalmozódott szerves anyag lebontása, mely a nyári melegítés során gyors lebomlásnak indult, ezzel nagy tápanyag impulzust eredményezve. Nem csak az év egyes időszakaiban várható napi átlaghőmérsékletek megváltozásának van jelentősége, hanem a tavaszi felmelegedés sebességének is (McKee et al. 2003, Moss et al. 2003).

Az eddig tárgyalt mezokozmoszokban a hínárok képesek voltak folyamatosan alacsonyan tartani az oldott tápanyagok koncentrációját, és ezáltal a fitoplankton mennyiségét (McKee et al. 2001). Azonban számos megfigyelés bizonyítja, hogy a hőmérséklet befolyásolja ennek a hínár dominálta, tiszta vízü állapotnak a stabilitását. Hollandiai tavak összehasonlító vizsgálata alapján úgy tűnik, hogy a magasabb hőmérséklet az intenzívebb lebontó folyamatok nyomán nő a belső tápanyag terhelés. Magasabb hőmérsékleten a tavi üledékekből is több foszfor szabadul fel (Jeppesen et al. 2009). Emellett nő a zooplanktonra ható predációs nyomás (ehhez még hozzájárul a halak téli mortalitásának csökkenése is), valamint a biológiai és szél okozta felkeveredés is erősödik. Az erősebb top-down kontrol és a megnövekedett tápanyag terhelés együttesen vezetnek a hínár dominanciájának destabilizálódásához, a turbid állapot fennmaradásához, ugyanis a fény-limitált hínárok nem tudják fenntartani a tiszta vízü állapotot (Mooij et al. 2005, Jeppesen et al. 2009).

Egyes adatok arra utalnak, hogy a melegebb vízü tavakban kisebb tápanyag koncentráció jelenti azt a küszöböt, amely felett a hínárnövények már nem állnak helyt az algákkal folytatott versenyben (Jeppesen 2009). A tiszta vízü állapot megszűnése általában a diverzitás csökkenésével jár (Mooij et al. 2005). Ugyanakkor a hínárok gyarapodása a vízszlop stabilitását erősíti, az elhalt növények lebomlása során az oxigénhiányos állapotot súlyosbítja, illetve egyes halak számára kedvezőtlen életteret teremt (Ficke et al. 2007).

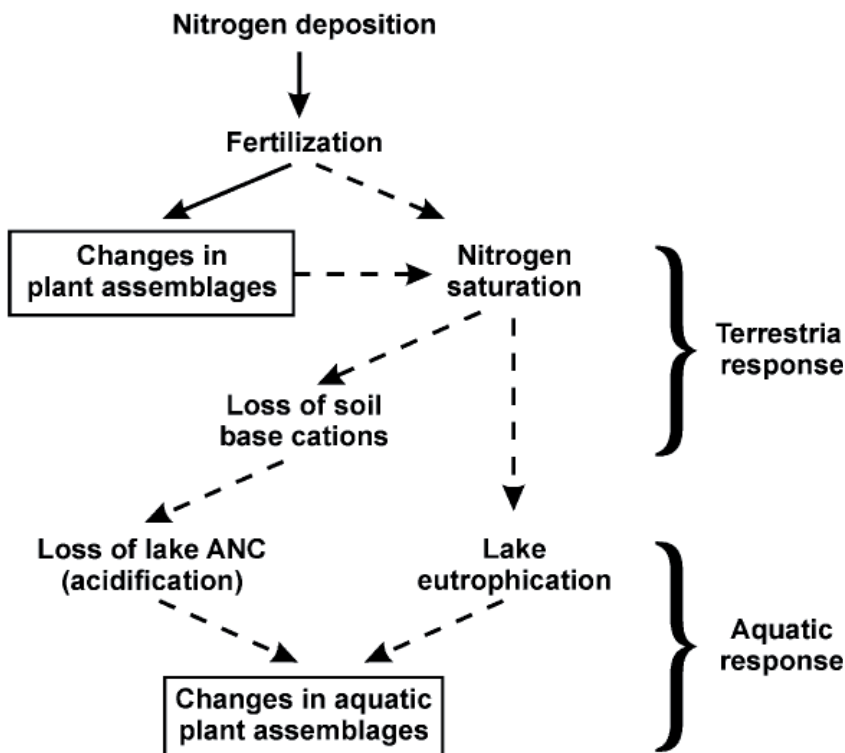
A mediterrán lagúnákban, ahol tengeri füvek a domináns autotrófok, ezek a soksejtű algák kivonják a vízből a tápanyagokat, gátolva az eutrofizációs folyamatokat. A növekvő vízhőmérséklet és tápanyag koncentráció elsősorban nyáron a veszéllyel jár, hogy a tengeri fű nem képes pozitív nettó produkcióra a fitoplankton általi árnyékolás és a megnövekedett légzés miatt. A tengeri fű degradálódása jelentős tápanyag felszabadulással jár, így az ökoszisztéma átbillen egy fitoplankton dominálta, jóval alacsonyabb diverzitású állapotba (Lloret et al. 2008).

Egyes elképzelések szerint a felmelegedés a szárazabb, mediterrán területeken kedvezően érinti a hínárnövényeket: a kevesebb csapadék által bemosott nitrát, illetve a hatékonyabb denitrifikáció miatt a víz tiszta marad, az algák visszaszorulnak (Jeppesen et al. 2009). Ez nem mond ellent az eddig tárgyalt negatív hatásoknak, ahol azonban a tápanyagterhelés még melegebb klíma estén sem haladja meg a kritikus szintet, a rétegződés, így a tiszta vízü állapot korábbi kialakulása kedvező lehet a hínárok számára (Mooij et al. 2005).

A hőmérséklet több indirekt mechanizmuson keresztül hat a tápanyag koncentrációra. A törökországi Mogan-tó adatai alapján, szárazabb években magasabb a foszfor koncentráció. Bár kevesebb a tápláló vízfolyások vízhozama, de a párolgás és az alacsonyabb vízszint miatt magasabb koncentráció alakul ki (Jeppesen et al. 2009). A nyugat-ontariói tavak vizének kicserélődése 1969 és 1989 között csökkent, a kevesebb csapadék és a megnövekedett párolgás miatt, miközben a tápanyagtartalom növekedett (Carpenter et al.

1992). A tápláló folyóvizek csökkent vízhozama lassítja a tápanyagok kiürülését a tórendszerekből. Ezt ellensúlyozza a tartósabb rétegzettség folytán a tápanyagok megnövekedett ülepedése (Ficke et al. 2007). Összességében a klímaváltozás során a folyók és tavak foszfor koncentrációjának növekedése várható, a tengerparti régiókban a csapadék növekedése, a száraz területeken a párolgás és a csökkent vízhozamok miatt (Jeppesen et al. 2009).

A szervetlen tápanyagok és a hőmérséklet összefüggését vizsgálva, külön említést érdemel a hideg égvöi permafroszt talajok olvadása során felszabaduló, és a vizekbe jutó nagy mennyiségű nitrogén és foszfor. Az eddigi megfigyelések alapján, ez a tápanyag pozitív hatással van a tundrai tavak hínár és a bentikus gerinctelenek biomasszájára (Hobbie et al. 1999, Flanagan et al. 2003, Mesquita et al. 2008). Némileg mérsékli a terhelést, hogy a hosszabb nyár miatt a szárazföldi növények is több tápanyagot tudnak felvenni (Burkett et al. 2005).



3.6. ábra: A nitrogén terhelés hatása a szárazföldi és a vízi ökoszisztémákra. A szaggatott vonalakkal jelölt folyamatok a felmelegedés során erősödnek, a korábbi hóolvadás, és hosszabb növekedési szezon hatására (Burkett et al. 2005)

A foszfát hozzáadásának hatásait kísérletesen vizsgálták alaszakai folyókban és tavakban. A foszfát kovaalgák elszaporodását idézi elő, mely hatás továbbgyűrűzik felfelé a táplálékhálózatban: a kovaalgákat legelő gerinctelenek, és a halak produkciója is megnőhet. Magas foszfor koncentrációk esetén a kísérleti folyóban végül egy moha vált a fő elsődleges termelővé. A magasabb hőmérséklet és tápanyag tartalom a trofikus szintek számának növekedéséhez vezet (Hobbie et al. 1999).

Egy 433 tó adataira támaszkodó, átfogó tanulmány szerint, a jégmentes időszakban tapasztalt primer produkció növekszik a foszfor koncentrációval, de ettől függetlenül, megfigyelhető egy erős csökkenés a földrajzi szélesség növekedésével, azaz a hőmérséklet csökkenésével. Ráadásul, egységnyi foszfor koncentráció növekedés hatására egyre kisebb mértékben nő a primer produkció, ahogy észak felé haladunk. A fitoplankton taxonómiai összetételében nincs alapvető változás a földrajzi szélesség függvényében. A hideg éghajlaton tapasztalt alacsony produktivitás visszavezethető egyrészt a fotoszintézis energetikai jellemzőire, másrészt külön kategóriát képeznek azok a hideg tavak, ahol a zooplankton erős top-down hatása érvényesül, a harmadik trofikus szint hiányában. A zooplankton, predátorok hiányában, magasabb abundanciát ér el adott foszfor koncentráció mellett (Flanagan et al. 2003). Feltehetően ez utóbbi típusú tavak figyelmen kívül hagyása miatt jut az előbbievel ellentétes következtetésre Gyllström tanulmánya: megállapítja, hogy a hideg égvízi tavakban a foszfor koncentráció és a fitoplankton mennyisége közti összefüggés meredekebb, mint a mérsékelt övi, vagy trópusi tavakban (Gyllstrom et al. 2005).

A hideg égvízen a melegedés hatására a produktivitás nagyarányú növekedésével kell számolni, melyet több tényező gerjeszt: a jégborítás időtartamának rövidülése, ennek következtében a rendelkezésre álló fény növekedése, a permafroszt olvadása során felszabaduló foszfor, új predátorok bevándorlása következtében (a harmadik trofikus szint megerősödése) a zooplankton abundanciájának csökkenése (Flanagan et al. 2003).

3.5.11. A klímaváltozás hatása az édesvízi közösségekre

A klíma utóbbi évtizedekben megfigyelt változásai, melegedése és a vízi táplálékhálózatok összefüggéseivel foglalkozó munkák (Schindler et al. 1990, Livingstone 2003, Straile et al. 2003) elengedhetetlenül fontosak a várható felmelegedés lehetséges hatásainak feltérképezéséhez. Elsősorban tavak planktonikus közösségeinek változásai esetén mutattak ki egyértelmű összefüggéseket a már megfigyelt felmelegedéssel, más környezeti tényezők – mint tápanyagterhelés változásai – mellett (Annaville et al. 2002; 2007; Molinero et al. 2006). Gyllström et al. (2008) európai sekély tavakban mutatta ki a klíma központi szabályozó szerepét a zooplankton közösség formálásában, 81 tó adatainak részletes feldolgozásával. A klímától való függés legerősebben a pelágikus plankton esetén jelentkezik, a bentikus és perifitikus taxonok legfőképp a makrofiton borítás által befolyásoltak. A Szerzők szerint a klíma – a teljes foszfor koncentráció után – a zooplankton biomasza második legfontosabb indikátora. A vízhőmérséklet és a zooplankton denzitás korrelációja gyakori jelenség (pl. Carvalho & Kirika 2003, Kobayashi et al. 1998, Vadadi-Fülöp et al. 2009a). Mindez persze nem jelenti azt, hogy lineáris kapcsolatot kellene feltételeznünk a

hőmérséklet és a denzitás közt, azonban arra mindenképpen felhívja a figyelmet, hogy a vízhőmérséklet igen fontos tényező a zooplankton dinamikájának alakításában.

Bizonyos tanulmányok a klimatikus hatások specifikus vonatkozásait domborítják ki, mint amilyen a téli jégborítás időtartama vagy a tavaszi felkeveredés mértéke (Rolinski et al. 2007), mások általánosabban a hőmérséklet hatásait helyezik előtérbe (Wagner & Benndorf 2006). Tavak esetén, a klímaváltozással kapcsolatban további jellemző kutatási irányok a vízhőmérséklet változásán túl a jégborítás időtartamának, a tavaszi fitoplankton csúcspanyulásának, a tiszta víz fázisnak, a hal abundanciának és a préda-predátor interakcióknak változásait vizsgálják (Magnuson et al. 1990; Schindler et al. 1990; Scheffer et al. 2001; Winder & Schindler 2004; Blenckner 2008; Mooij et al. 2005).

A klíma melegekedése többféle módon hathat a vízi táplálékhálózatokra. Okozhatja a szukcesszionális stádiumok időzítésének és időtartamának megváltozását (Straile 2005), de okozhatja a táplálékhálózat struktúrájának módosulását is, a különböző szukcesszionális stádiumokban (Wehenmeyer et al. 1999). Továbbá az egyes fajok életmenetében is változások történhetnek: például a hosszú életű fajok reprodukciós időszakának időzítése megváltozhat, vagy a Copepoda fajok metamorfózisának időzítése, a diapauza kezdetének és végének időbeli elcsúszása az egész táplálékhálózat struktúrájában változást, elmozdulást okozhat (Straile 2005).

A vizek gyorsabb és drasztikusabb felmelegedése értelemszerűen a fitoplankton tömegreprodukció korábbi megjelenését hozhatja magával. Több tanulmány is korábbi maximumokat prediktál az alga biomasszában, amely a biomassza növekedésével jár együtt (Flanagan et al. 2003), különösen a téli félévben (Thackeray et al. 2008). Az invazív cianobaktériumok esetén is – mint amilyen a vízirázásokban gyakorta központi szerepet játszó *Cylindrospermopsis raciborskii* – az időzítés megváltozása rendszerint a korábbi megjelenés irányába mutat (Wiedner et al. 2007).

Annak következtében, hogy a tavak táplálékhálózatában igen erős szezonális dinamika mutatkozik, a klíma hatása erősen szezonspecifikus. Ezért nem szabad elhanyagolni a kutatásokban az alacsonyabb biológiai aktivitás miatt kevesebb teret kapott téli félév eseményeit sem, amelyek a mérsékelt övi tavakban különös jelentőséggel bírnak. A XX. században észlelt felmelegedés ugyanis erősen megnyilvánult a téli félév meteorológiai jelenségeiben. Erre a tavak fizikailag érzékenyen reagálnak. Változik a jéggel borított időszak hossza (Adrian et al. 1999, Weyhenmeyer 1999), de – ezzel kapcsolatban – változik a téli, szél általi felkeveredések intenzitása és időzítése is (Geadke et al. 1998), amely a fitoplankton tavaszi tömeggyarapodásának formációjára erős hatással van.

A téli időszakban a felkeveredési periódusnak alapvető szerepe van a később kialakuló fitoplankton csúcspanyulás lefutására, ezért e periódus vizsgálata alapvető jelentőségű a klíma megváltozásával kapcsolatos kutatásokban. A felkeveredési periódus („mixing period”) az óceánok és mély tavak esetében a természetlen, sivár földek vízi analógiái (Reynolds 1997). A téli felkeveredési periódusban a primer produkció limitált egyrészt az alacsony hőmérséklet, továbbá a beeső sugárzás éves minimuma és a vízfelszínről való visszaverődés éves maximuma révén. Amint ezek a feltételek az év során változni kezdenek (növekvő hőmérséklet, a napsugárzás növekvő beesési szöge, stb.) a fitoplankton produkció növekedésnek indul. Ennél fogva fontos feladat a fitoplankton virágzás meg-

indításának folyamatát megérteni és prediktálni, így a klímaváltozás (és más környezeti változások) várható irányairól is jelentős információhoz juthatunk (Peeters et al. 2007). Dunai mellékágakban, holtágakban télen, jég alatt is kialakulhat nagy abundanciájú fitoplankton, melyben hidegtűrő Centrales és Cryptophyta, Volvocales fajok szaporodhatnak el (Kiss & Genkal 1993).

A kérdéskör vizsgálatában a tavi rendszerek között a sekély tavak számos munkában kiemelt szerephez jutnak, mert direkter módon reagálnak a változó időjárási állapotokra, mint a mélyebb víztesttel rendelkezők (Gerten & Adrian 2001). Esetükben a víz átlátszósága alapvető tényező. Ezzel összefüggésben és az alternatív stabil állapotok koncepciójának elfogadásával (Scheffer et al. 1993) beszélhetünk a makrofíton dominanciájával jellemezhető tiszta víz fázisról és a fitoplankton által dominált turbid fázisról. A két fázis között váltás lehetséges a külső tápanyagterhelés kritikus szint felé emelkedésével. De a fitoplankton uralta tavak bizonyos időszakában is megjelenhet a tiszta víz fázis, jellemzően a tavasz végén, a zooplankton általi fitoplankton fogyasztás fokozódása miatt (Gulati et al. 1982; Sommer et al. 1986). A klímaváltozás feltételezhetően negatívan befolyásolja majd a sekély tavak áttetszőségét: destabilizálja a makrofíton uralta tiszta állapotot és stabilizálja a fitoplankton uralta turbid állapotot (Mooij et al. 2005). Ezen alapvetően negatív hatást (amelyet hollandiai sekély tavak esetén demonstráltak) számos tényező alapján valószínűsítik a kutatók. A téli csapadék növekedése és csapadékhullás extrém eseményei a tavak P-terhelésének növekedését okozzák (Mooij et al. 2005). A hőmérséklet emelkedése belső tápanyag emelkedést okoz (Jensen & Andersen 1992; Liikanen et al. 2002).

Ezen állítások önmagukban is az eutrofizáció erősödésének fokozott veszélyét valószínűsítik. Ezek mellett a felmelegedés további, egymásból következő folyamatokat indíthat be. Számos szerző szerint a magas hőmérséklet a cianobaktériumoknak különösen kedvez, amelyek kevésbé hatékony tápanyagot jelentenek a zooplankton számára (Dawidowicz et al. 1998; Gliwicz & Lampert 1990). A halak zooplankton fogyasztása ugyanakkor növekedhet, a halak téli mortalitásának csökkenésével (Mooij 1996; Mehner et al. 1995; Mooij & Van Nes 1998; Nyberg et al. 2001). Az alacsonyabb tavaszi zooplankton növekedés miatt a legelők kisebb nyomást jelentenek a fitoplanktonra, amely – a magas hőmérséklet mellett – ugyancsak a fitoplankton tavaszi növekedésének serkentése irányában hatnak. A kiüledett tápanyagok visszaoldódásának („sediment resuspension”) szél általi növekedése várható (Schelske et al. 1995). Mindezek a megállapítások elsősorban hollandiai sekély tavak esetein alapulnak, de hasonló megállapításokra jutott Jeppensen et al. (1990) is, dániai sekély tavak vizsgálata alapján. Eredményeik szerint a klímaváltozás az eutrofizáció hatását „utánozza”.

A folyókban a különféle halegyüttesekkel jellemezhető szinttájak – mint pisztráng, pénzes pér, márna és dévérkeszeg szinttájak – szempontjából is érdekes kérdés a klímaváltozás. A folyók és szakaszainak bizonyos „hal zónákkal” való jellemzése nagy múltra tekint vissza (Fritsch 1872). Thienemann (1925) különített el eleinte hat zónát („szinttájat”) és Huet (1949) tett kísérletet először ezeket a zónákat abiotikus tényezőkkel összefüggésbe hozni, mint amilyen a víz esése és a folyó mélysége. A legfontosabb környezeti paraméternek a folyó hosszirányba mentén kialakult halegyüttesek, és így a szinttájak kialakítása szempontjából a hőmérséklet tekinthető (Flebbe et al. 2006; Pont et al. 2006). Így a vizek

melegedése e szinttájak átrendeződését, elcsúszását okozhatja. A jelenleg megfigyelhető biogeográfiai korlátozó tényezők figyelembevételével már tettek kísérletet halegyüttesek eloszlásának várható hőmérsékletemelkedés hatására bekövetkező megváltozását megjósolni (Eaton & Scheller 1996; Rahel 2002).

A jövőben viszont a jelenleginél is drasztikusabb felmelegedés valószínűsíthető, amely olyan változásokat is generálhat vízi rendszerekben, amelyeknek talán még jelei sem fedezhetők fel az utóbbi évtizedekben tapasztalt melegedés során. A téma jelentőségét mutatja O'Reilly et al. (2003) Tanganyika tavon végzett kutatásai, miszerint a klímaváltozás negatív hatása jelentősebb lehet a lokális antropogén aktivitás vagy a túlhalászás hatásainál is.

3.5.12. A klímaváltozás és a zooplankton

A zooplankton fajok a környezeti változások, így a klímaváltozás legjobb korai indikátorai lehetnek, melyre példa a Csendes-óceán északi részén a 70-es években bekövetkezett állapotváltozás, ún. regime shift (Wooster & Zhang 2004). Beaugrand (2005) négyféle plankton indikátort különböztet meg: (1) egyedi taxonok, (2) funkcionális csoportok, (3) fajegyüttesek és (4) hallárvák túlélésének indikátorai (egy olyan index, amely a hallárvák túléléséhez szükséges biológiai paramétereket egyesíti, úgy mint a táplálékul szolgáló zooplankton fajok biomasszája, testmérete stb.). A klímaváltozás egyik leggyakrabban emlegetett veszélye a világtengerek vízszintjének növekedése, ami nemcsak humán szempontból kritikus, de veszélyezteti a tengerek menti vizes élőhelyeket is, növelve ezen vizek szalinitását. A szalinitás relatíve csekély mértékű emelkedése a zooplankton közösség struktúrájában és abundanciájában jelentős negatív változásokat okozhat (Schallenberg et al. 2003).

A klímaváltozás egyik hozadéka lehet a növekvő UV sugárzás is, ami káros hatással van a zooplanktonra. Az UV sugárzás károsítja a DNS-t, azonban különböző védekezési mechanizmusokat találunk ennek a károsodásnak a javítására. Ilyen a fotoenzimatisz javítás (PER- photoenzymatic repair), ami azonban hőmérsékletfüggő. Connelly et al. (2009) szerint alacsony hőmérsékleten növekedik a PER aktivitása, míg MacFadyen et al. (2004) ellenkező következtetésre jutott. Williamson et al. (2002) szerint a növekvő hőmérséklettel növekedik az UV tolerancia azon fajoknál, ahol a PER jelentős tényező, míg ahol a PER kevésbé fontos, ott csökken. Az UV tolerancia fajspecifikus tényező lehet és változhat a PER rendszer használatának mértékétől (Williamson et al. 2002). A nagyobb melanin tartalom (amit akár szabad szemmel is láthatunk) nem jelentett magasabb túlélési arányt az UV sugárzásnak kitett *Daphnia* fajok között (Connelly et al. 2009). Az UV sugárzás hatással van a zooplankton napszakos vertikális vándorlására is. A zooplanktont alkotó fajokat nappal a mélyebb, hidegebb rétegekbe kényszerítheti (Cooke et al. 2008). Ugyanakkor a víz DOC-tartalma bizonyos fokig védelmet nyújthat az UV káros hatása ellen (Williamson et al. 2001). Azokban a vizekben, ahol nagy az átlátszóság, az UV sugárzás jelentősen befolyásolja a zooplankton vertikális eloszlását, míg kis átlátszóság esetén a predáció és táplálék limitáltság fontosabb tényezők (Leech et al. 2005). Átlátszóságtól függetlenül a kerekessérgek és az evezőlábú rákok kevésbé érzékenyek az UV sugárzásra,

mint az ágascsapú rákok (Leech et al. 2005). A Copepodák elsősorban pigmentek felhalmozásával, míg a Cladocerák inkább vertikális vándorlással reagálnak a magas UV sugárzásra (Hansson et al. 2007). Ezen védekező pigmentek mennyisége az egyenlítőről a sarkok felé általában növekedett (Hansson et al. 2007).

A klímaváltozás az életmenet komponensekre is hatással lehet. A zooplanktonnál gyorsabb és jelentősebb elterjedéssel és fenológiai változások zajlanak, mint szárazföldi élőlények esetében (Richardson 2008). A klímaváltozás okozta hosszabb és melegebb vegetációs időszak befolyásolhatja az ektoterm élőlények voltinizmusát, több generáció kifejlődését eredményezve (pl. Winder et al. 2009, Gerten & Adrian 2002a). Ugyanakkor sokkal sztochasztikusabb populációdinamikai folyamatokkal számolhatunk (Winder et al. 2009). A zooplankton populációdinamikájának destabilizálásával a felmelegedés veszélyezteti a vízminőséget, illetve annak megbízhatóságát és a magasabb trofikus szintek táplálékellátottságát (Strecker et al. 2004). Az őszi magasabb hőmérséklet hatással lehet a zooplankton fajok áttelelési sikerére és fenológiájára. Ez jelentheti a kitaró peték őszi kikelését, a fejlődő állatok azonban nem érik el a felnőtt kort a tél beálltáig, így egy kohorsz elvész, vagy az ivaros szaporodó populációk ivartalan szaporodásra térhetnek át, ami késleltetheti a produkciót vagy csökkentheti a kitaró peték számát (Chen & Folt 1996). A klímaváltozás a jégborítási időszak hosszát is csökkenti, ami a planktonikus közösségek szukcesszióját érdemben befolyásolja. Adrian et al. (1999) egy sekély, polimiktikus tóban azt találták, hogy a jégborítási időszak hossza a kerekescfégek és Daphniák populációs maximumának kifejlődését és méretét befolyásolta, azonban a Bosminidáknál és Cyclopoida Copepodáknál nem találtak ilyen összefüggést. Enyhe telet követően a korai megjelenésű fajok (Daphniák) korábban érték el populációjuk maximumát. Azonban a hőmérséklet önmagában nem volt megbízható indikátora a zooplankton maximumnak. Alacsony hőkapacitásuk következtében sekély tavaknál a téli időszak plankton közösségeire kifejtett hatása csak rövid ideig érvényesülhet.

A klímaváltozás hozadékaként megváltozott környezeti feltételek ellenére a plankton közösségek stabilisak maradhatnak. A zooplankton fajok életmenetbeli sajátosságainak fontos szerepet tulajdonítanak a környezeti változásokra adott válaszbán (Rebstock 2003). Ennek egy esettanulmánya a Cyclops vicinus életmenetbeli adaptációja a tavaszi vízvirágzáshoz. A faj jellegzetes, 4. copepodit stádiumban töltött diapauzáját követően kései érés volt megfigyelhető, azaz, az 5. copepodit stádium nyugalmi állapotban volt a tavaszi vízvirágzás megjelenéséig (Seebens et al. 2009). Ez a stratégia lehetővé teszi a táplálék maximális kihasználását az utód számára, ilyen szempontból tehát a préda-predátor szinkronizációja figyelhető meg. Ez esetben a Cyclops vicinus-nak kedvez a felmelegedés, amennyiben korábbi vízvirágzás jellemző (Seebens et al. 2009).

A gyors és lassú növekedésű zooplankton fajok között különbséget találtak a vizek hőklímájához való alkalmazkodás tekintetében (Adrian et al. 2006). A gyors növekedésű fajok (pl. Daphnia) a víz gyorsabb felmelegedésével szinkronizálták szezonális dinamikájukat, míg a lassabb, komplexebb életciklussal rendelkező fajoknál (pl. Copepoda, Dreissena veligera lárvái) nem volt megfigyelhető ilyen szinkronizáció. A tavaszi Daphnia egyedszám csúcs a hőmérséklet közvetlen hatásával volt magyarázható a Muggelsee nevű tóban (Németország), míg a fitoplankton tavaszi maximumának korábbi kifejlődése

a kevesebb jégborításnak volt tulajdonítható (Kohler et al. 2005). Általában a fluktuáló hőmérséklet hosszú távon növeli a növekedési rátát és az extrém demográfiai jelenségek gyakoriságát (Drake 2005).

A hőmérséklet gyakran nem közvetlenül, vagy nem önmagában, hanem más faktorokkal együtt befolyásolja a zooplankton kifejlődését, dinamikáját. Ennek szemléletes példája Ashforth & Yan (2008) kísérlete, akik kimutatták, hogy magasabb hőmérsékleten növekedik a *Daphnia pulex* egyedek érzékenysége az alacsony Ca koncentrációra. 32°C-on a Daphniák már nem éltek többet 5 napnál és egyáltalán nem szaporodtak. A hőstressz ellen az élőlények – s így a Copepodák is – gyakran hősokk fehérjékkel védekeznek. A hősokk fehérjék expressziója viszonylag egyszerűen mérhető. Voznesensky et al. (2004) azt találták, hogy a *Calanus finmarchicus* esetében a hőstressz hatására a hsp70 hősokk protein expressziója négyszerese volt a kontrol egyedeknél mértnek. Igen figyelemreméltó, hogy a kísérletben alkalmazott hőmérséklet, noha magas, a vizsgált faj élőhelyének sajátja. A megemelkedett vízhőmérséklet gyakori következménye a kékalgák elszaporodása, ami több szempontból is kedvezőtlen táplálék a kiskrokók számára, egyik lényeges eleme ennek a kékalgák fitoszterolokban való szegénysége. A fitoszterol azért szükséges a rákoknak, mert ebből képződik a membrán alkotó koleszterol, ami éppen a hőadaptációban játszik fontos szerepet. Magasabb hőmérsékleten a kiskrokoknak több koleszterolra van szüksége (Sperfeld & Wacker 2009). A Copepodák posztzembrionális fejlődésének plaszticitását vizsgálva, a hőmérséklet emelkedésével az *Arctodiaptomus salinus* (Copepoda: Calanoida) egyedfejlődése variabilitásának növekedését figyelték meg és a legmagasabb hőkezelésnél találták a legnagyobb mortalitást (Jimenez-Melero et al. 2007). A Duna zooplankton együttese gyakoribb fajainak hőtoleranciáját vizsgálva kimutatták, hogy a téli időszakban 15°C, tavasszal 25°C, nyáron és ősszel 30°C jelenti azt a határt, ahol már közepes mértékű az állatok pusztulása (Gulyás & Csányi 1984).

A zooplankton megemelkedett vízhőmérsékletre adott válasza nem feltétlenül az adott hőmérséklet, hanem a hőmérséklet időbeli mintázatának függvénye (Huber et al. 2010, Gerten & Adrian 2002a). Huber et al. (2010) azt találták, hogy a Bosminidák és Cyclopoidák nyári kifejlődése szempontjából a CWP-t (clear-water phase) közvetlenül megelőző és azt követő vízhőmérséklet volt meghatározó, ugyanakkor az ehető algák elérhetősége is fontos szerephez jutott. *Daphnia* populációk modellezésének eredményei azt mutatják, hogy a tavaszi populációs maximum időzítése egyértelműen a hőmérséklet által meghatározott, ugyanakkor a táplálék, vagyis az algák elérhetősége határozza meg a populáció méretét és annak elérhető maximumát (Schalau et al. 2008). Winder & Schindler (2004) szerint a zooplankton tavaszi populációs maximumának időzítését a vízhőmérséklet és a táplálék elérhetősége együttesen befolyásolja (Lake Washington). A *Daphnia hyalina* szezonális dinamikáját a szezonális hőmérsékleti ciklus és az ehető algák elérhetősége befolyásolta George et al. (1990) megfigyeléseiben.

A hőmérséklet emelkedése megváltoztatja a mélyebb vizek rétegződési viszonyait is. A magasabb hőmérséklet hatására a rétegződés erősödik, ezáltal csökken a tápanyag ellátottság a felszíni rétegben (Waal et al. 2010). Ezáltal a fitoplankton szén:nitrogén aránya növekedik, rossz minőségű táplálékot kínálva a zooplanktonnak, ami végül a fajösszetétel változásához vezet (Waal et al. 2010). Nemcsak a rétegződés erősödik (Helaouet &

Beaugrand 2007, Rebstock 2003), de a rétegződött időszakok hossza is nő (Winder et al. 2009, Winder & Schindler 2004). Stasio et al. (1996) Észak-Amerika néhány mérsékelt övi tavára kidolgozott szimulációs modellje szerint a tavak klímaváltozásra adott fizikai válaszai klímaváltozási forgatókönyvtől függetlenül, többnyire azonos kimenetelűek, azonban a biológiai válaszok sokkal variábilisabbak lehetnek. A szén-dioxid koncentráció megduplázódásával kalkuláló négyféle általános cirkulációs modell (ún. GCM-General Circulation Model) időjárási adataival futtatva a modellt, Stasio és munkatársai azt tapasztalták, hogy a tavak rétegződése korábban alakul ki és hosszabb ideig fennáll, valamint az epilimnion nyári hőmérséklete 1-7 °C -kal emelkedik. Egymástól függetlenül, a magasabb hőmérséklet és sekélyebb rétegződés hatására a *Daphnia* populáció gyarapodása és egyben korábbi populációs csúcs volt megfigyelhető Berger et al. (2010) mezokozmosz kísérleteiben. Sekély tavakban másféle tényezők változására kell felhívni a figyelmet. A váratlan vízszint-csökkenések gyakoriságának növekedése, amelyet az összes klímaváltozás-modell prognosztizál, a turbulencia növekedésével jár, ami az egyéb fizikokémiai változásokkal együtt nagy hatással lesz a planktontársulások funkciójára. A sekély Balatonban – és bizonyára más sekély tavakban is – az intenzív turbulencia fundamentális hatással van a zooplankton struktúrájára, és közvetlenül is szelektív tényezőként játszik szerepet az egyes fajok és életformacsoportok uralomra jutásában, vagy háttérbe szorulásában (G. Tóth 2010). A globális felmelegedésre adott ökológiai válaszok értékelésekor a tavak morfológiáját és trofikus állapotát figyelembe kell venni (Anneville et al. 2010).

A klímaváltozásra várhatóan nem egyformán reagálnak a különböző fajok (vagyis a fenológiájuk nem azonos mértékben, irányban változik), ezért még kis változások is nem-lineáris válaszokat gerjeszthetnek, megbontva az interakcióban álló populációk, így a préda-predátor szinkronizált dinamikáját (Durant et al. 2007, Helland et al. 2007). Mezokozmosz kísérletek tanulsága szerint (Balti-tenger) a hőmérséklet emelkedésével a Copepodák nauplius lárváinak megjelenése igen szoros pozitív összefüggésben volt (4,25 nap/1 °C), ugyanakkor a fitoplankton tavaszi egyedszám maximumának megjelenését csak kis mértékben gyorsította a hőmérséklet emelése (Sommer et al. 2007). Sommer és munkatársai szerint ez a jelenség, vagyis a felmelegedésből adódó fitoplankton és a zooplankton dinamikában lévő jelentős különbség, egy nagyon sarkalatos pont lehet a pelágikus rendszerek klímaváltozásra adott válasza szempontjából, hiszen a nauplius lárvák nagyon érzékenyek az éhezésre és azok jelentik a hal lárvák legfőbb táplálékát. A Washingtoni-tó hosszú távú (40 év) adatai szerint a fitoplankton tavaszi populációs maximuma a víz korai rétegződésének megfelelően korábban fejlődött ki (mintegy 19 nappal korábban, mint a 60-as években), ugyanakkor a kistrákok fenológiája nem vagy alig változott. Mindez egy növekvő időbeli eltolódást jelent a fitoplankton-zooplankton szezonális dinamikájában, ami különösen kritikus lehet a *Daphnia* fajok esetében (Winder & Schindler 2004). A fenti két példából látható, hogy a mezokozmosz kísérletek és a hosszú távú megfigyelések eredményei két teljesen különböző – egy tengeri és egy édesvízi – habitat esetében is ugyanarra a végkifejletre engednek következtetni, jóllehet a változás iránya éppen ellentétes.

Strecker et al. (2004) mezokozmosz kísérleteiben (alpesi tavak) a hőmérséklet növelése (3,6 °C), a Cladocera egyedszámának csökkenése és a Rotatoriák denzitásának növe-

kedése volt tapasztalható, ami végül a zooplankton összes biomasszájának csökkenésében nyilvánult meg, ugyanakkor a fitoplankton összes biomasszája nem változott, de a kisebb méretű fajok uralkodtak. McKee et al. (2002) mikrokozmosz kísérleteiben a Cladocera-k diverzitását és abundanciáját nem befolyásolta szignifikánsan a melegedés, de a közösség egyenletessége növekedett. A szerzők szerint a felmelegedés önmagában nem haladja meg a tápanyagok és a predáció közösségformáló szerepét sekély tavakban.

A zooplankton mennyisége az óceánokban gyakran közvetlen kapcsolatba hozható az éghajlat változékonyságával, így az oszcillációs jelenségekkel, mint amilyen az Észak-Atlanti Oszcilláció (North Atlantic Oscillation, NAO). A NAO lényegében az északi (izlandi) alacsony légnyomás és a déli (azori) magas légnyomás különbségéből adódik, melynek intenzitását a NAO index-szel mérik. A NAO index értékétől függően eltérő időjárási viszonyok alakulnak ki (hőmérsékletbeli és csapadékbeli változatosság). Pozitív NAO indexnél növekedik az északi és déli légnyomás különbsége, mindez erőteljesebb nyugati áramlást idéz elő közepes földrajzi szélességeken, enyhe, csapadékos telet eredményezve Európában, míg száraz és hideg telet Észak-Kanadában és Grönlandon. A NAO index erős pozitív tendenciát mutat az elmúlt 30 évben (forrás: NAO homepage). Az Atlanti-óceán középső részén a zooplankton abundancia és a NAO index között szignifikáns korrelációt mutattak ki. Amikor a NAO index magas értékeket vett fel, az azt követő években magasabb abundancia volt mérhető, míg alacsonyabb NAO értékeknél fordítva. Ugyanakkor a zooplankton abundancia némi késéssel reagált az oszcillációra (Piontkovski et al. 2006). A korreláció iránya attól is függhet, hogy az Atlanti-óceán mely részén vizsgálódunk (Greene et al. 2003). Ugyanakkor a NAO Európa belsőbb részei, így hazánk időjárására is hatással van. A Fertő fito- és zooplankton dinamikájának vizsgálatai igazolták, hogy a mérsékelt öv sekély tavainak plankton együtteseiben is fontos szerepet játszik az Észak-Atlanti Oszcilláció, elsősorban a téli jégborítás időtartamának és a jégzajlás időzítésének szabályozásán keresztül (Dokulil & Herzig 2009). A trópusi Csendes-óceán térségében az ún. ENSO (El-Niño-Déli Oszcilláció) jelenség figyelhető meg. El-Niño években (meleg periódus) a zooplankton abundancia csökkenése általánosan megfigyelt jelenség, ami halászati szempontból kritikus lehet. Az ENSO jelenség nemcsak az óceán, de az északi félteke tavainak plankton dinamikájára is hatással van (Gerten & Adrian 2002b).

A klímaváltozás szimulálásának egyik új módszere az óceánba történő közvetlen széndioxid pumpálás (Sato 2004). A megnövekedett szén-dioxid koncentráció hatásának vizsgálata során kimutatható volt, hogy a Copepodák szaporodási rátája és a lárvák fejlődése nagyon érzékenyen reagál, a nauplius lárvák mortalitása is megnő. Mindezek alapján úgy tűnik, hogy a tengeri Copepoda együtteseket negatívan érinti a növekvő szén-dioxid koncentráció, ami hosszabb távon csökkenti a szén exportot az óceán mélyére, ezzel megváltoztatva az ún. biológiai pumpát (Kurihara et al. 2004).

A múltbéli klímaváltozás tanulmányozásának egyik kiváló módszere az üledékből nyert Cladocera és Ostracoda maradványok analízise (pl. Kamenik et al. 2007, Zhu et al. 2010). Ilyen vizsgálatokból megállapíthatók az adott élőhely trofikus állapotának változásai is. Megfelelő indikátor fajok segítségével, azok ökológiai igényeinek ismeretében, adott korú üledékmagból származó maradványaik azonosításával következtethetünk a kor

környezeti viszonyaira, így klímájára is. Mindehhez természetesen megfelelő referencia szükséges.

Atomerőművek hűtővizének zooplanktonra gyakorolt hatásának vizsgálata is értékes adatokkal szolgálhat a klímaváltozás kutatói számára (pl. Jiang et al. 2008).

A klímaváltozás az invazív fajok terjedésének és megtelepedésének is kedvezhet, nemcsak szárazföldön, de a vízben is. Az emelkedő felszíni vízhőmérséklet kedvezett a *Penilia avirostris* (Cladocera) megtelepedésének és terjedésének az Északi tengerben (Johns et al. 2005). Holzapfel & Vinebrooke (2005) alpesi tavak zooplankton inváziós biológiáját vizsgálva kimutatták, hogy a felmelegedés kedvezett az invazív fajok megtelepedésének. Az invazív herbivor fajok elnyomták a hasonló funkciót betöltő natív fajokat, míg a nagyobb testméretű, helyi omnivor fajok csökkentették a kisebb méretű invazív fajok megtelepedését. A ponto-kaszpikus Onychopoda (Cladocera) fajok invázióját a Balti-tengerben ugyancsak a klímaváltozással hozták összefüggésbe (Panov et al. 2007). A vízhőmérséklet emelkedésével a melegvízi fajok északi terjedése, illetve a hidegvízi fajok visszaszorulása biogeográfiailag igazolt jelenség (pl. Beaugrand & Reid 2003, Zhang et al. 2010). Az Északi-tengerben kimutatták, hogy a Calanoida Copepodák a felszíni vízhőmérséklet emelkedésével, évenként mintegy 23 km-rel északabbra hatolnak (Beaugrand et al. 2009). A Csendes-óceán északi részén a hidegvízi fajok dél felé terjeszkednek (Chiba et al. 2009).

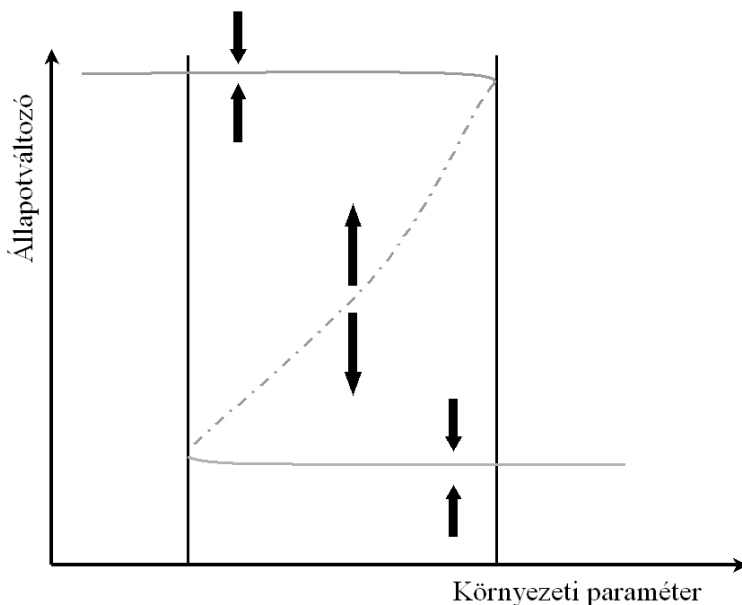
A felmelegedés gyakran jár a kéalgák elszaporodásával, ami kedvezőtlen táplálékot jelent a zooplanktonnak (pl. Wagner & Adrian 2009, Dupuis & Hann 2009, Ndebele-Murisa et al. 2010). A zooplanktonra nem egységesen negatív hatású ez a jelenség. Dupuis & Hann (2009) vizsgálataiban a kerekeshégek és a *Bosmina longirostris* egyedszáma a cianobaktérium dominancia mellett növekedett. A felmelegedés egyben a kisebb sejtméretű algák elszaporodásának kedvez (Daufresne et al. 2009, Moline et al. 2004, Sommer & Lengfellner 2008, Lewandowska & Sommer 2010), szintén kedvezőtlen táplálékot kínálva a Copepodáknak (Sommer & Lengfellner 2008). A zooplanktont alkotó fajok átlagos testméretének csökkenését is megfigyelték (Moore & Folt 1993, Beaugrand 2009, Pitois & Fox 2006, Kamburska & Fonda-Umani 2006), illetve a kisebb testméretű fajok gyarapodását (Adrian & Deneke 1996). A zooplankton átlagos testméretének csökkenése komoly hatással lehet a halak abundanciájára, a vizek átlátszóságára és a tápanyagok reciklizációjára (Moore & Folt 1993). Mezokozmosz kísérletekben (Lewandowska & Sommer 2010, Sommer & Lengfellner 2008) a hőmérséklet emelkedése az alga biomassza csökkenését eredményezte. Afrika trópusi tavaiban is csökkent a fitoplankton biomassza a felmelegedés hatására (Ndebele-Murisa et al. 2010). Ugyanakkor az Északi-tengerben (Észak-Atlanti-óceán) nőtt a fitoplankton biomassza és csökkent a kulcsfaj, herbivor *Calanus finmarchicus* abundanciája (Beaugrand 2009).

Mezokozmosz kísérletek tanulsága szerint a tenger hőmérsékletének mérsékelt emelkedésével a heterotróf: autotróf biomassza arány jelentősen nő, mely az egész ökoszisztéma funkciójára hatással lehet a mérsékelt övben (Muren et al. 2005)

A hőmérséklet emelkedésével nőtt a predációs nyomás a *Daphnia galeata*-n (Mehner 2000). A jelenség kulcsa a tavaszi vízhőmérsékletekben keresendő: melegebb tavasz esetén a predátor (jelen esetben a sügér) gyorsabban eléri azt a méretet, amikor már adult *Daphnián* táplálkozhat. *Daphnia galeata*-nál szintén azt találták, hogy a tavaszi – egészen

pontosan a májusi – vízhőmérséklet emelkedésével nő a predációs nyomás, ekkor ugyanis a *Leptodora kindtii* és bizonyos a halak előbb kezdtek táplálkozni a *Daphnia*-n (Wagner & Benndorf 2007). Wagner és Benndorf egy rövid, de kritikus szezonális időszak hőmérsékletének alakulását igen fontos befolyásoló tényezőnek tartja az egész táplálékhálózat szempontjából.

Az alternatív stabilis állapotok (alternative stable states) előfordulása szárazföldi, édesvízi és tengeri környezetben is leírt jelenség, mely a klímaváltozás szempontjából is relevanciával bír. Egy rendszer alternatív stabilis állapotot mutat, amikor állapotváltója a környezeti paraméter változására egy visszaforduló görbével reagál (May 1977). A görbe visszahajlása miatt a két stabil állapot átfed (3.7. ábra), vagyis ugyanazon környezeti paraméter mellett mindkét állapot előfordulhat. Az állapotváltó különböző irányú elmozdulásait nevezik hiszterézisnek, ami tulajdonképpen a rendszer válasza a környezeti paraméter változásaira. Az egyik alternatív stabilis állapotból a másikba történő átmenetet az irodalom „regime shift” néven illeti. Ennek talán leggyakrabban leírt példája a sekély tavak tiszta vízü és turbid fázisa közötti állapotváltó (pl. Ibelings et al. 2007). A tiszta vízü fázis (clear-water state) jellemzően makrofita domináns, vize nagy átlátszósággal bír, fitoplankton biomasszája viszonylag alacsony, a foszfor üledékből történő reszuszpenziója nem számottevő. A turbid fázis (turbid state) a makrofiton borítás elvesztésével és alga virágzással jellemezhető, a foszfor reszuszpenzió jelentős, mivel az üledéket nem köti a makrofiton állomány, valamint bentikus halak is feltúrják az üledéket, s ez az állapot igen stabilis, nehezen visszafordítható, mivel pozitív visszacsatolás révén önmagát stabilizálja. A zooplankton szerepe a tiszta vízü fázis fenntartásában még vitatott (Ibelings et al. 2007) és a zooplankton legelésének az alga biomasszára kifejtett hatásától függ. A turbid fázisba történő átmenet többnyire a tápanyagterhelés számlájára írható, de a klímaváltozás is elősegítheti létrejöttét a cianobaktériumok virágzásának kedvezve (Wagner & Adrian 2009, Dupuis & Hann 2009, Ndebele-Murisa et al. 2010). Utóbbit modellezési eredmények is alátámasztották (Mooij et al. 2009). A kékalga virágzás azon túl, hogy toxinokat juttathat a vízbe, árnyékolja és kiszorítja a makrofítont, így hozva létre a turbid fázist. McKee és munkatársai (2003) azonban mikrokozmosz kísérletben a felmelegedés hatására nem tapasztalták a fitoplankton mennyiségének számottevő növekedését, a makrofiton állomány domináns maradt. Tengeri ökoszisztémákban is találkozunk a „regime shift” jelenséggel. A Csendes-óceán északi részén a 70-es évek közepén történt ilyen állapotváltó, mely a zooplankton fenológiájában is tükröződött (Chiba et al. 2006). Az Északi-tengerben a 80-as évek közepén jelentkezett hirtelen változás, mely a Copepoda közösség összetételében és diverzításában is nyomot hagyott (Beaugrand & Ibanez 2004). Előbbi állapotváltó korai indikátorai éppen a zooplanktonból kerültek ki (Wooster & Zhang 2004).



3.7. ábra. Alternatív stabilis állapotok létrejötte. A stabilis állapotokat folyamatos vonal, míg az instabil állapotot szaggatott vonal jelöli. A pozitív és negatív visszacsatolást nyilak jelzik. (Schröder et al. 2005 nyomán)

A világtengerekben számos hosszútávú monitoring program zajlik, melyek közül a legismertebb és egyben legnagyobb múltra visszatekintő program az ún. Continuous Plankton Recorder (CPR) Survey (<http://www.sahfos.ac.uk/>), mely 1931-től szolgáltat fito- és zooplankton adatokat a tudomány és a döntéshozók számára az Atlanti-óceán északi részén, havi bontásban. A CPR sikere (1) gazdaságos megvalósíthatóságában, (2) mintavételi módszerének robusztusságában (a gyűjtése módszer szinte alig változott 70 év alatt), valamint (3) adatainak globális hasznosíthatóságában keresendő. A CPR maga a mintavételi eszköz neve, melyet Sir Alister Hardy használt először még az 1920-as években. Az eszközt egy transzekt mentén vontatják hajóval, a felszín közelében. Ezidáig több mint 5 millió tengeri mérföldnyi távolságon vontatták ezt az eszközt az északi Atlanti-óceánban, összesen 196.112 plankton mintát gyűjtve (Hays et al. 2005).

A CalCOFI (California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations) (<http://www.calcofi.org/>) program 1949-ben kelt életre, eredetileg a Kalifornia menti szardínia populáció összeomlását tanulmányozandó, azonban később kiterjesztették a vizsgálatokat többek között a klímaváltozás indikátorainak vizsgálatára is. Negyedévente indulnak expedíciók, amikor vízkémiai, fitoplankton és zooplankton adatok gyűjtésére kerül sor Kalifornia mentén (Csendes-óceán).

A fentiekén kívül számos hasonló monitoring program él, melyek igen hasznosak lehetnek a klímaváltozás tanulmányozásában is. Ilyen például a Station PAPA (USA), COPEPOD (globális) és az Odate (Japán) program (Hays et al. 2005).

Édesvizekre vonatkozóan is találunk olyan hosszútávú, legalább 20 éves monitoring adatsorokat, melyekben zooplankton adatok is rendelkezésre állnak (pl. Hambright 2008 – Kinneret tó, Izrael; Hampton et al. 2008 – Bajkál-tó, Oroszország; Anneville et al. 2007 – Genfi tó, Svájc; Kiss 2007 – Duna, Magyarország).

Az Atlanti-óceán trópusi részén a zooplankton biomassza mintegy tizedére esett vissza az 50-es évek óta eltelt időben, amit a klímaváltozással hoznak összefüggésbe (Piontkovski & Castellani 2009). Az Atlanti-óceán északi részén is csökkent a zooplankton biomasszája az elmúlt negyven évben (Pitois & Fox 2006). Az Adriai-tengerben (mediterrán régió) a Copepodák átlagos éves egyedszáma növekedett a 70-es évekhez viszonyítva, amit a klímaváltozással hoztak összefüggésbe (Kamburska & Fonda-Umani 2006). A Csendes-óceán északi részén a tavaszi zooplankton abundanciája fokozatosan emelkedett az 1960 és 2002 közötti időszakban, ám a klíma évtizedes ingadozása miatt a téli-tavaszi és a tavaszi-nyári zooplankton együttesekre másképpen hatott (Chiba et al. 2006). A Japán-tengerben a zooplankton biomassza növekedését tapasztalták (Kang et al. 2002). A Bajkál-tóban (a világ legnagyobb édesvízi tava) az elmúlt 60 évben a Cladocera-k abundanciája jelentősen emelkedett, amit a vízhőmérséklet emelkedésével hoztak összefüggésbe és nem a fitoplankton biomassza növekedésével magyaráztak (Hampton et al. 2008). A Japán-tengerben, Kelet-Kínai-tengerben és a Sárga-tengerben a hőmérséklettel párhuzamosan növekedett a zooplankton biomassza a 80-as évek végétől, ami az 1989-ben bekövetkezett klimatikus rezsim változáshoz köthető (Rebstock & Kang 2003).

3.5.13. A kékalgák nyernek a felmelegedéssel?

A testméret csökkenésére vonatkozó megállapítások a fitoplanktonra is érvényesek (Hoegh-Guldberg és Bruno 2010). A sekély, polimiktikus tavakban az erősebb nyári hőhullámok hosszan tartó, akár 3 hónapos időtartamú rétegződést idézhetnek elő. A hosszú rétegzett állapot kedvez a kis méretű algáknak, mint a cyanobacteriumok, ostoros fajok, szemben a kovamoszatokkal (Ficke et al. 2007, Wilhelm és Adriaan 2008). Ráadásul, az északi hideg övben élő fonalas Cyanobacteriumok hőmérsékleti optimuma magasabb, mint amely hőmérsékleten jelenlegi élőhelyeiken növekednek. Így számukra a felmelegedés előnyösebb körülményeket teremthet (Tang et al. 1997, Adrian et al. 2009).

A polimiktikus, eutróf Müggelsee esetében a melegebb szezonális hőmérsékleti rezsim elősegítette a cyanobacteriumok elszaporodását, amennyiben az összes foszfor koncentráció a 75-215 mg/l intervallumba esett, és a Schmidt-stabilitás értéke legalább 3 hétig meghaladta a 44 g/m²-t. Magasabb stabilitás és összes foszfor értékek esetén más cyanobacterium fajok szaporodtak el. A felmelegedéssel sok tóban egyre valószínűbbé válik a fenti paramétereknek megfelelő helyzet, amikor cyanobacterium dominanciára kell számítani (Ficke et al. 2007, Wagner és Adrian 2009). Az enyhébb telek során szintén magasabb a cyanobacteriumok abundanciája, és megnő az esélye nyáron a kékalgák okozta vízvirágzásoknak (Mooij et al. 2010).

Hollandiai sekély tavakban a *Cylindrospermopsis raciborskii* invazív, fonalas cyanobacterium faj, mely a felmelegedéssel erős terjedésnek indult, és általában a stabil rétegzettségű tavakban szaporodik el. A Cyanobacteriumok térnyerése a felmelegedéssel kapcsolatban több európai tóban is megfigyelhető. 250 dániai tó nyári adatai alapján, a melegebb vízhőmérséklet a Cyanobacteriumok és Dinoflagellaták dominanciáját, a kova-moszatok visszaszorulását és magasabb klorofill-a koncentrációt eredményez (Jeppesen et al. 2009).

Észak-déli gradiens mentén, Finnországtól Dél-Spanyolországig hat helyen végeztek szabadtéri mezokozmosz kísérleteket az 1998-1999-as években, a tápanyag koncentráció, a halak és a földrajzi szélesség hatását vizsgálva. Az alacsonyabb szélességeken fekvő mezokozmoszokban a Cyanobacteriumok jelentősebb mennyiségben voltak jelen (Stephen et al. 2004). Eltérő tavaszi melegedési scenariók fitoplanktonra gyakorolt hatását vizsgáló mikrokozmosz kísérletek tapasztalatai alapján, a Bacillariophyta \rightarrow Chlorophyta \rightarrow Cyanobacteria szukcessziós soron alapvetően nem változtatott a tavaszi felmelegedés sebessége, azonban a Cyanobacteriumok nagyobb növekedési rátát és magasabb egyedszámot értek el a melegebb kezelések esetén (Domis et al. 2007). Más mezokozmosz kísérletek nem támasztják alá, hogy a felmelegedés növelné a Cyanobacteriumok arányát (Rae és Vincent 1998, Moss et al. 2003).

A fitoplankton ilyen jellegű változása a zooplankton szempontjából kedvezőtelen, mert a Cyanobacteriumok rosszabb minőségű táplálékként szolgálnak, és egyes fajaik toxint termelnek (Gyllstrom et al. 2005, Mooij et al. 2005, Domis et al. 2007).

3.5.14. Módszerek a klíma és a vízi ökológiai rendszerek összefüggéseinek felderítésére

Hosszú távú ökológiai adatsorok

A klímaváltozás hatásai már most kimutathatók az ökológiai rendszerekben. Számos hosszú távú ökológiai adatsor áll rendelkezésre az utóbbi pár évtizedre vonatkozóan, melyek alátámasztják ezt a megállapítást (Winder és Schindler 2004, Smol et al. 2005, Woodward, et al. 2010). Ha a jövőre nézve szeretnénk előrejelzést adni, extrapolálhatunk ezekből az adatokból.

A hosszú távú adatsorok elemzésénél figyelembe kell venni a klíma periodikus változásait is. A PDA (Pacif Decadal Oscillation), NAO (North Atlantic Oscillation) (Straille és Müller 2010) hatása a hidrobiológiai rendszereken kimutatható, és ezek figyelembe vételével pontosíthatók a klíma tendenciózus változásait vizsgáló modellek (Schindler et al. 2005).

Space-for-time

Léteznek space-for-time megközelítést alkalmazó tanulmányok is a klímaváltozás vízi ökoszisztémákra gyakorolt hatásának feltérképezésében (Flanagan et al. 2003, Gyllström et al. 2005, Frey et al. 2007, Friberg et al. 2009, Jeppesen et al. 2009, Sarmiento et al. 2010, Woodward et al. 2010a). E módszert korlátozza, hogy a különböző helyszínek gyakran

nem csak a hőmérsékletben különböznek, hanem például a vízkémiaiájukban, trofitásukban, hidrológiájukban, vagy akár történetükben.

In situ kísérletek

Néhány esetben lehetőség van természetes ökológiai rendszerekkel kísérletet végezni, például Hogg természetes vízfolyások vizét melegítette, ezzel megemelve a hőmérsékletet rövid szakaszokon (Hogg et al. 1995, Barlocher et al. 2008).

Mezokozmosz kísérletek

Sok próbálkozás történt a klímaváltozás sekély tavakra gyakorolt hatásának mezokozmosz kísérletekkel való szimulálására. A CONWOY (Consequences of weather and climate changes for marine and freshwater ecosystems) kísérletsorozat keretében három hőmérsékleti scenario és alacsonyabb illetve magasabb tápanyagtartalom hatását vizsgálták, kategóriánként 4-4 ismétléssel. Az összesen 24 db, 2500 literes medencét természetes vizekből származó üledékkel és vízzel oltották be. A tápanyagtartalomtól függően 1 illetve 12 tüskés pikót is elhelyeztek bennük (Liboriussen et al. 2005).

A mezokozmosz kísérletek, különösen modellekkel integrálva, ígéretes módszernek bizonyulnak a vízi ökoszisztémák klímaváltozásra adott reakcióinak előrejelzésére (S. Donis, et al. 2007, Sipkay et al. 2009, Woodward et al. 2010). Ugyanakkor ezek a kísérleti rendszerek nem tartalmazzák a természetes ökológiai rendszerekre jellemző komplexitást és változatosságot, így eredményeiket korlátozott mértékben lehet általánosítani a természetes ökoszisztémákra (Woodward et al. 2010). A folyóvizek, vagy mély tavak hidrológiai jellemzőit kevésbé lehet kísérleti rendszerekbe foglalni. A jellemzően pár száz liter térfogatú mezokozmoszok leginkább sekély tavakhoz, illetve tavak litorális zónájához hasonlíthatnak. Ekkora méretű kísérleti rendszerek esetén lehetőség nyílik megfelelő számú ismétlésre, a körülmények pontos ellenőrzésére, és különböző kezelések kipróbálására is.

Paleolimnológiai módszerek

Több, jól működő paleolimnológiai módszert dolgoztak ki, melyek egyes élőlény csoportok fajösszetétele, és a hőmérséklet közti összefüggést képesek kimutatni (Battarbee 2000, Michelutti et al. 2005). A tavi üledékekből kimutatható a chiromonidák fej kapszulái alapján e csoport fajösszetétele, melyből egy számos minta alapján illesztett függvény segítségével kiszámítható a hőmérséklet. Hasonló függvény rendelkezésre áll kovamoszatokra, és Cladocerákra is. Ezen adat sorok alapján nem csak a múltbeli klíma rekonstruálható, hanem megjósolható a közösség változása melegedés hatására (Battarbee 2000, Willis et al. 2010, Woodward et al. 2010). 100 tő üledékének felszínéből vett minták alapján, a chiromonidák fajösszetétele a júliusi középhőmérséklettel függ leginkább. A Chiromonidae közösség összetétele alapján jól becsülhető akár a múltbeli klímák júliusi középhőmérséklete is (Larocque et al. 2001).

3.6. Szárazföldi élőhelyek specifikumai talajlakó élőlények példáján

A talajban élő lebontó állatoknak erős befolyása van a talaj szerkezetére és a talajban végbemenő folyamatokra, úgy mint a lebomlásra és az ásványi körforgalomra. A környezeti tényezők, mint például a talaj hőmérséklete és a nedvessége, befolyásolják a talajban élő fauna tevékenységét (Haimi és mtsai, 2005). Az előrejelzések szerint a fenyegető klímaváltozás többek között a talaj mikroklímáját is érinteni fogja, (Harte és mtsai, 1996 in Haimi és mtsai, 2005). Ez pedig hatással lehet a talajban élő állatokra, a növekedésükre, szaporodásukra, más fajokkal való kölcsönhatásukra, továbbá ökológiai funkcióikra Haimi és mtsai, 2005).

Fontos kérdés, hogy a globális klímaváltozás miképpen fogja befolyásolni a talaj biodiverzitását és a talajban lejátszódó folyamatokat. Például ennek kapcsán a biodiverzitás csökkenés befolyásolhatja a talajban jelen lévő folyamatokat, vagy akár csökkentheti az élővilág zavarásokkal szembeni rezilienciáját (Walker és mtsai, 1999 in Lindberg és mtsai, 2002). Ennélfogva igen fontos, hogy tanulmányozzuk és ezzel együtt megértjük a klímaváltozás potenciális hatásait a talajfaunára. A talajfauna minőségi és mennyiségi változásainak mértékét három környezeti tényező leíró illetve manipulációs vizsgálatával tanulmányozták. Ez a három környezeti tényező a CO₂-tartalom, a hőmérséklet és a víz- vagy csapadékmennyiség.

3.6.1. Szén-dioxid mennyiség

A klímaváltozás kapcsán gyakran emlegetett tényező az üvegházhatású gázok, mint pl. a szén-dioxid mennyiségének növekedése. Ennek megfelelően a melegeddel járó vizsgálatok mellett a tanulmányokban közvetlenül eme gáz megemelkedett koncentrációjának hatása is megjelenik. A megemelt CO₂-mennyiség a különböző vizsgálatokban elmentmondásos megállapításokhoz vezetett. Vannak tanulmányok, melyek szerint a CO₂ növekedésének hatására megemelkedik a mikrobiótát fogyasztó nematódák denzitása, a televényférgék száma, és általában a talajférgék biomasszája növekszik (pl. Yeates és mtsai, 1997 in Hansen és mtsai, 2001). A collembolák közösségére vannak adatok, melyek szerint növekednek (pl. Runion és mtsai, 1994; in Hansen és mtsai, 2001, mások szerint inkább csökkennek a populációik (pl. Klironomos és mtsai, 1997, in Hansen és mtsai, 2001). A lebontó szervezeteknél tapasztalható növekedést annak tulajdonítják, hogy ezúton válaszolnak a szervezetek a megnövekedett gyökéren keresztüli szénforgalomra és az ennek köszönhető mikrobiális közösségekben bekövetkező változásokra (Hansen és mtsai, 2001). A megnövelt CO₂-mennyiség legfőképpen úgy befolyásolja a talajban élő mezofauna összetételét, hogy a megváltoztatja az avar tulajdonságait (pl. Hattenschwiler és mtsai, 1999, in Hansen és mtsai, 2001), és ezt követik a lebomlási és mikrobiális szukcessziós folyamatokban bekövetkező változások (Hansen és mtsai, 2001).

Hansen és mtsai (2001) munkájában a megnövekedett CO₂-tartalom csökkenést okozott a mikroartropodák számában a talaj szerves rétegében, amely viszonylag gyors volt és sok taxont foglalt magába. A változás okát annak tulajdonítják, hogy a növények által szállított ásványi anyagok megváltozásának hatására megváltozott a mikrobióta is, és ez

okozhatta a csökkenést a mikroartropódák körében is. Emellett azonban feltételezi, hogy ezek az eredmények csak átmeneti csökkenést jelentenek, mert pl Delucia és mtsai, 1999, in Hansen és mtsai (2001) kimutatta, hogy a megemelkedett CO₂-mennyiség hatására megnövekedett az avar mennyisége, ami pedig kedvező lehet a lebontó mikroartropóda számára.

Az átmenetiség mellett szól Haimi és mtsai (2005) 6 éven keresztül tartó kísérlete, melynek során erdőkbe kihelyezett klímakamrák segítségével változtatták meg a CO₂-mennyiségét, és azt kapták, hogy a mikroartropódák közösségei nem változtak jelentős mértékben. Ez azt mutatja, hogy a CO₂-mennyiségnek nincsen direkt hatása a talajfaunára fenyőerdőkben (Haimi és mtsai, 2005). Ennek ellenére a szerzők lehetségesnek tartják, hogy közvetett, hosszútávú hatása lehet például a vegetációban vagy az avar minőségében fellépő változások miatt, de ez utóbbi feltételezések további vizsgálatot igényelnek.

3.6.2. A talajnedvesség (vízmennyiség)

A nemzetközi irodalomban igen sokféle eredményt található arra vonatkozóan, hogy a talajnedvesség miképpen befolyásolja a talajlakó mezofaunát. Azzal sok kutató egyetért, hogy a klímaváltozás talajfolyamatokra kiterjedő hatásának vizsgálatára igen jó megközelítés lehet a talajban élő különböző féreg és mikroartropóda közösségek nedvességtartalom hatására történő változásának tanulmányozása (pl O'leary és Blear, 1999 és Tsiafouli és mtsai, 2005). A hőmérséklet mellett a legkutatottabb klímátényező a csapadék, illetve a nedvességtartalom változása. A vizsgálatok egyik része a természetes változások megfigyelésével, másik része pedig manipulációs kísérletekkel közelítik meg a kérdést.

A csapadék mennyiségének talajfauna közösségekre vonatkozó hatását hosszútávú vizsgálatokkal lehet megfigyelni olyan helyen, ahol az év során nem kiegyenlített a csapadék eloszlása. Ilyen vizsgálatokat főleg a mérsékelt éghajlati övben lehet végezni. Hosszútávú vizsgálatokat ismerünk főleg oribatidákra és collembolákra vonatkozóan. Ezen tanulmányok egy része azt az eredményt hozta, hogy a csapadék éves mennyiségi változásának nincsen hatása az oribatida és a collembola közösségek szerkezetére, viszont néhány faj a közösségből mutatott korrelációt a nedvességtartalommal (Irmeler, 2006 és Irmeler, 2004). Hasonló eredményt kaptunk egy magyarországi lomberdő talajában élő oribatida közösségeket tanulmányozva (Gergőcs, 2010, 7.4.fejezet). A fenti vizsgálatok lomberdők talajában élő mezofaunára vonatkoztak. Ha azonban a vizsgálatok spektrumát kiszélesítjük más típusú élőhelyekre, akkor azt figyelhetjük meg, hogy a szélsőségesebb élőhelyeken, mint például a mohapárnák közösségei vagy a sivatagi élőhelyek mezofaunája (Sepherd és mtsai, 2002), sokkal nagyobb szerepe lehet a nedvességnek, mert akár rövid idővel a lehullott csapadék után megváltozhat a talaj mezofauna összetétele. Andre és mtsai, 2003 in Noti és mtsai, 1996) azonban azt találta, hogy a sivatagban nem a víz, hanem a C/N arány és a talaj K-tartalma volt a korlátozó tényező oribatidák számára.

Maraun és Scheu (2000) szerint a csapadéknak pl. nem lehet nagy szerepe az oribatidák közösségeinek mintázatképzésében, mert az Európában végzett nagyléptékű vizsgálatokban a csapadékmennyiségben nem volt nagy különbség az egyes mintavételi helyek

között, és mégis igen nagy eltéréseket mutattak ki a közösségek mintázataiban. Emellett megemlítik, hogy míg a trópusokon nagyobb a csapadék mennyisége, addig a mérsékelt övön diverzebb oribatida közösségek találhatók meg Adis és Albuquerque (1989 in Maranon és Scheu, 2000). Ennek ellenére Noti és mtsai (2003) azt találta, hogy a kulcsfaktor az oribatida közösségek fajgazdagságának meghatározásában a víz kell, hogy legyen. Ezt főleg akkor figyelte meg, amikor különböző afrikai élőhelyek páncélosatka közösségeit vizsgálta meg, és azt találta, hogy ahol nagyobb a csapadékmenyiség, ott nagyobb a a fajgazdagság is. Hasonló eredményt kapott ugyanúgy Afrikában (Badejo és mtsai, 2002). Újabb ellentmondásba ütközünk azonban, ha elolvassuk Melamud és mtsai (2007) Mt Carmel (Israel) helyen elvégzett tanulmányát, melyben azt az eredményt kapták, hogy a nedvesség csökkenésével nagyobb oribatida fajgazdagság volt tapasztalható.

A fentiekből látható, hogy ha a különböző csapadékmennyiséget kapó élőhelyeket térben és időben összehasonlító tanulmányokat böngésszük, akkor nem kaphatunk pontosabb választ arra, hogy a mezofauna közösség miképpen reagál a többletcsapadékra vagy a vízhiányra. A legjobb módszer ezen tényezők hatásának kiderítésére a manipulációs kísérletek tervezése és végrehajtása. A klímaszcenáriók szerint bizonyos helyeken a klímaváltozás keretében hosszabb nyári szárazságokra (Lindberg és Bengtsson, 2006) és/vagy szélsőségesen magas csapadékmennyiségekre lehet számítani (Tsiafouli és mtsai, 2005). Ennek megfelelően bizonyos tanulmányok öntözéssel a többletcsapadékot, a csapadék védtétőlkel történő elvonásával pedig a vízhiányt, azaz a szárazságot hivatottak szimulálni. A kísérlet terve általában igen ígéretes, ennek ellenére az így kapott eredmények a fentiekhez hasonlóan ellentmondások.

Frampton és mtsai (2000a in Tsiafouli és mtsai, 2005) szerint szántóföldeken az öntözés megnöveli a collembolák abundanciáját. Más vizsgálatok szerint agrárterületeken a herbivór, szaprofág és predátor ízeltlábúak is növekedéssel reagáltak az öntözésre (Frampton és mtsai, 2000b in Tsiafouli és mtsai, 2005). Tsiafouli és mtsai (2005) mediterrán éghajlatú lombdőkben végezte rövidtávú manipulációs vizsgálatait. Különböző típusú öntözési módszereket vetett be, és kimutatta, hogy az öntözés növelte az oribatidák és a collembolák diverzitását, az oribatidáknak az abundanciáját is. Az öntözés hatására bekövetkező fajnövekedést a ritka fajok kontrollban nem megtalált egyedeivel magyarázzák, vagy mert extrém módon aggregált eloszlásúak a ritka fajok, vagy mert mélyen élnek, és öntözés hatására magasabb rétegekbe vándoroltak, és így beleestek a vizsgálati mintavételezésbe. Más mediterrán területeken végzett tanulmányokban a nematoda közösségek nem változtak öntözés hatására (Papatheodorou és mtsai, 2004 in Tsiafouli és mtsai, 2005), úgy, mint egy németországi lucfenyvesben a mikroartropóda abundanciák (Taylor és mtsai, 2004 in Tsiafouli és mtsai, 2005). Problémát jelenthet a vizsgálat időtartama, mert feltételezések szerint hosszútávon más eredmény jöhetne ki egy hasonló vizsgálat során, főleg az abundancia esetében.

Az öntözés azonban más vizsgálatokban csökkentette a mezofauna elemek abundanciáját (O'Lear és Blear, 1999). Ebben a vizsgálatban eleve olyan eredményeket kaptak, amilyenek nem is vártak, többek között azt, hogy a magasabban fekvő és egyben szárazabb préri területeken nagyobb abundanciában találták meg a vizsgált mezofauna csoportokat. Ezenkívül talajtranszplantációs kísérleteket is végeztek, melyek során azt tapasztalták,

hogy a szárazabb talajból nedvesebb talajba áttett közösségeket jobban megviselte a beavatkozás, mint amikor a nedvesebb élőhelyről származókat helyezték a szárazabb helyre. Az előző vizsgálatban egyedül az oribatidák csoportja volt kivétel, ugyanis az oribatidák abundanciája csökkent a szárazabb talajba helyezéstől, ami újabb bizonyíték ezen csoport szárazságra való nagyobb érzékenysége (O'Lear és Blear, 1999).

A legtöbb tanulmány azt mutatja, hogy a szárazság negatív hatással van a talajban élő faunára. Tsiafouli és mtsai (2005) azt találta, hogy a mediterrán területen alkalmazott rövid távú szárazság előidézése csökkentette mind a collembolák mind pedig az oribatidák fajgazdagságát, de nem tudott kimutatni szignifikáns abundanciacsökkenést a kontroll területekhez képest. Lindberg és mtsai (2002) svédországi tűlevelű erdőkben végzett kiterjedt vizsgálatokat a szárazság hatásával kapcsolatban. Ő is azt mutatta ki, hogy a csapadék hosszútávú megvonása csökkenti az oribatidák, televényférgék, mesostigmaták, collembolák abundanciáját, és az oribatidáknak a diverzitását is (Lindberg és mtsai, 2002). (Lindberg és mtsai, 2002) azt is megvizsgálta, hogy a szárazság okozta változások milyen tartós hatással vannak a közösségre, milyen hosszú a regeneráció. Három évvel a beavatkozás után az oribatida, a collembola és a mesostigmata abundanciák hasonlóak lettek a kontroll területeken mértekhez. Ezzel szemben a közösség egyéb mutatójában, mint a diverzitásban és a fajgazdagságban voltak különbségek, különösen az oribatidáknál (Lindberg és Bengtsson, 2006). Lindberg és mtsai (2002) és Lindberg és Bengtsson (2006) az oribatidákra vonatkozóan több feltételezhető okot is felsorolt arra vonatkozóan, hogy mi okozhatja a nagymértékű érzékenységet: a páncélosatkák egyes életszakaszaiban nagyon érzékenyek a szárazságra, valamint a nagyobb fajok nem tudnak a talajban lejjebb vándorolni, tehát rossz a diszperziós képességük. Emellé kerül még az a tény, hogy a szárazság hatására csökken a gombák biomasszája és diverzitása, ami táplálékforrást jelent sok faj számára. Vannak olyan oribatida fajok is, melyek számára a tojásrakás speciális gombákhoz kötődik (Hågvar, 1998 in Lindberg és mtsai, 2002). Lindberg és Bengtsson (2005) munkájában leírta, hogy az oribatida csoportok között is vannak eltérések a szárazságtűrés terén. A szexuálisan szaporodók és a kisebb elterjedésű fajok jobban tolerálják a szárazságot, mint a generalisták és a partenogenezissel szaporodók. Taylor és Wolters (2005) különbséget fedezett fel a tűlevelű erdők avarjában és a bükkerdők avarjában élő páncélosatka fajok szárazságtűrése között. A tűlevelek között élő oribatidák érzékenyebbek a szárazságra, mint a bükkvarban élők. Megállapította, hogy a tűlevélvarban gyorsabban következik be a forráslimitáltság és a tápanyag elérhetőség romlása.

3.6.3. A hőmérséklet

A hőmérséklet az egyik legfontosabb környezeti tényező, amely befolyásolja a talajban élő biótát (Uvarov, 2003). A hőmérsékletnek többek között jelentős hatása van a talajlakó mikroartropódák légzésére, trofikus aktivitására, szaporodására és fejlődésének sebességére (Uvarov, 2003). Ennek ellenére a hőmérséklet hatásának feltártsága a mai napig kismértékű mind az egyes fajokra, mind pedig teljes közösségekre vonatkoztatva. A hőmérséklettel kapcsolatos vizsgálatoknál azt is figyelembe kell venni, hogy milyen mani-

populációkat és milyen helyen alkalmaznak. Ennek megfelelően vannak laboratóriumi és szabadföldi kísérletek, emellett pedig azt is vizsgálni lehet, hogy az állandó és a fluktuáló hőmérsékleti értékek milyen hatással lehetnek.

Uvarov (2003) talajban élő fonálférgekkel végzett vizsgálatai alapján megállapította, hogy a napi hőmérsékletingadozás hatással van a talajban élő közösségek működésére, másnem fajszinten bizonyosan. Ezenkívül kimutatta, hogy a *Nothrus sylvestris* páncélosatka faj populációjában a nagy (napi 20°C-os) hőingás nagy mortalitást és minimális mértékű szaporodást eredményez. Azonban a 10°C-os napi hőingás szükséges lehet a populáció megfelelő fennmaradásához, mivel ennél az ingadozásnál nagyobb szaporodási rátát mértek, és kisebb mortalitást, mint az állandó 15°C-os hőmérsékletű kezelésnél (Uvarov, 2003). Ezzel Uvarov kimutatta, hogy a *N. sylvestris*-nél létezik a reprodukció és a felnőtt egyedek túlélésének hőmérséklet általi szabályozása.

Az arktikus és az alpi élőhelyeken, ahol a klíma zord és az interspecifikus kölcsönhatások kisebb számban vannak jelen, az abiotikus faktorok valószínűleg erősebb mintázatképző kényszert jelentenek a gerinctelen élőlényközösségek számára (Sjursen és mtsai, 2005). A sarki régiókban a klímaváltozás jelei gyorsan megjelennek: az átlaghőmérsékletben tapasztalható kis emelkedés szélsőségesen nagy horderejű lehet, mint ahogyan a fagymentes periódus hosszának megváltozása és a kiterjedt vegetációs időszak (Sjursen és mtsai, 2005). Az előzőekhez hasonló jelenségek azt mutatják, hogy az arktikus régióban az elkövetkező 40 évben hozzávetőlegesen 4°C-os átlaghőmérsékletnövekedés lesz tapasztalható, ami növelni fogja a zord időjárási jelenségeket, mint a nyári szárazságot és a fagy-olvadás ciklust (Sjursen és mtsai, 2005). Az előrejelzések szerinti fagymentes időszakok megnövelik majd a talajban élő mikroorganizmusok tevékenységét, ami fokozott mineralizációs tevékenységet tesz majd lehetővé, és ennek hatására megnövekszik majd a talaj ásványi anyag tartalma (Sjursen és mtsai, 2005). Ez a körülmény a melegedéssel együttesen majd megváltoztatja a növénytakarót és növényi fajok összetételét (pl. Graglia és mtsai, 1997 in Sjursen és mtsai, 2005), és ezzel egyidőben a talajban élő faunát (pl. Ruess és mtsai, 1999 in Sjursen és mtsai, 2005). Emellett vannak olyan jóslatok is, melyek szerint éppen ellenkezőleg, a lebomlás mértéke csökkenni fog a várható hőmérséklet és nedvességtartalom-változások miatt (pl. Heal és mtsai, 1998 in Sjursen és mtsai, 2005).

Az arktikus talajban nagyobb szerepet játszanak a lebontó folyamatokban a talajtakák, az ugróvillások, a fonálférgek és a televényférgek. A szub-arktikus és boreális területekre vonatkozó klímaszcenáriók szerint meg fog növekedni az őszi és téli hőmérséklet Kirschbaum, 1995 in Sjursen és mtsai, 2005), ami ahhoz vezethet, hogy a fagyos időszakokban eltűnhet a védő hótakaró, ami megnövelheti a fagyás-olvadás periódusok szélső értékeit (pl. Heal és mtsai, 1998 in Sjursen és mtsai, 2005). Sok tanulmány mutatja azt, hogy a fagyás-olvadás ciklus paramétereinek fontos szerepe van az ízeltlábúak túlélésében.

A sarkvidékek mellett a boreális élőhelyekre, és azon belül a téli klímára is nagy hatással lehetnek a globális változások. Sulkava és Huhta (2003) abból a feltételezésből indultak ki, hogy a melegedéssel a hó kevésbé tud megmaradni, ami károsan érintheti a talajban élő állatokat, nagyobb hőingásnak és nagyobb fagyveszélynek kitéve őket. Mesterségesen távolítottak el fenyőerdők talajáról hótakarót, aminek következtében a mikroartropóda és a férgek abundanciája és fajgazdagsága is csökkent. Laboratóriumban is erős fagnyak

tették ki kísérleti populációkat, és azt kapták, hogy a -16°C -os fagy csökkenti a mikroartropóda abundanciáját és fajgazdagságát is. A kezelést követő nyáron azonban nem volt kimutatható változás a populációkban, azaz gyors regenerációt tudtak kimutatni mind a televényférgek mind pedig a mikroartropóda populációknál.

A fentiekkel szemben a gyenge fagy illetve a fagypont körüli enyhe ingadozás még pozitív hatással is volt a vizsgált közösségekre. Sjørsen és mtsai (2005) tundra élőhelyről származó mikroartropóda közösségekkel kísérletezett, és azt találta, hogy az állandó -2°C -os beavatkozás még növelte is a kontroll mintákhoz képesti oribatidák számát. Emellett egy Gamasidákhoz tartozó taxon is nagyobb abundanciát mutatott -2°C -on, mint $+2^{\circ}\text{C}$ -on. Ezt azzal magyarázta, hogy az alacsony hőmérséklet redukálhatta a predátorok számát és a táplálékforrás is előnyösen változott (ti. az atkák számára fontos gombabiomassza növekedett). A fagyos mintákban található nagyobb abundancia csak az atkák közül került ki, más mikroartropóda taxon nem mutatott hasonló mintázatot. A fagy okozta kiszáradás, ami egyébként negatív hatással lehet a talajlakó mezofauna számára (Holmstrup és mtsai, 2002 in Sjørsen és mtsai, 2005), ebben a tanulmányban nem volt kimutatható. Sjørsen ugyanebben a vizsgálatában az atkák abundancianövekedését mutatta ki a -2°C és 2°C közötti ingadozásnál, amit a tojások fagyindukció hatására történő gyorsabb kikelésével magyarázott. Sulkava és Huhta (2003) is hasonló eredményeket kapott mind a fagypont alatti, mind pedig az ingadozással kapcsolatban fenyőerdei mintákkal. Ez a tanulmány kimutatta, hogy a különleges időjárási körülmények negatív hatással lehetnek a talajban élő állatokra. Azáltal, hogy a globális klímaváltozás megváltoztathatja a talaj hőmérsékletét, befolyásolni tudja a talajban történő lebontási és mineralizálási folyamatokat. Azonban azt is ki kell emelni, hogy mivel az eredmények a közösségek gyors felépülését is kimutatták, lehetséges, hogy a közösség képes ellensúlyozni a fentiekben elmondott negatív hatásokat.

A kísérletek másik része a megemelt hőmérséklet hatásával foglalkozik. Haimi és mtsai (2005) finn fenyőerdőkre kihelyezett speciális fülkékben mesterségesen emelte a hőmérsékletet és a CO_2 mennyiségét, hogy szimulálja a felmelegedés hatásait. A megemelt értékeket a többéves klimatikus scenáriók alapján határozták meg. A hőmérséklet növelésnél csak kevés változást tapasztaltak a mezofaunában a kontrollterületekhez képest, pedig a fülkéket 6 éven keresztül vizsgálták. Korábbi munkákból azonban az derült ki, hogy a melegítés arktikus területeken megnöveli a mikroartropódák denzitását (Harte és mtsai, 1996 in Haimi és mtsai, 2005). Lindberg (2003 in Haimi és mtsai, 2005) a talaj melegítésének hatását vizsgálta svédországi lucfenyvesben. E tanulmány során azt kapta, hogy a collembolák teljes létszáma csökkent, az oribatidák teljes abundanciája azonban növekedett, de a mesostigmatáké nem nőtt. Webb és mtsai, (1998) kísérleteiben meghatározott számú, jellegzetes oribatida fajokat figyeltek tundrai csaraboson és északi fél-síva-tagi területeken. Vizsgálataiban 6 fajt figyeltek, és a melegítéseket műanyag sátrakkal való borítással oldották meg. Azt találták, hogy főleg a melegedéssel járó szárazodásnak volt negatív hatása a fajokra. Ezen kívül pedig azokra a fajokra, amelyek a másik élőhelyen fordultak elő inkább, tehát azokra, amelyek nem optimális körülmények között voltak. Ezzel szemben egy fajnál abundancianövekedést figyeltek meg, amit azzal magyaráztak, hogy a kezelés hatására került az adott faj optimális körülmények közé. A kezelésekre adott gyors válaszokat azzal magyarázták, hogy a sarki fajok nem szezonfüggők, hanem a

hőmérséklet befolyásolja az életciklusukat. Tehát a hasonló beavatkozások nemcsak a túlélésre, hanem a szaporodásra is hatással vannak. Coulson és mtsai (1996) vizsgálataiban 3 éven át kísérte figyelemmel a sátorral történő melegítés eredményét a Webb-féle élőhelyeken a túlzott nyári felmelegedést szimulálva. Az oribatidáknál azt tapasztalta, hogy a fiatal egyedek száma megnőtt a fél-sivatagi élőhelyen, de egyéb szignifikáns változást nem tapasztalt. Hodkinson és mtsai (1996) labor és terepi manipulációkat is alkalmazott. Az ő munkájában már 30°C és afeletti hőmérsékletkezeléseket alkalmazott. Azt találta, hogy az oribatidákra ható negatív hatás csak 35°C felett tapasztalható, és a 30°C körüli kezelésnél az időtartam fontos tényező. Az ellenállás mértéke a talajnedvességtől is függ, de azt találta, hogy az oribatidákra nincsen erős károsító hatása a felmelegedésnek.

Az állatok válasza a kezelésekre nagyban függ attól is, hogy milyenek a helyi mikroklimatikus viszonyok. Pl. Harte és mtsai, 1996 in Haimi és mtsai, 2005) azt figyelte meg, hogy a melegítés megnövelte a biomasszáját is és a diverzitását is a talajlakó mezofaunának hűvös és nedves élőhelyen, de ellentétes hatást lehetett észlelni melegebb és szárazabb habitatokon.

A hőmérséklet hatásának vizsgálatára néhány közvetett tanulmányt végeztek a trópusokon a fény és árnyék hatásairól (Badejo és mtsai, 2002), de azt kapták eredményül, hogy a mezofauna szerkezetét, összetételét nem befolyásolja az, hogy árnyékban vagy napon található mintát veszünk-e egy adott élőhelyről.

3.6.4. Konklúziók

Egyelőre nincsenek megnyugtatóan pontos ismereteink arról, hogy a különböző környezeti tényezők, jelen esetben a CO₂-, a csapadék mennyisége és a hőmérséklet milyen hatással vannak a különböző mezofauna közösségekre. A világon sokféle élőhelytípus található meg sokféle klimatikus körülmények között, rengeteg vegetációtípus, és ezzel együtt igen nagyszámú habitattípus, melyekben ennek megfelelően még többféle mezofauna közösség él. A leíró tanulmányokat végigkísérve a mezofauna jellegében megállapítható törvényszerűségek terén a bizonytalanság növekszik, mivel sokféle élőhelyet vizsgálnak a kutatók, és egyfajta élőhelyben élő közösségek alapján nem lehet következtetéseket levonni minden habitattípusra. Ezért lenne fontos feltárni, hogy egyrészt milyen nagyobb léptékű, egyszerűbb mintázatképző mechanizmusok léteznek, és ezen ismeretek mellett érdemes a helyi specifikumokat tanulmányozni. A manipulációs kísérletek ez utóbbira igencsak alkalmasak, de ehhez az szükséges, hogy utóbbi kísérleteket is több helyen végezzék el, hogy a kapott eredményeket általánosítani lehessen az adott élőhelyre, és biztosítsuk magunkat arról, hogy nem csak a különböző módosító körülmények okozták az eredményeket.

3.7. A globális klímaváltozás hatása az agro-ökoszisztémákra

3.7.1. Általános megállapítások

A lehetséges globális klímaváltozás kérdésével a múlt század hetvenes éveiben többen is foglalkoztak, majd a nyolcvanas években megalkotott klímaszcenáriók tették lehetővé, hogy ne csak az időjárást modellezzék, hanem az arra leginkább érzékeny területre, a mezőgazdaságra gyakorolt hatásait is. Fuhrer (2003) összefoglalta, hogy a globális klímaváltozás milyen hatást gyakorolhat az agro-ökoszisztémákra. A következőkben a fő megállapításait összegzem. Az éghajlat hatása meghatározható a meteorológiai tényezők és valamely növényi tulajdonság közti összefüggés segítségével. A légköri szén-dioxid tartalom, a napsugárzás energiája, a hőmérséklet és a csapadék fontos tényezői a növény környezetének.

A **légköri szén-dioxid** jelentős befolyással van a növények termeszethetőségére, mivel ez az egyedüli szén-forrás számukra. A fotoszintézis mértéke függ a légkör széndioxid koncentrációjától és a növényen belüli szén-dioxid koncentráció különbségétől. A szén-dioxid szint növekedése, a fotoszintézis intenzitásának növekedésével jár együtt. A fotoszintézis növekedésével pedig nő az előállított biomassa mennyisége és a növények terméshozam is, bár ez utóbbi kisebb arányban. A C3-as és C4-es növényeket összehasonlítva, sokkal érzékenyebbek a C3-as növények (pl.: búza, gyapot) a szén-dioxid növekedésének hatására, mint a C4-es növények (pl.: kukorica). A kórokozók viselkedésében, fejlődési ütemében, a táplálkozási szokásában, az általuk okozott károk mértékében változás következhet be a légköri szén-dioxid koncentrációjának növekedésével.

A **hőmérséklet** az élet szempontjából rendkívül fontos tényező. A hőmérséklet a Földön mindenhol a sugárzás alakulásának a függvényében áll, hiszen a Föld felszíne nyeli el és alakítja hővé a Naptól érkező energiát. Ezáltal a növényzet a talaj- és léghőmérséklet hatásának egyszerre van kitéve, így együttesen befolyásolják a növényi életfolyamatok lejtátszódásának ütemét. A hőmérsékletre az üvegházhatású gázok koncentrációja is hatással van. A hőmérséklet emelkedésével a növények fokozzák a párologtatásukat, így több hőt adnak le, viszont ha ehhez nem áll rendelkezésükre elegendő vízmennyiség, akkor a növényhőmérséklete emelkedni fog. A Penman-Monteith egyenlet azt jelzi, hogy minden 1°C-os hőmérsékletemelkedés 2-3%-os evapotranszpiráció növekedést eredményez. Felmelegedés esetén a növények fejlődése is felgyorsul, a fenológiai fázisok eltolódnak, így korábban alakul ki a legnagyobb levélfelületük és ehhez fog igazodni a legnagyobb párologtató vízigény időszaka. Módosulhat az egyes növényi részek tömegének aránya és nagysága is. A magyarországi hőmérsékletváltozás ökológiai hatásainak modellezésével számos cikk foglalkozik (Hufnagel és Gaál, 2005, Ladányi és Hufnagel, 2006). A modellezési munkák fenológiai és közösségdinamikai kérdéseket is érintenek.

A **víz** a növény számára nélkülözhetetlen elem. A gyökértől a víz a száron át jut el a levelekhez, ahol lejtátszódik az asszimiláció. Az asszimilációhoz vízre van szükség, valamint

a víz szállítja oldott állapotban a szükséges tápanyagokat. A vízhiány hatására lecsökken a fotoszintézis intenzitása, ezzel védekezik a káros mértékű vízhiány kialakulása ellen. Az egyre szárazabbá váló klíma hatására várható, de részben már meg is figyelhető a mediterrán és a balkáni növényfajok térhódítása, továbbá a kozmopolita és adventív gyomnövények tömeges elszaporodása.

A napsugárzás energiája fotoszintézis során a szén-dioxid és vízmolekulák szétbontásához szükséges energiát jelenti. A sugárzás intenzitásának növelésével a fotoszintézis intenzitása közel lineárisan növekszik, valamint a sugárzás intenzitásának csökkenésével, a fotoszintézis is csökken. A C3-es növények jellemzője, hogy a fotoszintézisük intenzitása kisebb mértékű, mint a C4-es növényeké. A sugárzás hiányára a növények gyors megnyúlással reagálnak. A rövid hullámhosszú sugárzás roncsolja az élő sejteket és akár a genetikai anyag szerkezetében is változást okozhat. (Varga-Haszonits et al., 2006)

A klímaváltozás fiziológiai hatásain kívül jelentős változásokat eredményez az állat és növénypopulációk szezonális dinamikájára (Sipkay et al., 2007, Sipkay és Hufnagel, 2007) valamint a fauna összetételére is (Petrányi et al., 2007).

3.7.2. A klímaváltozás hatása a kukorica termesztésének abiotikus körülményeire

A klímaváltozásnak a kukorica terméshozamára gyakorolt hatását számos kutató vizsgálta. A kísérleteket különböző szimulációs modellekkel végezték. Dél-Afrikában az eltérő időpontokban vetett kukorica terméseredményei között a CropSys modellekkel szimulált 30 éves scenáriók szerint nem lesz szignifikáns különbség, viszont több scenárió adatait vizsgálva, arra a következtetésre jutottak, hogy azon scenáriók szerint, melyek a jelenlegihez képest 4°C-kal magasabb értékkel számoltak, ott a terméshozam csökkent (Abraha és Savage, 2006). Botswanai kukoricatermesztő körzetek terméseredményeit a Ceres-Maize talaj-növény növekedés-időjárás szimulációs modellel vizsgálva a homokos területeken 36%-os, az agyagos területen 10%-os termésű csökkenést mutattak ki (Chipanshi et al., 2003). Azt is vizsgálták, hogy a talajtípusok hogyan befolyásolják a tenyészidő hosszát. Homokos talajokon a tenyészidő lecsökkent öt nappal, az agyagos területen hárommal. Amerika közép-nyugati területén 10 régióban hat különböző scenáriót értékelve, azt állapította meg, hogy a közepes tenyészidejű kukorica hozama csökken, a hosszú tenyészidejű eredményei csak az északi területeken fog kis mértékben növekedni (Southworth et al., 2000). Kína kukorica termelő régióit a PRECIS projektben előállított két klímaváltozási scenárióval (A2, B2), három 30 éves időszak vizsgálata után azt az eredményt közölték, hogy várhatóan a régiók között lesznek olyan helyek, ahol a terméshozam akár 35%-kal is lecsökkenhet, máshol akár 20%-kal növekedhet (Xiong et al., 2007). A két scenárióban, minden periódusban az öntözetlen kukorica terméshozama alacsonyabb volt, mint a bázis időszakra vonatkozó két scenáriónál. A legnagyobb csökkenést az A2-es scenárió 2080-ra jelezte, és minden időszakra az A2-es scenárió nagyobb termésű csökkenést jelezett, mint a B2-es. A szimuláció eredményeinek megfelelően a magasabb CO₂ koncentráció okozza a stabil terméshozamot a legtöbb évben, és javítja a kukorica szárazsággal szembeni toleranciáját. A magasabb CO₂ koncentráció hatása előnyösebb az öntözetlen kukorica

terméshozamára. Venezuela területei a HadCM2 szcenárió eredményei szerint nem lesznek alkalmasak a kukorica termesztésére. Etiópia hegyvidékekkel körülvett területein a jelenlegi termés hozamok feletti értékeket is elérhetnek 2055-re, de lesznek olyan határos helyek, ahol drasztikus csökkenésre lehet számítani (Jones és Thornton, 2003). A kenyai kukorica termesztő területek hozamát Canadian Climate Centre Model és a Geophysical Fluid Dynamics Laboratory által előállított modellel modellezték. Mati a Ceres-Maize modellel vizsgálta, hogy hogyan reagál a kukorica termés hozama a különböző légköri CO₂ koncentrációra. A GFDL 2,89°C-os, a CCCM 2,29°C-os átlaghőmérséklet emelkedéssel számol 2030-ra. A szimuláció eredményei azt mutatták, hogy a február közepén vetett kukorica a talaj nedvességtartalma miatt nagyobb termés hozamot produkál (Mati, 2000). Ceres-Maize szimulációs modellel négy megfigyelőállomáson háromféle lehetséges CO₂ koncentrációt és ötféle vetési időpontot vizsgálva, azt állapította meg Makhado, hogy Zimbabwe-ben a november elején vetett kukorica kevesebb hozamot ér el, mint az október közepén vetett (Makhado, 1996), valamint 25 napos különbséget hozott ki a rövid és hosszú tenyészidejű kukorica tenyészidőszaka között. C3-as (szója) és C4-es (kukorica) növények érzékenységet vizsgáltak három környezeti tényező (napsugárzás, csapadék, hőmérséklet) kölcsönhatására (Mera et al., 2006). A sugárzás közvetlen hatással van a víz felhasználásának hatásfokára, ami nagyobb hozamot eredményezhet magasabb sugárzási értékeknél, illetve magasabb csapadékmennyiségnél. A legnagyobb termés hozamot 75%-os, míg a legkevesebb hozamot a 25%-os sugárzási értéknél figyelték meg. De azt is megállapították, hogy a jelenlegi sugárzás 150%-os szintjén szintén drasztikus a hozam csökkenése. A szója esetében 2°C-os hőmérséklet csökkenés a termés hozam növekedését vonta maga után, a kukoricánál az 1-2°C-os hőmérséklet csökkenés vagy emelkedés is termésnövekedést eredményezett. Cseh kutatók (Žalud és Dubrovský, 2002) a megnövelt szén-dioxid koncentrációnak a kukorica termés hozamára gyakorolt hatását vizsgálták, ahol azt a következtetést vonták le, hogy az intenzívebb fotoszintézis és jobb vízfelhasználás miatt a termés hozam nagymértékben megnőtt, viszont a megnövelt hőmérséklet lerövidíti a fenológiai fázisokat, nem fejlődik normálisan a termés, ezáltal csökken a hozama. Lobell is hasonló eredményre jutott, mikor 11 klímamodellel a napi hőingás hatását vizsgálta gabonaféléken. Az átlaghőmérséklet növekedése terméscsökkenést eredményez, és a kukorica is terméscsökkenéssel reagált a hőingadozásra (Lobell, 2007). A Ceres-Maize modellben kilenc Tmax/Tmin párt beállítva, arra a következtetésre jutott Bannayan társaival (2004), hogy a kukorica fejlődésében a leggyorsabb virágzás és termésérés a 35°C/30°C-nál (Tmax/Tmin) következik be, viszont nagyon lassan és hosszú ideig fejlődött a növény a 35°C feletti maximális hőmérsékleti értékeknél. A kukorica szárazsággal szembeni toleranciájának javítására genetikai kutatásokat végeztek (Campos et al., 2004), javulást értek el, de egy olyan speciális tulajdonság feltárása, mint a szárazságtűrés rendkívül költséges. A klímaváltozásnak várhatóan nem lesz hatása a talajban felhalmozódó szén koncentrációjára és forgalmára (Owens et al., 2002), ezt 15 éves vetésforgóban termesztett szója- és kukoricatáblán vizsgálta. A megfigyelt évek tekintetében nem mutatott ki szignifikáns növekedést. Különböző talajművelési technológiáknak a kukoricatermés szárazanyag-tartalmára és minőségére gyakorolt hatását vizsgálták hatéves szántóföldi kísérlettel (Carter et al., 2002), az eredményük nagy hasonlóságot mutatott

a monokultúrában és búza vetésforgóval termesztett kukorica termésének tápanyagtartalmában. A gabonatáblákat a körülöttük kialakított erdősávok megvédik az éjszakai fagyoktól, megfékezi a növényzet párolgását, és ezzel csökkenti a nedvesség miatti stresszt. Minél magasabb az erdősáv, annál nagyobb terméshozamot érhetnek el (Easterling et al., 1997). Reid (2002) egy újabb modellt a PARJIB-ot mutatta be, ahol az optimális hozam eléréséhez akár 26 különböző tényezőt is be lehet állítani, pl.: foszfor, nátrium, kálium mennyiségét, a szárazság mértékét.

3.7.3. A klímaváltozás hatása a kukorica termesztésének biotikus körülményeire - különös tekintettel a növényvédelmi szempontokra

Az időjárás befolyásolja a rovarok fejlődését, szaporodását és terjedését. A kártevő rovarok fiziológiája a rövid életciklusuk alatt bekövetkező kisfokú hőmérsékletemelkedéssel járó klímaváltozásra is gyors átalakuláson mehet keresztül. A Közép-Európában honos fajok leginkább hőmérséklet függőek, így a hőmérséklet emelkedése lényegesen átrajzolhatja a rovarok elterjedésének határait, ami a mezőgazdaság szempontjából nagyon fontos tényező. Az enyhébb téli hideget több egyed átélheti, így szaporodásuk, fejlődésük felgyorsulhat, és akár egy újabb generáció is kialakulhat. A kukoricamolylepke (*Ostrinia nubilalis*) lárvája 32°C-os hősszeg elérése után kel ki. A klímaváltozás hatására ez a hősszeg egy-két héttel hamarabb összeadódik, így korábban elkezd a fejlődését. A nappalok hossza is befolyásolja a kukoricamolylepke fejlődését. A lárváállapoton akkor megy keresztül, ha a nappalok hossza legalább 15,5 óra, illetve a populáció egy része nem lép diapauzába, míg legalább 14,5 órásk a nappalok. Ezek mind hozzájárulhatnak ahhoz, hogy Csehországban a második nemzedéke is kialakulhasson (Trnka et al., 2007). A gyapottok-bagolylepke (*Helicoverpa armigera*) a száradó kukoricacsövekből a kukoricaállomány gyomnövényeire vonul, mert a száraz növényi részek megrágására képtelen. Előnyben részesíti a csatán maszlagot (*Datura stramonium*), így gyomos kukoricában gyakran találkozhatunk maszlag terméstkókba furakodott hernyóval. A gyapottok-bagolylepke kártétele az aszályos években drasztikusan megnő (Szeőke, 2007). Az amerikai kukoricabogár (*Diabrotica virgifera virgifera*) sikeres európai akklimatizációja a talajforgatásra alapozott növénytermesztés mellett a fejlődéséhez és elterjedéséhez szükséges optimális közép-európai klimatikus viszonyokkal magyarázható. A rovar kártételének mértékét az adott évi csapadékviszonyok és a kukorica agrotechnikai műveletei nagymértékben befolyásolják. A rajzás a száraz, arid klímának köszönhetően július közepétől egészen szeptember végéig elhúzódhat (Keszthelyi et al., 2007). A rovarok fontos vektorai a növényi kórokozónak, tehát nemcsak a kártevő állat, hanem velük együtt a betegség is elterjedhet. A megváltozott körülmények miatt megváltoznak a növényállomány jellemzői, amelyek hatással vannak a kórokozók fertőzési és az állati kártevők táplálkozási jellemzőire (Fuhrer, 2003). A mérsékelt régiókban a növény patogén szervezetek nagy része nem aktív késő ősszel, télen és kora tavasszal az alacsony hőmérséklet miatt. Néhány kórokozó a hidegebb hőmérsékletet kedveli, mások a melegebb feltételeket. A gombák okozta járvány terjedésében a csapadék a legfontosabb tényező. A sok csapadék elősegíti a fertőzést és a spóraképződést, valamint

megkönnyíti a spórák terjedését és csírázását. A gombák széles hőmérsékleti tartományban aktívak, de a 18-24°C-on a legaktívabbak (Boland et al., 2004). Az egyre szárazabbá váló klíma hatására várható a mediterrán és a balkáni növényfajok térhódítása, továbbá a kozmopolita és adventív gyomnövények tömeges elszaporodása (Fuhrer, 2003). A legtöbb növényfaj hő és vízigénye viszonylag állandó, ezért ha más klímaövbbe kerülnek, ahol mind a napsütéses órák, mind a középhőmérsékletek és a csapadék mennyisége számukra kedvezően alakul, akkor számítani lehet tömeges elszaporodásukra (Solymosi, 2005).

4. A KLÍMAVÁLTOZÁS KÖZÖSSÉGÖKOLÓGIAI TANULMÁNYOZÁSÁNAK MÓDSZERTANI KÉRDÉSEI

4.1. Általános metodológiai bevezető

A téma tudományos háttere:

A XX. század első felében, a „community ecology” kibontakozásának hajnalán két egymással szöges ellentétben álló koncepció (szemléleti keret) alakult ki. A „superorganizmus” koncepció Clements (1905) észak-amerikai kutató nevéhez fűződik. Ez a felfogás egy közösség összetételét, adott klimatikus, geológiai és talajtani körülmények között meghatározottnak tekinti. Ilyen esetben, ha zavarás következtében a közösség állapota megváltozik, akkor az eredeti állapot szukcesszió révén visszaállítódik. A közösséget tehát egyfajta stabilitás, homeosztázis jellemzi. Ebből a szemléleti keretből indult ki az 1910-es évektől a Braun-Blanquet nevével fémjelzett Zürich-Montpellier fitocönológiai iskola és úgyszintén ez tükröződik állatökológiában, Elton (1927) főművében. Ennek a koncepciónak egyik újabb megnyilvánulása Lovelock 1979-ben publikált Gaia-koncepciója, amely mindezeket a bioszféra egészére terjeszti ki.

Mindezekkel szöges ellentétben áll a Gleason (1926, 1927) munkásságával fémjelvezhető „individualisztikus” koncepció, amely szerint a terepen felismerhető élőlényegyüttes, az élőhelyhez többé-kevésbé alkalmazkodott populációk véletlenszerű gyülekezete, összeverődése.

A kétféle szemlélet ütköztetése ma már talán felesleges, hiszen nyilvánvaló, hogy az egyik inkább a „versengés” által szabályozott, rendszeresen zavart élőhelyek közösségeire, míg a másik inkább a „koevolúciósan már összecsiszolt”, stabil és történetileg állandó élőhelyek közösségeit jellemzi. Mindkét élőhelytípusra jellemző azonban, hogy az ott zajló közösségökológiai és produkcióbiológiai folyamatok, valamint a közösség faji összetétele és biodiverzitása is alapvetően függ az ott jellemző klímától és az időjárási paraméterek éven belüli szezonális-mintázatától.

Központi kutatási hipotézisünk éppen az lehet, hogy a klímaváltozás e kétféle élőhely és közösség-ökológiai állapot közötti átmenetek révén fejti ki ökológiai hatását.

Ezen hipotézis tesztelése szimulációs modellezési kísérletek és összekapcsolt terepi esettanulmányok sorozatával képzelhető el, hiszen nyilvánvaló, hogy a számtalan átstrukturálódási jelenség terepi megfigyelése önmagában, vagy manipulatív kísérletekben való kimutatása gyakorlatilag lehetetlen.

A klíma változékonysága, tehát a hosszabb időintervallumokban megnyilvánuló klímastabilitás hiánya (és annak mértéke) meghatározó jelentőségű valamennyi földi ökoszisztéma állapota és állapotváltozásai szempontjából. A klíma változékonyságának mértéke (klímaparaméterek alakulásának együttes variabilitása) önmagában is jelentős heterogenitást mutat úgy térben (regionálisan), mint időben (vizsgálati időablakok szerint). A változékonyság mértéke és annak tér- és időbeli mintázata, ugyanakkor jelentős mértékben skálafüggő attribútum mindkét vonatkozásban. További módszertani problémát jelent az a tény, hogy nemcsak a hatótényező (esetünkben a klíma változékonysága), hanem a különböző természetes és ember által befolyásolt ökoszisztémák (mint a hatást fogadó rendszerek), szintén alapvető heterogenitást mutatnak a hatással szembeni érzékenységük szempontjából. Az érzékenység ebben az összefüggésben az egységnyi hatás-mennyiségre eső állapotváltozással és annak dinamikájával jellemezhető. Az ökoszisztémák, mint szabályozási folyamatokra képes rendszerek, ráadásul nem egyszerűen passzív „elszenvedői” a hatásoknak, hanem azokra különböző mértékű és jellegű alkalmazkodással, visszacsatolással reagálnak. Ember által befolyásolt ökoszisztémák esetén ez az alkalmazkodás a humán tevékenység és a beavatkozások optimalizálását igényelné, amelynek ma még jelentős módszertani hiányosságai vannak. Mindezek a viszonyok, úgy a klimatikus hatás, mint az ökoszisztémák reakciói illetve az emberi tevékenység szempontjából alapvető és meghatározó szerepet játszanak az agro-ökoszisztémák fenntarthatóságában és az ezzel szemben megnyilvánuló kockázatokban. A kockázat fogalma ez esetben a különböző lehetséges állapotváltozások mértékével és azok bekövetkezési valószínűségeivel (illetve múltbeli relatív gyakoriságaikkal) jellemezhető.

A klímaváltozás kérdéskörének a háttérben, úgy az okok, mint az okozatok tekintetében döntően ökológiai folyamatok húzódnak meg. Meglepőnek látszhat, de tény, hogy a klímaváltozással összefüggő számos hazai és nemzetközi projekt, valamint az összegyűlt sok könyvtárhelyi szakirodalom ellenére ezekről az ökológiai folyamatokról még nagyon keveset tudunk úgy a természetközeli, mint az ember által befolyásolt agro-ökoszisztémák vonatkozásában.

Az IPCC jelentések tapasztalatai alapján egyaránt időszerűnek és sürgetőnek tűnik az alábbi kérdések minél pontosabb megválaszolása:

1. A nemzetközileg leginkább elfogadott klímaváltozási forgatókönyvek (klímaszenáriók) alapján milyen közvetlen következmények körvonalazhatók a biológiai sokféleség tekintetében természetközeli- és agro-ökoszisztémáknál?
2. Ugyanezen klímaszenáriók alapján milyen közvetlen hatásokra lehet számítani az alapvető ökológiai folyamatok kapcsán?
3. A megváltozó ökológiai folyamatok milyen közvetett hatást gyakorolnak a biodiverzitás állapotára és a rendszerek fenntarthatóságára?
4. A megváltozó biodiverzitási szerkezet hogyan hat vissza az alapvető ökológiai folyamatokra?

Az első két direkt klímahatás elemzése nem lehet kellően árnyalt, ha a biodiverzitásnak az ökológiai folyamatokkal kapcsolatos kölcsönhatását (a 3. és 4. kérdés alapján) nem vesszük tekintetbe. Ez utóbbi két kérdés az, amelyről jelenleg a legkevesebbet tudjuk

annak ellenére, hogy ez nemcsak a klímaváltozás szempontjából döntő, hanem ez a sokkal általánosabb „biodiverzitás-krízis” és általában a globális változások kulcskérdése is, amely a természetvédelmet, az erdőgazdálkodást, a halgazdaságot, valamint a szántóföldi és kertészeti növénytermesztést egyaránt alapvetően érinti.

Az IPCC 2007. évi jelentésének elkészítése során az abban résztvevő szakértők összegyűjtötték és széleskörűen szintetizálták a jelenben zajló klímaváltozás lehetséges ökológiai hatásaival kapcsolatos témérdek közleményt. Az Ő munkájuk nyomán világossá vált, hogy a klíma-ökoszisztéma kölcsönhatások kutatása két egymással szinte nem is érintkező szakterületre esett szét. Az egyik a klíma megváltozásával a közösségeket érő hatásokkal kapcsolatos esettanulmányokat foglalja magában, míg a másik az ökoszisztémák klímaszabályozó szerepével és az ökoszisztéma-szolgáltatásokkal foglalkozik.

Dinamikus vegetációs modellek és globális klíma-modellezés segítségével leírhatóak az ökoszisztémák különböző klíma-változásokra adott válaszai. Azonban az ökoszisztémák működésének vizsgálatára a feladatok számítási igénye és bonyolultsága miatt nagy központokban, szuperszámítógépeken lehetséges. Egy elméleti ökoszisztémát modellezve csupán a szaporodás és a hőmérséklet figyelembe vételével, a számítási igény lecsökkenthető egy személyi számítógép szintjére, egyszerű programozással, és ennek segítségével számos fontos elméleti kérdés megválaszolható.

Az IPCC eredményei nyomán a klímaváltozás lehetséges hatásaival kapcsolatos szakirodalmi szintetizáló munka hatalmas ismeretbázisának a birtokában most már jól felismerhetők azok a „fehér foltok” is, amelyek a klímaváltozás ökológiai hatásaival kapcsolatban jelenleg előttünk állnak. Ezek alapján pontosan meghatározhatók azok a célzott vizsgálatok, amelyek elvégzése jelentős előrelépéshez vezethet. Ezen célzott vizsgálatoknak

- egységes szemléletű és
- célirányos módszertannal végzett,
- múltbeli megbízható adatbázisokra alapozott,
- jól általánosítható esettanulmányoknak kell lenniük,
- amelyek egységes rendszerbe foglalhatók.

Esettanulmányok kidolgozása

A kifejlesztett modellek, szimulációs kísérletek és kiegészítő elemzések eredményeit jól áttekinthető esettanulmányokba célszerű szervezni. Ezen esettanulmányoknak kapcsolatot kell teremteniük a szimuláció, a monitoring és a kísérletes megközelítések között. Minden kidolgozandó esettanulmány pontosan meghatározott klímaszcenárió-készleten és indikátor-készleten alapul, amely indikátor-készlet szcenáriókon mutatott viselkedését, időbeli és térbeli referenciákhoz viszonyítva statisztikai elemzéssel értékelhetünk. Ezeket az esettanulmányokat, a következő koncepcionális keretben célszerű elvégezni:

- Minden esettanulmány kidolgozásakor ugyanazon nemzetközileg elfogadott klímaváltozási szcenáriók, ugyanazon futtatásainak, adatsorkészleteit célszerű felhasználni. A szcenáriókat úgy választjuk meg, hogy azok a valósan bekövetkező klímafolyamatok lehető legszélesebb spektrumát átfogják, de ne tartalmazzanak a valóságtól nagyon elrugaszkodott (nagyon kis valószínűségű) feltételezéseket.

- Fontos, hogy minden klímaszcenáriókra alapozott esettanulmány alapját historikus adatbázisok adják. Lehetőség szerint minden esettanulmánynál az időbeli (múltbeli tapasztalatok és feltételezett jövő) valamint a térbeli (földrajzi és mikrohabitatbeli) analógiákra is figyelemmel kell lenni.
- Törekednünk kell a klímafüggetlen hatások standardizálására, kizárására vagy korrekciókénti figyelembevételére.
- Az elemzésekben a determinisztikus és a sztochasztikus folyamatszemlélet előnyeit együttesen célszerű alkalmazni.
- Minden hatásvizsgálatot jól definiált indikátorok alapján kell végezni, amely indikátorokat egymással kapcsolatba hozható indikátor-rendszerként kezeljük.

Az alkalmazandó indikátorokat az alábbi jósági szempontok figyelembevételével határozzuk meg:

- Alkossanak indikátor-rendszert. Vagyis elsősorban egymással kapcsolatba hozható primer és szekunder indikátorokból képzett csoportokat célszerű használni, amelyek külön-külön is, de együttesen is interpretálhatók.
- Az alkalmazandó indikátor-rendszernek legalább az egyik elemére legyenek időbeli és térbeli referencia adatsoraink is.
- Az alkalmazandó indikátor-rendszernek legalább az egyik eleme legyen térben is kezelhető, kivetíthető (klímaterképekhez rendelhető, vagy más módon térképezhető).
- Az alkalmazandó indikátor-rendszernek legalább az egyik eleme legyen közvetlenül kapcsolatba hozható a klímaszcenáriókkal, és a többi is értelmezhető legyen azok vonatkozásában.
- Az alkalmazandó indikátor-rendszer széles körben értelmezhető, kézzelfogható legyen, döntéshozók számára is.

A klímaváltozás ökológiai hatásainak elemzése egy olyan, a kutatások frontvonalában álló, szakterület, amelynek módszertana még nem kiforrott, számos próbálkozás, sokféle módszertani és szemléleti irány alkalmazása tűnik járható útnak.

4.2. Mintázatelemzési és statisztikai megközelítések

A közösségek időbeli, szezonális mintázatát nagymértékben meghatározza az időjárás aktuális alakulása. A hőmérsékleti és csapadékviszonyok valamint a napfényes órák számának szezonális dinamikája egyfelől egy vizsgálni kívánt növényfaj fenológiáját és produkciós viszonyait, másfelől az ökoszisztéma többi tagját is alapvetően befolyásolja. A szezonális dinamikai viszonyokat ezen kívül a korábbi évek időjárása is meghatározóan érinti.

A klímaváltozás közösségökológiai hatásainak kutatásában leggyakrabban jelentkező feladatok az alábbi főbb kérdésekre terjednek ki:

- **Populációdinamikai és fenológiai kérdések.** A populációdinamikai folyamatok terepi adatok alapján történő értelmezésének elsősorban a hosszú-távú (long-term) vizsgálatokban van szerepe. A fenológiai történések szimulációja viszont a rövid távú

folyamatok megértésének a kulcsa. A fenológiai folyamatok vizsgálatában fontos szerepet játszanak a különféle hősszeg-modellek. Olyan, alapvetően hősszegektől függő ökoszisztéma modelleknek van szerepe, amelyek szimulációra is alkalmasak (Hufnagel et al., 1999a,b, 2001; Révész, 2002, Ladányi és Hufnagel, 2003a,b, Ladányi et al. 2010abc, Ladányi 2010.)

- **Komplex ökoszisztémák modellezése** szimulációval és gráfelemzéssel is történhet. A korszerű ökológiai szemléletben egyre hangsúlyosabb helyet foglal el az indirekt kölcsönhatások figyelembevételének igénye. Az indirekt kölcsönhatásokat nem lehet egymástól elszigetelten vizsgálni, komplex ökoszisztéma szemlélet alkalmazása válik szükségessé (Jordán et al. 1999a,b, Jordán 2000). Az ökoszisztéma folyamatainak elemzése történhet szimulációs modellezéssel (viszonylag kis hálózatok esetén), vagy hatásgráfok elemzésével bonyolultabb hálózatoknál (Ladányi et al. 2003ab, Erdélyi és Hufnagel 2003, Ladányi 2006.). A szimulációs technikák használatakor jól alkalmazhatók a tisztán elméleti ökoszisztémák stratégiai modellezésének tapasztalatai (Drégelyi-Kiss és Hufnagel 2009, Drégelyi-Kiss et al. 2008), amelyek jól adaptálhatók megfelelő terepi adatsorokra, lehetőséget adva taktikai modellek fejlesztésére (Sipkay et al. 2009a, 2009b).
- **Végül különösen lényegesek még az ökoszisztémák tér-időbeli monitorozásának módszertani kérdései.** Ehhez egységes adatkezelési és állapot-értékelési módszertant kell alkalmazni, amely egyaránt alkalmas az ökoszisztémák tér-időbeli monitorozása, illetve tér-időbeli szimulációs modellezés eredményeinek befogadására. Ennek gyakorlati megvalósítása az indirekt ordináción alapuló többváltozós stabil állapotsík rendszereken alapulhat (Gaál és Hufnagel, 2001; Hufnagel és Gaál, 2002a,b; Ladányi et al., 2003; Őszi et al., 2005).

A fentiekben felvázolt feladatok módszertani és szemléleti szempontból két fő megközelítési irányt foglalnak magukban:

- **Monitoring centrikus megközelítések,** amikor a terepi munka során előállott adatbázisból indulunk ki. Ez esetben a tapasztalati adatokban megnyilvánuló összefüggések és mintázatok feltárása illetve értelmezése az elsődleges cél, ennek megfelelően többváltozós adatelemzési és taktikai modellezési eszközöket (pl. egyszerű hősszegmodellek, neurális hálózatok, statisztikai modellek) használunk.
- **Hipotézis centrikus megközelítések,** amikor nem valamilyen korlátozott érvényességű lokális adatbázis, hanem a tágabb értelemben vett tapasztalatok és ismert- vagy feltételezett összefüggések jelentik a kiindulási alapot és az ezek felhasználásával nyert stratégiai jellegű szimulációs modellek fejlesztése és vizsgálata jelenti a módszertani alapot.

Nyilvánvalóan mindkét megközelítési irány fontos, sőt újabb feladatként jelentkezik a különböző irányú megközelítések eredményeinek (valós adatsorok és modellpredikciók) együttes kezelésének, szintézisének megteremtése, egységes módszertani keretrendszer kialakítása és informatikai megalapozása is.

4.2.1 A monitoring centrikus megközelítések módszertani kérdései

A cönológiai és ökológiai adatok vizsgálata egy meglehetősen összetett sokváltozós probléma, amelynek kezeléséhez a biomatematika és informatika eszközei elengedhetetlenek. Háromnál több cönológiai változó (taxon, morfon, esetleg független abiotikus hatótényező) figyelembevétele esetén a cönológiai-ökológiai mintázatelemzéshez többváltozós adatstruktúra feltáró módszerek szükségesek. A többváltozós adatelemzés legfontosabb módszerei az osztályozási (klasszifikációs) és a dimenzióredukáló (ordinációs) eljárások. A többváltozós biológiai adatelemzés hagyományos módszereiről részletes áttekintést és kiváló módszertani segítséget nyújtanak Podani János munkái (Podani, 1993; 1994; 1997). Az állapotok minél pontosabb leírása és az összefüggések feltárása annál több eredménnyel kecsegtet, minél nagyobb, részletgazdagabb, pontosabb adatbázisokat tudunk felállítani. Csakhogy minél kiterjedtebb az adatbázis (úgy az objektumok, mint a változók szempontjából), annál kevésbé áttekinthetőek a benne tükröződő jelenségek. A mintázatelemzés egyik kulcsa nyilvánvalóan a sokváltozós dimenzióredukáló módszerek használatában rejlik. Az osztályozási eljárások inkább az ordinációk ellenőrzésére és a kapott redukált dimenzionalitású mintázatokban való további tájékozódás elősegítésére alkalmasak.

4.2.2 Többváltozós módszerek direkt alkalmazásai

Az adatfeldolgozáshoz felhasználható fontosabb programcsomagok:

A többváltozós adatelemzésekhez a SYN-TAX 2000 programcsomag gazdag választéka nyújthat segítséget (Podani, 1993). Néhány speciális esetben (nagy méretű mátrixok elemzése, kanonikus korrespondencia analízis, néhány ritkán használt speciális távolságfüggvény stb.) szükségessé válhat a CANOCO és a NuCoSA programcsomagok használata is. A sokváltozós elemzések egyes részeredményeinek ellenőrzése és kiegészítő vizsgálatok céljából egyszerű statisztikai alapszámítások is szükségessé válhatnak, ezek többsége az MS EXCEL táblázatkezelő segítségével manuálisan is elvégezhető, vagy a rendelkezésre álló számtalan statisztikai programcsomagból is választhatunk (STATISTICA, SPSS, PAST, STATGRAPH stb.).

A cluster-analízisek és az ordinációk céljára használható távolságfüggvények:

A fajkompozíciós vizsgálatokban fontos fajlisták közötti távolságok kifejezésére (a távolság-mátrix előállításához) többféle távolságfüggvény használható, metrikák és nem metrikák egyaránt. Az így előállított távolság-mátrixokat számos elemzés (osztályozások és ordinációk) során lehet felhasználni. A SYN-TAX programcsomag választékából a Yule, Sorensen, Anderberg 1 és 2, Baroni Urbani 1 és 2, Jaccard, Ochiai, Russel-Rao, PHI, Euklideszi és a Manhattan távolságokat használhatjuk leggyakrabban. Ezek a függvények számtalan szempont szerint csoportosíthatók, de az egyik legfontosabb, hogy milyen súllyal veszik figye-

lembe a kölcsönös meglétek (1,1) és a kölcsönös hiányok (0,0) számát. A négymezős kontingenciátáblázat szokásos jelöléseit alkalmazva az a és d mező értékét azonos módon veszi figyelembe az Euklideszi és a Manhattan metrika, csak az a-t használja a Jaccard index, és a két szélsőség között található pl. a Baroni-Buser 2 távolság. (A Russel-Rao index érdekessége, hogy a d értéket különbségnövelőnek tekintti) Ugyanezen logikát továbbgondolva, a Jaccard, Sorensen, Baroni-Buser függvények mintájára előállíthatók olyan távolságok, amelyek a d értéket súlyozzák jobban az a-val szemben, ezek fordított Jaccard, fordított Sorensen, fordított Baroni-Buser függvényeknek nevezhetők. A fordított indexeknek megfelelő távolságmátrixok a különböző programcsomagokban szereplő, megfelelő eredeti indexek felhasználásával előállíthatók, ha a kiindulási adatmátrixban szereplő adatok kódolását úgy változtatjuk meg, hogy az 1 és 0 értékeket felcseréljük. Ezek alapján, a távolságfüggvények (és az azok alapján előállított párhuzamos elemzési eredmények pl. ordinációk) sorbarendezhetők, az a és d értékek teljes súlyozási kontinuum mentén. (pl.: Sorensen, Jaccard, BB2, Euklideszi táv., fordított BB2, fordított Jaccard, fordított Sorensen). Az osztályozások vagy ordinációk ilyen sorbarendezése egy olyan metaelemzésre nyújt lehetőséget, amely az adathalmaz szerkezetének pontosabb megértését teszi lehetővé.

A dimenzióredukálás módszerei (ordinációk)

Az ökológiai vagy cönológiai táblázat adatait kétféle térbeli reprezentáció formájában lehet elképzelni. Az egyik, ha az objektumokat (a mintavételi háló tér-időbeli pontját, pl. gyűjtőhelyeket), mint egymásra merőleges tengelyeket képzeljük el (bináris adatok esetén minden tengelyen két értéket 1-t és 0-t értelmezve), majd az így kapott térben (amelynek annyi dimenziója van ahány gyűjtőhely) értelemszerűen elhelyezzük a fajokat, mint pontokat (a pontok koordinátái az egyes mintapontokra vonatkozó jelenlét-hiány vagy ennyiségi adatok). A másik lehetőség az előbbi tükörképe, ha a fajok a tengelyek és a gyűjtőhelyek a pontok (ekkor az össz fajszám adja a dimenziók számát.). Mindkét térbeli reprezentációra igaz, hogy a pontfelhő „alakját” tökéletesen megadja az adattáblázat, de az adatstruktúra szerkezetét ilyen módon nem lehet láthatóvá tenni (és elképzelni sem nagyon). Papíron maximum három, de inkább csak két dimenziót lehet jól ábrázolni. Ezért van szükség arra, hogy a többdimenziós térben elhelyezkedő pontmintázatot olyan módon ábrázoljuk egy kétdimenziós síkon, hogy a pontok közötti távolságok (a pontfelhő alakja) többé-kevésbé megfeleljen az eredeti szerkezetnek. A dimenzióredukálás jóságát kifejezhetjük százalékosan (vagyis, hogy a végeredmény az eredeti variancia hány százalékát magyarázza meg) vagy ábrázolhatjuk a Shepard-diagram segítségével, ami az eredeti távolságmátrix adatainak és a redukált térben található megfelelő távolságoknak a korrelációját mutatja. A dimenzióredukálásra nagyon sokféle matematikai módszer áll rendelkezésre. A metrikus ordinációk közül a főkomponens-analízist (PCA), főkoordináta módszert (PCoA v. MMDS) és a különféle ún. kanonikus módszereket (kanonikus korreláció analízis (CCA), kanonikus variancia analízis (CVA) és a kanonikus korrespondencia analízist (CCoA) alkalmazhatjuk. A nem-metrikus ordinációk közül a nem-metrikus többdimenziós skálázás (NMDS) széles körben alkalmazható. Az NMDS-ekhez és a PCoA-hoz használt távolságfüggvények lehetőségeiről korábban már említést tettünk.

Osztályozások:

A közösségökölógiában általában alkalmazható osztályozások közül két módszercsaládnak van nagyobb jelentősége: a hierarchikus osztályozásoknak (dendrogramok előállítása cluster-analízis révén) és a lágy osztályozásoknak (fuzzy clustering). A hierarchikus osztályozások során az osztályozandó objektumok közötti távolságokból felépülő távolság (ritkábban különbözőség vagy hasonlóság) mátrixból indulunk ki. A távolságmátrixból többféle algoritmus használatával állítható elő az osztályozás (maga a dendrogram). Az algoritmusok két fő csoportja az „alulról építkező” agglomeratív, és a „felülről induló” divizív módszer. A számítógépes osztályozóalgoritmusok döntő többsége agglomeratív jellegű. Ezen belül a konkrét módszerek három fő csoportba sorolhatók: távolság optimalizációk, homogenitás optimalizációk, és az osztályozás egészének jóságát maximalizáló globális optimalizációk. A saját vizsgálataink során mindhárom agglomeratív módszercsaládból többféle módszert, sokféle távolságfüggvénnyel párosítva alkalmaztunk. A sok, különböző módszerrel kapott végeredmény felhasználható metaelemzésekhez vagy konszenzus keresésekhez, esetleg külön-külön is értelmezhetők. A lágy osztályozások a már felismert mintázati elemek birtokában feltett pontosító kérdések megválaszolására alkalmasak. Primer adatfeltárára nem javasoljuk.

A különböző elemzések végeredményének egymásravezítései:

A különböző módszerekkel kapott elemzési eredmények egymásravezítése sok szempontból lehet hasznos vagy szükséges. Ezek közül két fő célt emeltünk ki:

- Az azonos objektumokra végzett osztályozások és ordinációk eredményének egymásravezítése ellenőrzés céljából, a módszerek hibáinak (esetleges műtermékek) kiszűrésére.
- Az azonos módon és módszerrel, de különböző „irányból” kapott eredmények egymásravezítése a változók és objektumok közötti összefüggések feltárása céljából, az attributum-dualitás elvének megfelelően.

A második cél megvalósítása osztályozások és ordinációk révén is elérhető. A mintahe-lyekre (mint objektumokra) a fajok vagy más mért értékek (mint változók) alapján, és a fajokra (mint objektumokra) a gyűjtőhelyek (mint változók) alapján kapott osztályozást egymásravezítve az eredeti adatmátrix speciálisan átrendezett formáit kapjuk meg. Ugyan- ezt ordinációk esetén is elvégezhetjük, ahol az eredmény együttes ordináció (biplot) lesz. Táblázatátrendezésre közvetlen módszereket is használhatuk, de az osztályozások egy- másravezítése sokszor tanulságosabb. A biplotok előállítása a legtöbb programcsomagban automatikusan is megtörténik.

Néhány gyakorlati adatelemzési alapelv elsődleges mintázatelemzés során (módszertani javaslat):

- Ha a vizsgálatok eredményeként előállt az adattáblázat, akkor ennek előfeltételezé- sek nélküli struktúrafeltárással kezdjük a munkát, a hipotézisek tesztelését hagyjuk

későbbre. (Semmiképpen se keressünk rögtön a hipotézisünket alátámasztó vagy elvető elemzési eredményt, mert könnyen félreérthetjük a kapott mintázatot. A többváltozós módszerek alapvető célja nem hipotézisvizsgálat - erre más módszerek vannak - hanem a mintázatteltérítés.)

- Ha mennyiségi adataink vannak, akkor is prezencia-abszencia elemzésekkel érdemes kezdeni a munkát és csak ezek ismeretében, célirányosan megválasztott módszerekkel célszerű a kvantitatív elemzésekbe fogni, mert így a mintázatok „félreinterpretálását” elkerülhetjük. A kvantitatív adatok az előfordulásokra és a gyakorisági viszonyokra vonatkozó információt keverten tartalmazzák, a van-nincs adatokban utóbbiak nem játszanak szerepet. A kvantitatív adatok alapján kapott elemzési eredmények gyakran a domináns fajok viselkedését hangsúlyozzák, márpedig ez a jelenség az, amelyre legkevésbé vagyunk kíváncsiak, hiszen ezeket az alapadatok egyszerű áttekintésekor (elemzések nélkül) is észrevesszük.
- A cönológiai adatok elemzésekor a hasonlósági mintázat és a diverzitási mintázat vizsgálatát célszerű összekapcsolni, mivel ezek egyazon jelenség különböző vetületei. Mindkét mintázatot a fajok előfordulási mintázata határozza meg. Az előbbi a biológiai minőség kvalitás, utóbbi bonítás értelmű kifejeződése. Ennek az alapelvnek elsősorban a nagyméretű adathalmazoknál van jelentősége.
- Az ordináció eredményét osztályozással, az osztályozások eredményét ordinációval célszerű ellenőrizni, mert ezek a módszerek ritkán eredményeznek azonos jellegű műterméket.
- Ha a módszerek különböző konklúziókat jósolnak, akkor a végső szó a táblázatátrendezése, mivel az belső lényegénél fogva nem tartalmazhat műterméket, hiszen magukat az alapadatokat látjuk.
- Ha a változók vagy az objektumok külsőlegesen csoportosíthatók akkor külön-külön és együttesen is tárjuk fel a mintázatot és csak az eredmények ismeretében fordulunk kanonikus módszerekhez, mert a kanonikus módszerek nem az együttes mintázatok feltérítését, hanem a csoportok közötti viszonyok vizsgálatát célozzák.

4.2.3 A többváltozós módszerek direkt alkalmazásaival kapcsolatban *leggyakrabban felmerülő problémák a közösségökológiai kutatások során*

Az általánosan ismert és használt ordinációs módszerek alkalmazása nagy adattömeg esetén gyakran jelentős akadályokba ütközik, különösen, ha a monitoring és a szimuláció adatsorainak együttes felhasználása a cél (Gaál és Hufnagel, 2001). A felmerülő problémák az alábbiakban foglalhatók össze:

1. A többváltozós dimenzióredukáló módszerek korlátozott kapacitása. Az adatmátrixok növekedésével ugyanis a futási idő rohamosan növekszik, a jelenleg legjobbnak tekinthető szoftverek és számítógépek mellett elérhető legnagyobb kapacitás is messze elmarad az ideálisan felhasználandó adatok tömegénél.

2. A jól használható elemző algoritmusok többségének futási esetlegessége, amely egymástól független elemzésekkor semmilyen problémával nem jár, de nagyobb adatsorok részletekben való elemzését nagyon megnehezíti.
3. Az újabb objektumok problémája. Az adatok elemzésének megkezdésekor ugyanis még nem állhat rendelkezésre az összes, később felhasználandó információ, hiszen a monitoringnak éppen az a lényege, hogy folyamatos megfigyelőrendszerrel van szó. Ha viszont minden eseti elemzéskor újra és újra elő kell vennünk az összes korábbi adatot, akkor ez rengeteg felesleges ismétlődéssel jár, ami ráadásul a végre kialakított viznyítási pontok stabilitását is veszélyezteti. Ennek oka, hogy az ordinációs módszerek mindig a vizsgált objektumok aktuális hasonlósági mintázatát keresik, arra pedig minden objektum felvétele hatással lehet.
4. Az előzővel szorosan összefügg az adatok megbízhatóságának problémája, hiszen az általunk megbízhatónak vagy kevésbé megbízhatónak tekintett adatok egyforma mértékben befolyásolhatják az ordináció eredményét. Ennek következtében egy hibás adat nem csak az azt tartalmazó objektum helyzetében okoz problémát, hanem a teljes mintázatot képes befolyásolni, ami nyilvánvalóan nem tűrhető el.
5. Problémát jelenthet magának a mintavételi hálónak a torzítottsága is, hiszen, ha bizonyos objektumtípusokból több, másokból kevesebb van, akkor a gyakoribb objektumtípusokban előforduló értékkombinációk jelentősége túlértékelődik a mintázatban, ami veszélyezteti a konzekvens interpretálhatóságot.
6. Szükség lehet újabb, vagy a korábbiakból származtatott változók vizsgálatára is, amelyek a mintázatot ugyan nem befolyásolják, de a mintázon belül mutatott viselkedésük informatív lehet.
7. Végezetül, ha az eddigiektől eltekinthetnénk is, még mindig problémát jelentene az, hogy a nagy mennyiségű objektum, még a redukált dimenzionalitású térben (síkban) is áttekinthetetlen sűrűségű pontfelhőt eredményezne, tehát az alternatív megjelenítés lehetőségét biztosítani kell egyazon mintázon belül is.

Mindezen problémák kiküszöbölésére indirekt ordináción alapuló többváltozós stabil állapot-sík-rendszerek módszertana alkalmazható (Hufnagel et al., 1999; Gaál és Hufnagel, 2001; Hufnagel és Gaál, 2002a; b).

4.2.4 Stabil állapot-sík-rendszerek létrehozása többváltozós módszerek indirekt alkalmazásával

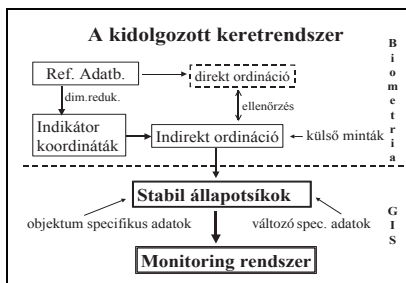
Ezen módszertani eszközkészlet alkalmazásának célja, hogy egységes adatkezelési és állapot-értékelési módszertant dolgozzon ki az agroökoszisztémák tér-időbeli monitorozása, illetve tér-időbeli szimulációs modellezése számára. Ezek az állapot-sík-rendszerek a következő probléma-típusok vizsgálatánál hasznosak:

- A tér-időben szimuláló ökoszisztéma-modellek valós adatsorokkal való összevetése, a modell illesztőparamétereinek optimális beállítása, a modellek tesztelése.
- Az ökológiai monitorozás adatsorainak informatikai kezelése és elemzése.

- A modellezés eredményeinek a monitoringban való közvetlen felhasználása.
- Terepi kísérletek adatsorainak egységes kezelése és a statisztikai elemzések elősegítése.
- Kísérletek hatásának szimulációja.
- Klímaváltozás lehetséges hatásainak vizsgálata.
- Az ökológiai kockázatelemzés módszertanának támogatása.

A stabil állapotsíkok módszerének lényege a következőkben foglalható össze:

1. A hagyományos többváltozós mintázatelemző (adatstruktúrafeltáró) algoritmusokkal végrehajtott közvetlen dimenzióredukáló lépés (tehát a továbbiakban direkt ordináció) nem a vizsgálandó objektumokra, hanem az attribútum dualitás elvének megfelelően a változókra vonatkozóan történik. Ez tehát egy olyan direkt ordináció, amely az eredeti változóknak (mint objektumoknak) az eredeti objektumok egy részének (mint változóknak) alapján mutatott hasonlósági mintázatát tárja fel (transzponált mátrix elemzése).
2. A tényleges objektumok ordinációját indirekt módon, tehát a változók koordinátái segítségével, külön lépésben készítjük el. Ennek legegyszerűbb módja lehet, ha az objektum indirekt ordinációban elfoglalt helyének koordinátáit a benne előforduló változók koordinátáinak valamilyen függvényét (átlagát, súlyozott átlagát, összegét stb.) választjuk. Az objektumok tehát ebben a lépésben már egymás pozíciótól függetlenül kerülnek fel az ábrára, megoldva ezzel a célkitűzésben ismertetett problémák egy részét.
3. A változók koordinátáinak meghatározásához végzett direkt ordináció nem a teljes adatsorra, hanem egy erre a célra összeválogatott és erősen szűrt ún. referencia adatbázisra vonatkozik, amelyet módunkban áll tökéletesen áttekinteni és megismerni. A változók közötti valós viszonyokat csak ennek a referencia adatbázisnak kell jól tükrözni, a későbbi adatok ezt már nem képesek befolyásolni, megoldva ezzel a megbízhatósági problémát is.
4. Ha az objektumok koordinátáit már kiszámoltuk, ezzel az indirekt ordináció elvileg adott, de értelmezéséhez és többcélú használatához az alternatív megjelenítés és ábrázolás funkcióit is biztosítani kell. Ehhez az adatbáziskezelés és grafikus megjelenítés informatikai módszereit egyesítő térinformatika (GIS) rendszerek biztosítanak lehetőséget, megoldva ezzel a célkitűzésünk utolsó pontjában említett feladatot is.
5. Az állapotsík-rendszerek felépítésének lépései a következő folyamatábrán láthatók (4.1. ábra):



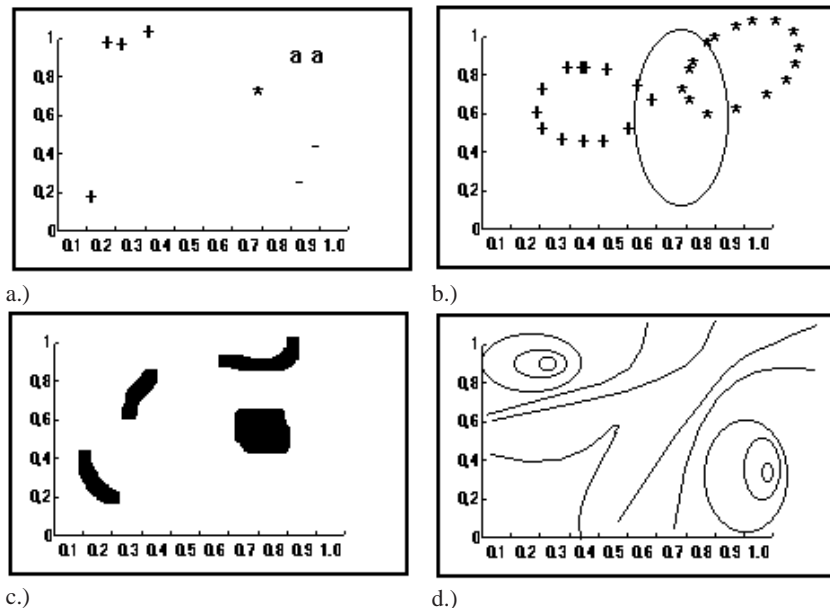
4.1. ábra: Az állapotsíkok létrehozásának menete

Az ábrán balról jobbra és fentről lefelé jutunk el a kiindulástól a rendszer használatáig. Az első lépés a referencia adatbázis összeállítása. A referencia adatbázisba be kell vonni az összes olyan változót, amelyet az objektumok összehasonlításának tekintetében állapotjelzőnek kívánunk tekinteni. Fontos, hogy ezek a változók minden lehetséges objektummal kapcsolatban értelmezhetőek legyenek és minden esetben kizárólag egy értéket vehessenek fel. A változóknak egymástól függetlenül mérhetőeknek kell lenniük, tehát nem lehetnek egymásból számított értékek. A dimenzióredukálás jósága szempontjából viszont előnyös, ha a változók egymással minél szorosabb statisztikai kapcsolatban vannak, vagyis együttesen a vizsgált rendszer valóban esszenciális tulajdonságáról (állapotáról) hordoznak információt. A referencia adatbázisból kihagyott változók és származékaik a későbbiekben más módon még vizsgálhatók lesznek az állapotsík segítségével. A következő lépés a direkt dimenzióredukálás az indikátorváltozók koordinátáinak meghatározásához, a referencia adatbázis alapján. Ha ez megvan, akkor definiálni kell egy függvénykapcsolatot az objektumok jellemzésére felhasznált változók aktuális értékei, valamint az indirekt ordináció objektumkoordinátái között az indikátorkoordináták segítségével. Ha az indirekt ordináció már előállt, akkor lehetőségünk van annak ellenőrzésére, hogy az objektumok eredeti hasonlósági mintázata mennyire sérül az indirekt ordinációval való megjelenítés esetén (erre a nem metrikus többdimenziós skálázásnál (NMDS) megszokott Shepard-diagrammot is használhatjuk). Hasznos lehet az ordináció jóságának megítélésében az is, ha a vizsgált objektumok egy részének direkt ordinációját is elkészítjük és azt összevetjük az iménti indirekt ordinációban megmutatkozó hasonlósági mintázattal. Ezen tesztleleteket követően újabb objektumok és változók esetleg különféle származtatott mutatók viselkedését megvizsgálhatjuk a most már stabil (hiszen rögzített pontok között értelmezett) állapotsíkon segítségével. A különböző objektumok és változók állapotsíkon való alternatív ábrázolása révén az állapotsíkot feltérképezhetjük a különböző vizsgálati szempontok alapján. Ezeknek az alternatív „tematikus állapottérképeknek” a kezelésére szolgál többek között a GIS is. Az állapotsík rendszer addig alkalmas a monitoring céljára és korlátlan számú objektum elemzésére, ameddig az objektumok állapota a referencia-adatbázis által lehatárolt állapotok között mozog, ha azonban valami alapvetően új jelenség lépne fel, akkor egyáltalán nem biztos, hogy az jelentőségéhez mérten tükröződne az állapotsíkon, ez a tény tehát felhívja a figyelmet a referencia adatbázis összeállításának jelentőségére. Ez a probléma szükség esetén úgy hidalható át, hogy a vizsgálat céljainak megfelelően több, eltérő állapotsíkot hozunk létre és az alternatív állapotsíkokat egységes rendszerben kezelve (akár metaelemzésszerűen) használjuk. Az indirekt ordináción alapuló többváltozós stabil állapotsík-rendszerek alkalmasak a célkitűzésben megfogalmazott problémák megoldására. Az állapotsík-rendszerek azonban nem csupán a monitorozási és szimulációs adatsorok mechanikus megjelenítésére és az objektív összehasonlíthatóság megteremtésére alkalmasak, hanem alapjaiban is képesek integrálni ezt a két, tudománytörténetileg eltérő utakat bejárt módszertant. Ha sikerül a szimulációs modelljeinket valós monitorozási adatsorokra illeszteni, akkor ez a következtetések és az eredmények interpretálhatóságának az eddigieknél sokkal szélesebb horizontját nyitja meg. Ez esetben lehetőség van arra, hogy maga a referencia adatbázis is részben empirikus, részben szimulált adatokból álljon, vagyis az állapotsíkok eddig még elő nem fordult rendkívüli szituációk

kezelésére is felkészülhetnek, ami az állapotsík-rendszerek alkalmazhatóságát és hasznosságát egészen általánossá teheti.

A stabil állapotsíkok feltérképezése, alkalmazási lehetőségei

A fentiekben leírt lépések eredményeként előáll egy olyan eljárás, amely segítségével a cönológiai állapotok objektív összehasonlításra alkalmas módon leírhatók (az ábrák kizárólag a leírtak illusztrálására szolgálnak).



4.2. ábra Állapotsíkok feltérképezése[a, objektumcsoportok az állapotsíkon, b. szezonális trajektóriákat szimbolizáló objektumsorok, c. kiemelt területek az állapotsíkon, d. domborzatábrázolás izovonalak segítségével.]

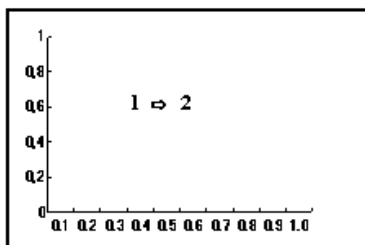
Ez már önmagában is jelentős segítséget nyújthat az aktuális cönológiai állapot értékelésében, mivel az adott helyzet jól ismert referenciaállapotokhoz való hasonlósága (távolsága) szemléletessé válik (4.2/a ábra). Az állapotsík egyaránt alkalmas a földrajzilag különböző, fajösszetétel tekintetében eltérő közösségek azonos idejű összehasonlítására vagy egy konkrét populáció időbeli (napszakos, évszakos, többévi v. hosszútávú) változásának nyomonkövetésére, vagy térbeli mintázatok vizsgálatára (4.2/b ábra). Az állapotsík a legkülönbézebb szempontok szerint feltérképezhető: bejelölhetők rajta a stabil és instabil régiók (4.2/c ábra), illeszthető rá biodiverzitási vagy bármely más külső vagy származta-

tott mennyiséget bemutató „domborzat” (4.2/d ábra). Az egyes időbeli trajektóriák felírása (megfelelő terepadatok) alapján használható a változások előrejelzéséhez is.

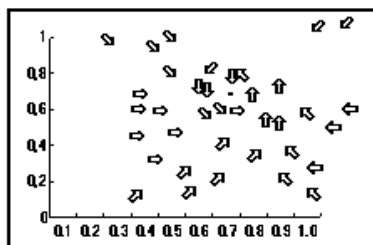
Az állapotsíki feltérképezésére használt információk az alábbi fő típusokba sorolhatók:

- Belső információk (az egyes változókhoz vagy azok összességéhez tartozó információk):
 1. Az egyes változók külön-külön vett előfordulásai, nagyságuk
 2. Közvetlen származtatott mutatók (pl. diverzitás, egyenletesség, homogenitások)
 3. Közvetett származtatott mutatók (pl. állatföldrajzi, fenológiai típus szerinti, szaprobiológiai összetétel)
- Külső információk (az objektum vagy objektumcsoport változóktól független jellemzői):
 1. Az objektumok vagy objektumcsoportok tér-időbeli helyzetére utaló adatok
 2. Háttér-változók (meteorológiai, talajtani, földrajzi, szennyezési stb. mutatók)

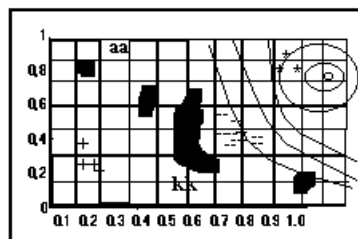
Az ökoszisztémákba esetlegesen tervezett beavatkozások (pl. természetvédelmi célból, restaurációs ökológia során tervezett beavatkozások, vagy egyéb külső hatások) az állapotsíkon, mint állapot-állapot vektorok ábrázolhatók (4.3/a ábra), így valamennyi művelethez rendelhető egy hatást leíró vektorsereg (4.3/b ábra) amellyel az állapot ismeretében az alkalmazandó beavatkozás tervezhető vagy utólagosan hatása vizsgálható. (Ezen vektorseregek csak célirányos terepi kísérletekkel állíthatók elő, ezért megvalósításuk egyelőre túlságosan költségigényes, de széleskörű szakmai együttműködésekkel még a jelenlegi körülmények között sem ütközik elvi akadályokba.)



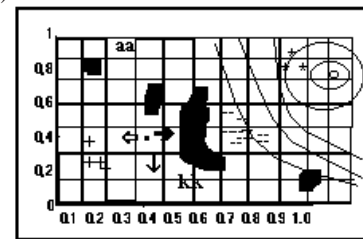
a.)



b.)



c.)



d.)

4.3. ábra Állapotsíkok alkalmazásai [3/a állapotváltozás ábrázolási módja az állapotsíkon, b: állapotváltozásokat kifejező vektorsereg ábrázolása, c. és d az állapotsíki összetett feltérképezése különféle grafikus elemek segítségével]

A megfelelő terepi adatok birtokában minden élőhelytípushoz vagy mintavételi eljáráshoz kidolgozható egy vagy több alternatív keretrendszer, amelyeknek részletei a felhasználó igényei szerint módosíthatók. Ezen konkrét keretrendszerek állapotsíkjai valamennyi korábbi adatot egyszerre tartalmazhatják, így segítségükkel az állapotsík teljes részletes-séggel feltérképezhető. (4.3./c és d ábra) Az így kapott keretrendszerek gyakorlati használata - az állapotsíkok, biodiverzitási domborzat megjelenítése, elemzése - térinformatikai programcsomagok segítségével válhat a mindennapi gyakorlat részévé. A pontfedvények használhatók olyan esetekben, amikor a kérdéses információ kizárólag az adott ponthoz rendelhető (pl. mintaaazonosítók). Olyan esetekben pedig, ahol a megfigyelt értékek és állapotok között átmenetek (köztes állapotok és értékek) is értelmezhetők, a különféle domborzati modellek (háromdimenziós felszínmegjelenítés, izovonalak készítése, stb.) alkalmazhatók. Az említett keretrendszer természetesen nem csak kizárólag cönológiai jellegű adatok esetén képzelhető el, hanem (és/vagy) abiotikus változókra is. Az egyes (azotnos objektumokra, de különböző változók alapján bevezetett) alternatív állapotsíkok közötti összefüggések feltárása (pl.: kanonikus korreláció elemzés segítségével) a kérdéses biocönózis ökológiai jellegű (ok-okozati) megismerését is segítheti.

4.2.5. A 3D felületmodell

Az ökológiai kutatásokban gyakran dolgozunk igen nagy adattáblázatokkal. Ilyen az Országos Növényvédelmi és Erdészeti Fénycsapda-hálózat adatbázisa, amelynek adatainak elemzésével a 7.1. alfejezetben is részletesen foglalkozunk. Az Adatbázis kiváló lehetőséget teremt arra, hogy hosszú távú, időbeli változásokat és egyszerre térbeli mintázatot is vizsgáljunk. A klímával összefüggő jelenségek vizsgálatához az Országos Meteorológiai Szolgálat adatait is felhasználjuk. Akár biológiai, akár környezeti paraméterek adattábláival dolgozunk, a számítási eredmények elemzésében segítséget jelent, ha adatainkat könnyebben értelmezhető formában, grafikusan jelenítjük meg. Ennek érdekében a következőkben egy, a térinformatikából átvett módszert mutatunk be.

Az emberi gondolkodáshoz közelebb áll a képi megjelenítés, mint a nagy, numerikus adatokat tartalmazó táblázatok. Azok ugyan pontos információt adnak, de nehezen kezelhetők, és az összefüggések bemutatására sem alkalmasak (Gimesi 2004b). A számítási eredmények elemzésében értékes segítség, ha adatainkat könnyebben értelmezhető formában, grafikusan jelenítjük meg.

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 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, Leskő 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 megjelenítést mutatunk be, amely e két módszert egyesítve, egy ábrán jeleníti meg a szezonális és a hosszú távú (éves) változást. Így a különböző idősorok sokkal szemléletesebben ábrázolhatók, illetve az eredmények könnyebben elemezhetők (Gimesi 2009). Hasonló megjelenítést használ Marchiori & Romanowski (2006) a rovarbefogási órás idősorok, illetve Mulligan (1998) lombkoronák szezonális változásának szemléltetésére.

A következőkben e háromdimenziós módszert mutatjuk be.

A 3D idősorokat a térinformatikában (GIS) használatos háromdimenziós felületmodelltől származtatjuk. Ebben az esetben az x és y koordináták a földrajzi helyeket, míg a z koordináta 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.

Ezt a háromdimenziós felületmodellt fogjuk használni a könyvünkben bemutatott hosszú idősorok ábrázolására. Az ábrák elkészítéséhez az AutoCAD (Autodesk Inc.) és az ArcGIS (GIS by ESRI) programokat használtuk (Gimesi 2009).

A 3D felületmodell ismertetése

A háromdimenziós felületmodell egy közönséges háromdimenziós geometriai tér (skalár vagy vektortér). A helykoordinátái:

$$r = xi + yj + zk$$

A skalárteret egy háromváltozós függvénnyel is leírhatjuk:

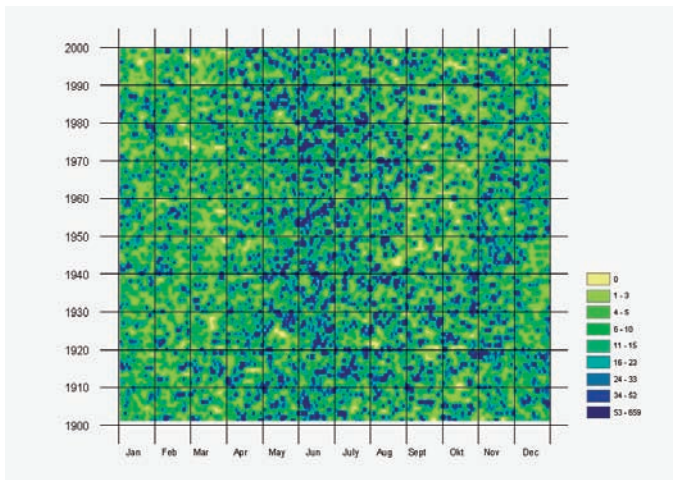
$$\varphi = \varphi(x, y, z)$$

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).

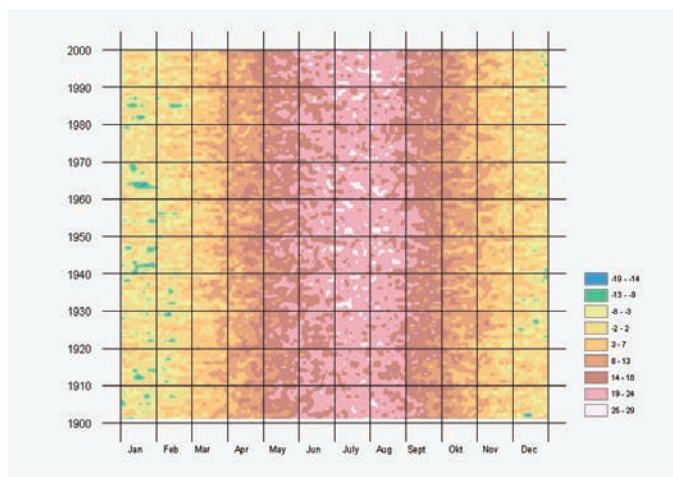
A skalármező geometriai szemléltetésére több módszer is ismert: a szintfelületekkel készült ábrák (ahol $\varphi = \varphi(x, y, z) = konst$), az árnyaltos ábrázolás, valamint a térgörbe perspektivikus, illetve axonometrikus megjelenítése. Az utóbbi két módszerrel ugyan látványos képeket kapunk, de ezek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

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

hőmérsékletet jelenti (4.4. és 4.5. ábra). 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).



4.4. ábra. A csapadékeloszlás árnyalatos ábrája



4.5. ábra. A hőmérséklet-eloszlás árnyalatos ábrája

Interpolációs módszerek

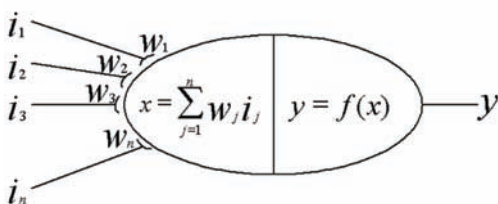
A felület simítása érdekében és a hiányzó adatok meghatározására – az ismert adatokból – interpolációs eljárásokat használhatunk. E módszerek segítségével nemcsak a 3D-s rajz készíthető el, hanem az adatbázisok szűrését, illetve az esetlegesen hiányzó adatok becslését is elvégezhetjük.

Az interpolációs eljárásokat az Országos Meteorológiai Szolgálat (2008) által közzétett, Szegeden mért 100 éves csapadékadatával (idősorral) mutatjuk be. Azért választottuk a szegedi adatsort, mivel hazánkban ez a terület jellemzi legjobban a meleg kontinentális időjárást (Dobi, 2000).

Mesterséges neurális háló (ANN)

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

Az idegsejt modelljét a 4.6. ábra szemlélteti.



4.6. ábra. Idegsejt modell

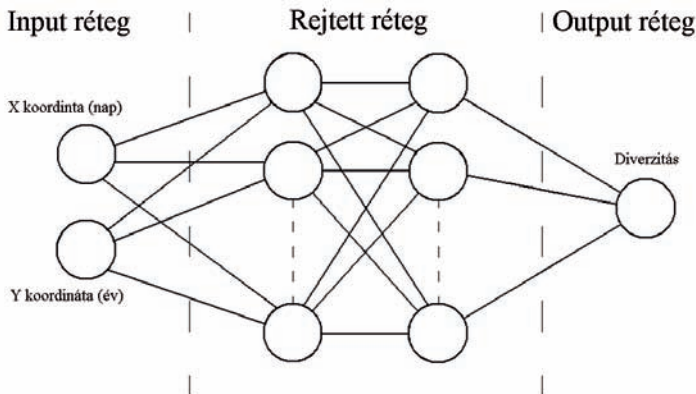
Az ingerület (i) szinapszisokon keresztül jut el az idegsejtre, ahol az ingerület erősödhet vagy gyengülhet (ennek mértékét egy súlyszámmal w -vel jelöljük), az idegsejt felületén a beérkező ingerületek összegződnek:

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

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 idegrendszermodellt (neurális hálót) a 4.7. ábra mutatja be.



4.7. 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 és y (év) koordinátapár (Gimesi 2006b).

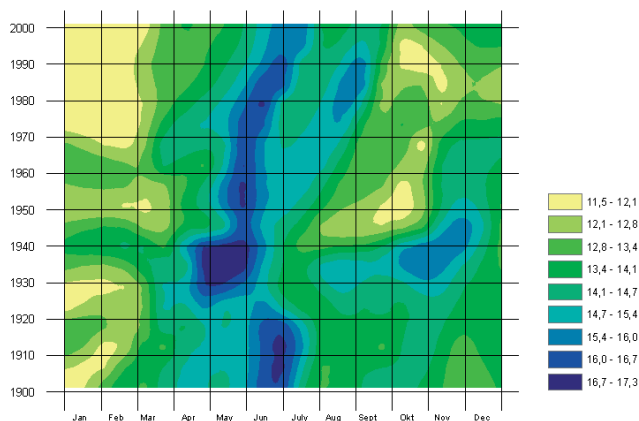
A következő (rejtett) réteg reprezentálja az idegrendszert, ahol a neuronok a legváltozatosabb módon kapcsolódhatnak össze. E rétegben több alréteg is definiálható (Altrichter et al. 2006). A szükséges neuronok számának meghatározására különböző elméletek születtek. A tapasztalatok azt mutatják, hogy 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. 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 rétegbe.

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). Ezt a tanulási folyamatnak nevezzük (Gimesi et al. 2004).

Az ANN segítségével készült csapadékeloszlást mutat a 4.8. ábra, amely jól szemlélteti az éves és a szezonális változásokat és azok tendenciáit. Több, e módszerrel készült ábrát mutat be Gimesi (2004b).

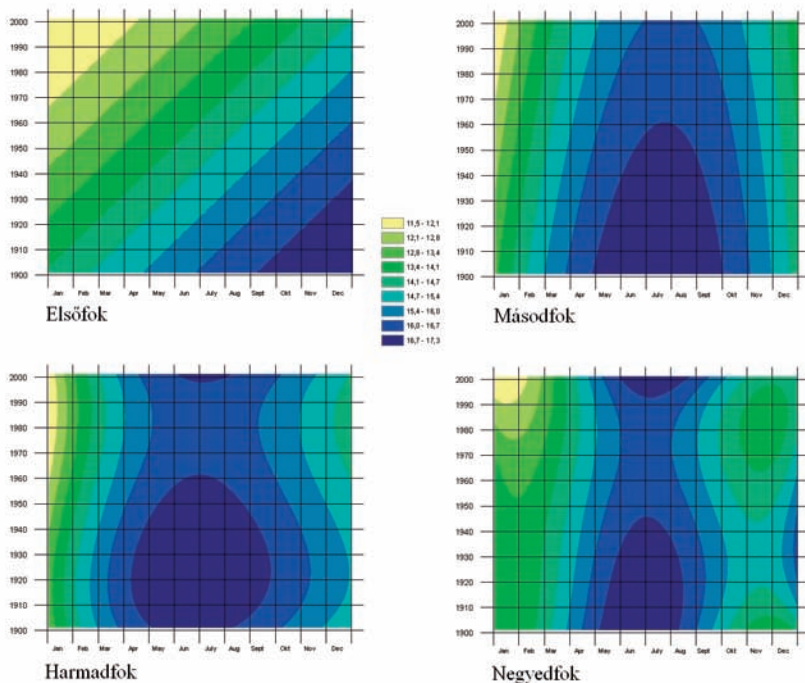


4.8. ábra. Neurális hálóval készült csapadékeloszlás

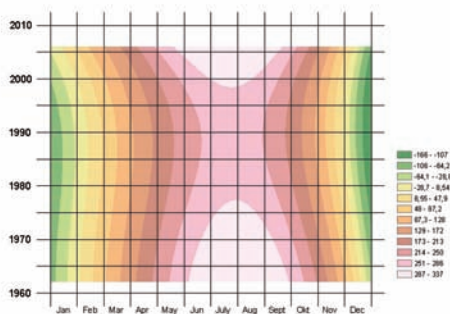
Felület közelítése lineáris egyenletrendszerrel

3D-s felületmodellt használva 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. E módszer matematikai hátterét Gimesi (2009) részletesen ismerteti. Az ismertetett 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 4.9. ábra, amely első-, másod-, harmad- és negyedfokú polinommal történő közelítéssel mutatja be a Szegeden 1901 és 2000 között mért csapadékeloszlást. Mindegyik ábrán felfedezhető a csapadék csökkenése, ami januárban a legszembetűnőbb.

Az algoritmus segítségével és az összeállított lekérdezéskészlet alkalmazásával készült a 4.10. ábra, ahol az összes egyedszám időszora látható harmadfokú approximációval. Az ábrán 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 irányának meghatározására alkalmas.



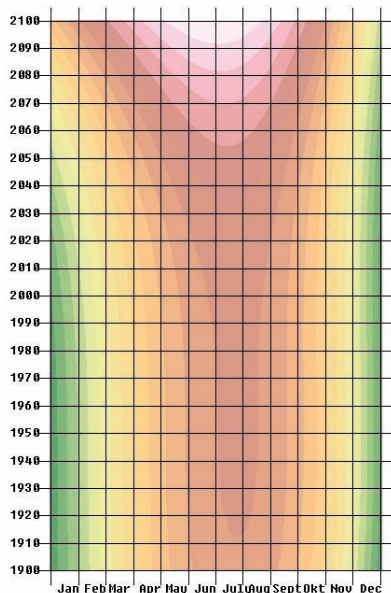
4.9. ábra. A legkisebb négyzetek módszerével készült csapadékeloszlás



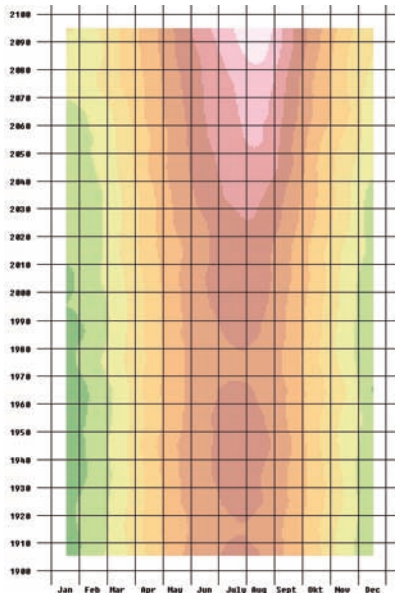
4.10. ábra. Harmadfokú legkisebb négyzetek módszerével készült összes lepké befogás időszora

A modell segítségével kísérletképpen extrapolálást is végeztünk. Hőmérsékletre készítettünk harmadfokú approximációval előrejelzést 2100-ig, az 1901 és 2000 között Debre-

cenben mért adatok alapján (4.11. ábra). Összehasonlításként elkészítettük a Tyndall A1 Szenárió (ELTE 2007) idősorát 1901 – 2100-ig (4.12. ábra). A két ábrán látható trend meglepő hasonlóságot mutat. Megjegyezzük, hogy az extrapolációból semmilyen következtetést nem szabad levonni, ugyanis a modell a korábbi hőmérsékletadatokon kívül más környezeti tényezőket nem vesz figyelembe.



4.11. ábra. Harmadfokú approximációval készült előrejelzés 2100-ig



4.12. ábra. Tyndall A1 Szenárió idősora

Egyéb interpolációs eljárások

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).

A krigeléssel végzett interpoláláshoz megfelelően sima felület szükséges, különben hibás eredményt kapunk. A 4.2.4 ábrán bemutatott csapadékeloszlás véletlenszerűen (sztochasztikusan) változik, itt nem kapunk elég sima felületet ahhoz, hogy az interpolálást e módszerrel végezzük el. A nagyobb simaság elérése érdekében, például csökkenthetjük az adatok számát úgy, hogy havi, illetve 10 éves átlagokat használunk (Gimesi 2008). (Több idősnál még így is előfordult, hogy a Kriging-et nem tudtuk használni.)

A vizsgált lepkeadatok meglehetősen nagy szórást mutatnak, ezért a Krigelést ebben az esetben is csak korlátozottan tudtuk alkalmazni. Helyette inkább az Inverz távolság, illetve az ANN módszert választottuk.

Inverz távolság (Inverse Distance Weighting)

A módszer a keresett adatokat a szomszédos (ismert) adatok alapján határozza meg úgy, hogy minél távolabb van egy pont, annál kisebb a hatása az eredményre (Gimesi 2006a, Stern 1990). Ezt egy súlytényezővel vesszük figyelembe. A súlyozás következtében a távoli pontok hatása elhanyagolható, ezért a gyakorlatban egy bizonyos távolságon (hatótávolságon) túli pontokat már nem vesszünk figyelembe.

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).

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 (1999) alapján:

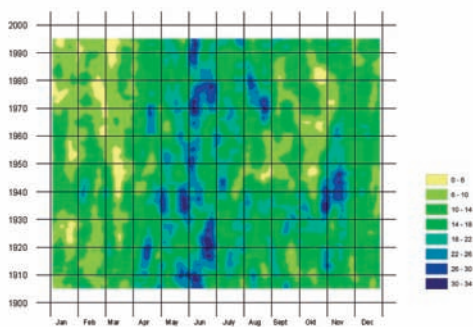
$$MA_i = \frac{1}{2N+1} \sum_{j=-N}^N X_{i+j},$$

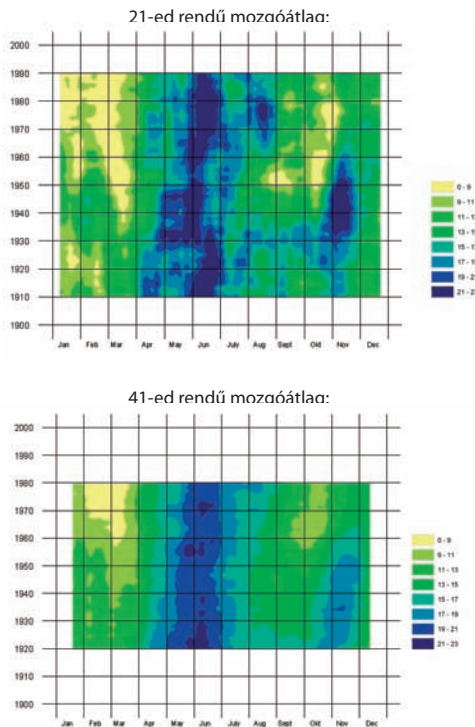
ahol N az átlagszámításnál figyelembe vett szomszédok száma, vagyis a rendszám: $2N+1$. Mivel 3D adatokkal dolgozunk, ezért a térbeli mozgóátlagot (spatial moving average) kell alkalmaznunk (Gimesi, 2008):

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

A különböző számú szomszédok figyelembevételével készült eredményeket az 4.13. ábra szemlélteti.

11-ed rendű mozaóátlao:





4.13. ábra. Különböző rendű mozgóátlag módszerrel készült csapadékeloszlás

A különböző interpolációs eljárásokkal készült ábrákból látható, hogy azok hasonló képet (tendenciát) mutatnak.

4.3. A modellező megközelítések általános kérdései

A múlt század végi kezdeti tapasztalatok alapján nyilvánvalóvá vált, hogy nem lehet a szimulációs modelleket egyszerűen jó és rossz kategóriába sorolni, hanem alkalmazásuk, illetve értékelésük előtt részletesen meg kell határozni

1. mit kívánunk modellezni (ekkor szükségszerűen kiragadunk egy általunk önkényesen középpontba állított problémakört, jelenség(csoport)ot, és azt mutatjuk be, minden mást bemenő adatnak, kimenő adatnak tekintünk, illetve elhanyagolunk);
2. a modellünket hol, milyen körülményekre szeretnénk alkalmazhatóvá tenni;
3. milyen célból végezzük a modellezést (tudományos kutatás, oktatás, szaktanácsadás);

4. fiziológiai (biológiai - oksági kapcsolatokat feltáró) vagy statisztikai (mért adatok összefüggéseit leíró modellt választunk-e;
5. sztochasztikus (a véletlen eseményektől való függést is ábrázoló) vagy determinisztikus szemléletet képviselünk-e;
6. analitikus vagy empirikus modellt alkotunk-e (az előbbinél bizonyos törvényszerűségeket matematikailag írunk le, a hangsúly a modell valóságosnak megfelelő működésén van, az utóbbi esetben a leíró függvény alakja nem illeszkedik tudományos törvényszerűsége, ámde a függvény értékei jól közelítik a megfigyelt értékeket);
7. diszkrét vagy folytonos időszemléletű legyen-e a modell, diszkrét modell esetén milyen léptéket válasszunk;
8. a modellt leírásra vagy előrejelzésre szeretnénk-e használni (esetleg mindkettőre);
9. milyen bemenő adatokra lesz szükségünk, ezek az adatok elérhetőek-e, illetve milyen adatkorrekcióra lesz szükségünk a megfelelő inputok előállításához (le-, illetve felskálázási problémák tisztázása);
10. milyen szoftver segítségével, illetve milyen nyelven írjuk a modellt;
11. milyen számítógépes támogatottságot igényel a modell futtatása.

A kérdések más-más módon való megválaszolása igen eltérő szimulációs modelleket eredményez. Ennek is köszönhető, hogy az elmúlt közel 30 év alatt a világ számos területén szimulációs modellek tízezrei születtek, egyes helyeken egész iskolák alakultak ki. Európában a leghíresebb a holland wageningeni modellező iskola. Egy jól működő modellt más területen, más feltételekkel, vagy más körülmények között sokszor lehetetlen alkalmazni, bár a modellek megfelelő korrigálásával erre is számos példát ismerünk (Harnos, 1995; 1996; 2000; Harnos és Kovács, 1999; Harnos et al., 1999; 2002; Fodor et al., 2002; Fodor és Kovács, 2003). A szűk keresztmetszetet az esetek nagy részében nem is a modell struktúrája jelenti, hanem a szükséges bemenő adatok típusának különbözősége, elérhetősége, avagy teljes hiánya. A szélesebb körben használható komplex modellek és modellrendszerek fejlesztése leggyakrabban éppen a szükséges bemenő paraméterek magas száma, nehéz hozzáférhetősége vagy előállítási nehézségei miatt ütközik korlátokba (Sipkay et al. 2009b). A szimulációs modellezés ez okból részben a kutatók „lokális” problémához rendelt feladata lett.

A szimulációs modellezési technika jelentősége olyan kérdések vizsgálata esetén kerül előtérbe, amelyek vizsgálata tapasztalati úton nem lehetséges, és kísérletesen is csak apróbb részjelenségekre tudunk fókuszálni. Ilyen a napjaink tudományos érdeklődésének középpontjában álló klímaváltozás problémaköre, amelynek vizsgálatában a szimulációs modellezés megkerülhetetlen irányzatot jelent. Bár a várható klímaváltozás meteorológiai hatásai messze nem pusztán a hőmérséklet emelkedését jelentik, a nagy nemzetközi projekteknél köszönhetően (IPCC) széles körben elfogadott klímaszcenáriókkal rendelkezünk, amelynek jövőre vonatkozó napi hőmérsékleti adatait tudjuk elsősorban alkalmazni a modellezési munkákban. Minthogy a hőmérséklet az ökoszisztémák működésében is alapvető befolyásoló tényező, így annak kiemelésével és számos alapvető befolyásoló tényező elhanyagolásával olyan taktikai modellezési irányzat javasolható, amelyek a modell prognosztikai használhatóságát helyezik a matematikai műveletek biológiai értelmezhető-

sége elé. Meghatározott élőlényegyüttesek, fajok, ökológiai mutatók szezonális dinamikai folyamatainak időjárási tényezőktől függő szimulációs modellezése esetén több példát is találunk ennek a szemléletnek a térhódítására (Sipkay és Hufnagel 2007, Sipkay et al. 2008, Sipkay et al. 2008, Vadadi et al. 2008a, 2008b, Drégelyi-Kiss és Hufnagel 2009, Sipkay et al. 2009a).

4.3.1 A modellező munka főbb lépései – a modellek értékelése

1. A szimulációs modellezés első lépésében a fent felsorolt kérdéseket kell tisztáznunk, azaz a céljainkat világosan meg kell határoznunk. A modell megalkotása után ez alapján végezhetjük el a modell értékelését.
2. Az általunk kiemelt ökológiai - biológiai összefüggéseket matematikailag megfogalmazzuk. Ezután következhet a modell értékelése.
3. Az értékelés során ellenőrizzük, hogy a modell matematikai - ökológiai - biológiai összefüggései önmagukban egymásnak megfelelnek-e (úgy „viselkedik-e” a modell, ahogy azt az ökológiai - biológiai törvények „előírják”, nincs-e benne ellentmondás);
4. Ezután az elméleti modellt futtatható alakra hozzuk valamely szoftver vagy programozási nyelv alkalmazásával, és igazoljuk a célok között meghatározott érvényességi körben, hogy a futó modell elvileg helyesen működik.
5. A rendelkezésünkre álló tapasztalati (kísérleti, történeti, stb.) adatok egy részével, mint bemenő adattal futtatjuk a modellt, s az eredményt összehasonlítjuk a bemenő adatokhoz tartozó tapasztalati adatokkal (validálás). Nagyobb modellek esetén szükség lehet a komplex modell némileg önálló egységekre való felbontására, és az egyes részmodellek külön-külön való validálására.
6. A validálás során valamely függvénnyel meghatározott hibát a paraméterek megfelelő módon és mértékben való változtatásával minimálisra, illetve adott tűréshatáron alulra csökkentjük, azaz meghatározzuk az optimális paramétereket, vagy azok egy családját (kalibrálás); az előrejelzésre szánt modellezésnél az alacsony hibahatár különös hangsúlyt kap. (A kalibráláshoz és a validáláshoz más-más adatcsaládot használunk, pl. különböző évek adatait. A kalibráláshoz – megfelelő kontrollal – generált bemenő adatok is használhatóak. A más célra, más körülményekre már futó modellek saját célra és környezetre való adaptációja is a kalibrálással kezdődik.
7. A bizonytalansági tényezők detektálása: ökológiai modelleknél különösen is fontos figyelembe vennünk a bemenő (pl. időjárási, talaj minőségi) adatok bizonytalanságát. Megvizsgáljuk, hogy a bemenő adatok bizonytalansága a kimenő adatokban milyen bizonytalanságot eredményez. Ha a kimenő adatok bizonytalansága nagyon megnövekszik, akkor megkeressük ennek okát. Ha a bemenő adatok között magas a korreláció (hőmérséklet, csapadék, hőösszeg, stb.), akkor az a kimenő adatok bizonytalanságát növeli. Ilyenkor szükség lehet a bemenő adatok információjának tömörítésére (faktoranalízis).
8. Érzékenységi vizsgálat: megvizsgáljuk, hogyan reagál a modell a bemenő paraméterek finom változtatására. Ezzel részben pontosabban kijelölhetjük a modell alkal-

mazhatósági területét, részben pedig kiszűrhetjük azokat a paramétereket, amelyek változására a modell nem érzékeny. A hangsúlytalan bemenő paraméterek ugyanis torzítják az optimális paraméterértékeket. Ha az ilyen paramétereket el tudjuk hagyni a modellből, vagy (akár több ízben, különböző értékeken) rögzíthetjük azokat, akkor a validálást újra és újra el kell végezni egy feltehetően jobb eredmény reményében. A modell egyes bemenő adatokra való nagyfokú érzékenysége sok esetben elvi magyarázatot találunk.

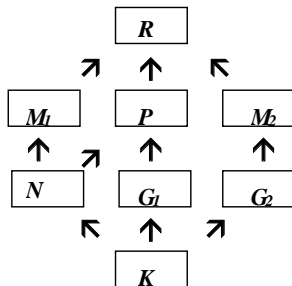
Az első szakirodalomból ismert táplálékhálózati modell a múlt század elején készült, mégis egy jóval későbbi növényvédelmi céllal alkotott rovarpopuláció - modell (Jones et al., 1975) is még úttörő volt a maga idejében. Intenzív fejlődésről csak az elmúlt mintegy 30 évben beszélhetünk. Ez alatt az idő alatt a táplálékhálózatokkal kapcsolatban számtalan elmélet született, amelyek gyakran egészen különböző szemlélettel közelítenek a témához. A Nemzetközi Biológiai Program (IBP) döntően produkcióbiológiai és energetikai nézőpontja számos munkára rányomta bélyegét, ami gyakran a különböző fajok összevonásával, együttes kezelésével járt. Ezt követően a kutatási irányzatok szerteágaztak és az energetika mellett megjelentek a populációdinamikai, stabilitásméleti, gráfelméleti, rendszerelméleti, valamint információelméleti megközelítések. Mindezek tanulságait igen jól foglalja össze Pimm, 1982 és Pimm et al., 1991

4.3.2 Egy ökológiai táplálékhálózati rendszer populáció -dinamikai biomassa - modellje és szimulációja

Az alábbiakban egy olyan ökológiai (e példában agro-ökológiai) táplálékhálózati rendszer populáció-dinamikai biomassa – modelljét és szimulációját mutatjuk be Ladányi et al. (2003) alapján, mely megfelelő fenológiai általánosítást és alkalmazást (konkrét szituációra való adaptálást, kalibrálást és tesztelést) követően alkalmas lehet növény-herbivor rendszerek alapos és áttekintő vizsgálatához valamint kockázatelemzéséhez is.

A modell általános leírása

Modellünk kidolgozásához egy szélsőségesen leegyszerűsített modellszituációt vizsgálunk (4.14. ábra), amely természetesen minden konkrét szituációban értelemszerű átalakítást kíván. A modell legalsó szintjén szerepel a talaj, mint víz- és tápanyagforrás input (K), az e fölötti trofikus szinten egy kultúrnövény (N), két gyomnövény (G_1 és G_2), továbbá feljebb egy monofág kártevő, mely a kultúrnövényünket pusztítja (M_1), egy szintén monofág kártevő, mely az egyik gyomnövényvel táplálkozik (M_2), egy polifág kártevő, mely kultúrnövényt és gyomot is pusztít (P), továbbá legfőképpen egy kártevőkkel táplálkozó ragadozó (R) (Ladányi, 2002b; Horváth et al., 2002).



4.14. ábra: Egy táplálékhálózati modell. A talaj (K), a kultúrnövény (N), a gyomok (G_1 és G_2), a monofág (M_1 és M_2) és polifág (P) kártevők, illetve a ragadozó (R) kölcsönhatásai. Az ábrán szereplő nyilak a tápláléktól a fogyasztó felé mutatnak.

Modellünk lényegében a táplálékhálózatban szereplő egyes populációk biomasszájának dinamikus változásait, illetve az elemek kölcsönhatásait írja le (Ladányi et al. 2003).

A táplálékhálózatban szereplő kölcsönhatásokat leíró modellben hét differenciaegyenletet írunk fel, melynek mindegyike a táplálékhálózat egy-egy elemének napi változását írja le. A differenciaegyenletek általános alakja:

$$X_{t+1} = X_t \times R_{X,t} \times P_{X,t} \times F_{X,t}$$

ahol X_{t+1} és X_t jelöli az N , G_1 , G_2 , M_1 , M_2 , P , illetve R populációk valamelyikének $(t+1)$ -edik és t -edik napi biomassa-mennyiségét (tömeg mértékegységgel), $R_{X,t}$ jelöli az X egyedre jellemző, a t időponton keresztül a T napi középhőmérséklettől függő ún. aktivitási tényezőt, $P_{X,t}$ jelöli az egyenlet ún. predációs tagját, $F_{X,t}$ pedig az ún. táplálék-tagot. A továbbiakban részletesen ismertetjük az általános egyenlet tényezőit.

Hőmérsékletfüggő aktivitási tényező

Az aktivitási tényező konstans, lineáris vagy exponenciális típusú is lehet. A konstans-típusú aktivitási tényező egy olyan, konstans értékű szakaszokból álló függvény, mely adott hőmérsékleti értékhatárok között a (napi átlag-)hőmérséklethez az 1 szám körüli, az egyedre jellemző valamely konstans értéket rendeli hozzá. Optimális napi átlaghőmérséklet esetén értéke egynél nagyobb, maximális. Az R_X függvény értékkészlete (a hazánkban mérhető középhőmérsékleti tartományt értelmezési tartománynak tekintve) egy, az 1 szám körüli szűk intervallum néhány pontja, mely azt fejezi ki, hogy az egyed számára kedvezőtlen napi középhőmérséklet esetén $R_X < 1$, azaz az általános differenciaegyenletben szorozótényezőként szereplő R_X függvény csökkenti a biomassa tömegét, kedvező

ző napi középhőmérséklet esetén az R_X függvény értéke kicsivel 1 fölött lesz, azaz segíti a biomassza-növekedést. (A függvény értéke nem lehet sokkal kisebb vagy nagyobb, mint 1, mert ez a napi léptéket figyelembe véve túlságosan rohamos napi biomassza-növekedést vagy -csökkenést eredményezne, ami a valóságban nem fordul elő.) Egyszerűségénél fogva előnye, hogy a populációról kapott kevés információ birtokában is jól közelíthetők a paraméterei, hátránya, hogy nem folytonos, s így a populáció hőmérsékleti érzékenységet nem fejezi ki elég érzékenyen.

A lineáris-típusú aktivitási tényező egy lineáris törtfüggvény. A konstans típusú aktivitási tényezőhöz hasonló módon értékeit az értelmezési tartomány szakaszokra bontásával határozzuk meg, csak hogy az osztópontok között nem konstans, hanem lineáris függvénynek megfelelő értékeket vesz fel úgy, hogy gráfjaul egy folytonos törtvonalat kapjunk.

Az exponenciális-típusú aktivitási tényezőt egy ún. aktivitási függvény segítségével is meghatározhatjuk (Révész, 2002). Az aktivitási függvény két exponenciális függvény összegének valamely negatív hatványa (f):

$$r_X : T \mapsto r(T) = \frac{1}{2} \left(|s(T)| + s(T) \right)^f$$

$$s_X : T \mapsto s(T) = \frac{1}{\exp(a(T-b)) + \exp(-c(T-d))} - \frac{1}{\exp(-ab) + \exp(cd)}$$

ahol a, b, c, d , és f az X populáció egyedeinek hőmérsékletre való érzékenységtől függő valós paraméterek. Az aktivitási tényezőt ebből a függvényből képezzük egy lineáris transzformációval:

$$R_X : T \mapsto A_X r_X(T) + b_X$$

ahol A_X és b_X az egyedekre jellemző valós paraméterek. A függvény folytonos, az optimális középhőmérsékletig egyedre jellemző meredekséggel monoton növekvő, ott eléri maximumát, majd egyedre jellemző meredekséggel monoton fogyó. Az exponenciális-típusú aktivitási tényező egyetlen hátránya, hogy alkalmazásakor a paraméterek helyes beállításához azok nagy száma és a függvények nagyfokú érzékenysége miatt igen sok adatra van szükség, ami a gyakorlatban sajnos sokszor áthághatatlan akadályt jelent.

A predációs tényező

A P_X -szel jelölt ún. predációs tényező a vizsgált populáció biomassza-változásának jellemzőit írja le. Amennyiben minden egyéb körülményt rögzítettnek tekintünk:

1. A táplálék-populációt fogyasztó táplálkozó-populáció biomasszájának növekedtével a táplálék-populáció biomasszája lassuló ütemben fogy (a táplálékszerzés egyre nehezebbé válik), határértékben a táplálék-populáció kipusztulásáig (zérusig). Ezzel együtt a táplálék-populáció fogyása a táplálkozó-populáció táplálékának korlátozó tényezője is egyben, mely a táplálkozó-populáció biomasszáját kevésbé növeli, vagy

akár csökkentheti is. (A táplálék fogy, a táplálkozó-populáció forrása egyre korlátozódik.) A táplálkozó-populáció biomasszájának csökkenésével azonban a táplálék-populáció biomasszájának változása a zérus felé tart. (Kisebb intenzitású fogyasztás a táplálék-populációnak a fogyasztás okán való csökkenésének sebességét lassítja, akár meg is állítja.) A vázolt hatások együttesen jelentkeznek, erősségüktől függően valamely eredő hatást eredményezve.

2. Ha a táplálék-populációt fogyasztó táplálkozó-populáció a szóban forgó táplálék-populáción kívül más populációkat is fogyaszt, akkor ez egyrészt pozitív hatású a táplálék-populáció számára (amíg a másikkal lakik jól, ezt nem fogyasztja), másrészt a másik táplálék-populáció, mint tápláló hatás, növeli a táplálkozó-populáció biomasszáját, ami a következő lépésben a táplálkozás intenzitásának növekedésével jár (késleltetett negatív hatás, mely egyaránt hat az előző lépésben pozitívan és negatívan befolyásolt táplálék-populációkra). Itt is elmondható, hogy az egymással ellentétes hatások erősségüknél fogva egy lépésben együttesen egy hatás-eredőt eredményeznek.

A fenti összefüggéseket felismerve láthatóvá válik, hogy a táplálékhálózat kölcsönhatásai egy igen bonyolult rendszerben függenek össze. A legfontosabb jelenségek, ebben a modellben az alábbiakban foglalhatók össze:

- A táplálkozó-populáció fogyasztásának intenzitása biomasszájával együtt nő, feltehetjük, hogy valamely hiperbola-típusú függvény szerint. Ha a fogyasztó populáció biomasszája zérus, a fogyasztási intenzitás zérus, nincs hatással a táplálék-populációra. Ha a fogyasztó-populáció biomasszája a végtelenhez tart, akkor a fogyasztási intenzitás maximális (ezt egységnek választottuk). Ennek megfelelően a táplálék-populációra ennek a függvénynek az 1-re való kiegészítésével, szorzótényezőként hat. Ha a fogyasztó populáció biomasszája zérus, a táplálék-populációt 1-gyel szorozzuk, ami nem változtat azon. Ha a fogyasztó-populáció biomasszája a végtelenhez tart, akkor a fogyasztási szorzótényező zérushoz tart, a táplálék-populációt (határértékben) annullálja.

A predációs hatás ezen felül függ még:

- a táplálkozó- és a táplálék-populációk biomasszájának arányától;
- az a_X konstans együtthatóktól (ezek az együtthatók a táplálékhálózat X elemétől az Y eleme felé mutató nyilak súlyai, a táplálék tápláló erejét, illetve a táplálkozónak a táplálék iránti egyéb biológiai viszonyát együtt, arányossági tényezőként fejezik ki);
- és a táplálkozó-populáció további táplálékforrásainak biomasszájától (ez utóbbi minél nagyobb, annál erősebben gátolja a vizsgált táplálék-populációra vonatkozó predációs hatást).

A fenti szempontok figyelembevételével az alábbi hat predációs-tényező egyenlet írható fel:

$$\begin{aligned}
 P_N &= \frac{1}{\left(1 + a_{NP} \frac{P}{P+1} \cdot \frac{P}{N+\varepsilon} \cdot \frac{1}{G_1+1} + a_{NM_1} \frac{M_1}{M_1+1} \cdot \frac{M_1}{N+\varepsilon}\right)^\mu} \\
 P_{G_1} &= \frac{1}{\left(1 + a_{G_1P} \frac{P}{P+1} \cdot \frac{P}{G_1+\varepsilon} \cdot \frac{1}{N+1}\right)^\mu} \\
 P_{G_2} &= \frac{1}{\left(1 + a_{G_2M_2} \frac{M_2}{M_2+1} \cdot \frac{M_2}{G_2+\varepsilon}\right)^\mu} \\
 P_P &= \frac{1}{\left(1 + a_{PR} \frac{R}{R+1} \cdot \frac{R}{P+\varepsilon} \cdot \frac{1}{M_1+M_2+1}\right)^\mu} \\
 P_{M_1} &= \frac{1}{\left(1 + a_{M_1R} \frac{R}{R+1} \cdot \frac{R}{M_1+\varepsilon} \cdot \frac{1}{P+M_2+1}\right)^\mu} \\
 P_{M_2} &= \frac{1}{\left(1 + a_{M_2R} \frac{R}{R+1} \cdot \frac{R}{M_2+\varepsilon} \cdot \frac{1}{P+M_1+1}\right)^\mu},
 \end{aligned}$$

A táplálékmenyiségtől függő tényező

Az F_X ún. táplálék-tag az egyedek alábbi biológiai tulajdonságainak a modellben való megjelenését hivatott szolgálni:

- Bőséges táplálékforrás esetén az egyed biomasszája (minden egyéb körülményt optimálisan rögzítettnek tekintve) egy rá jellemző maximális mértékben gyarapszik (\mathcal{K}_X jelölje az egyed maximális szaporodási rátáját), azaz az egyed testtömege növekszik és/vagy szaporodik.
- A táplálék-ellátottság csökkenésével a táplálékmenyiségtől és egyedre jellemző módon kevésbé gyarapszik, illetve csökken az egyed biomasszája.

- Ha a rendelkezésre álló táplálékmennyiség az éppen szükségeset közelíti, akkor a biomassa tömege lényegében nem változik ($F_X \approx 1$).
- Ha a táplálék-ellátottság az elviselhetetlenségig csökken, az egyed tömege csökken, végül elpusztul, ($F_X \rightarrow 0$).
- Ha az egyed olyan táplálékot fogyaszt, melyért egy másik egyeddel versenyben áll, akkor a biomassa-változást befolyásolja a másik egyed biomassa-mennyisége, (illetve az ezzel arányos táplálkozási intenzitása), továbbá egyéb, a versenyző egyedek táplálékfogyasztását, illetve a táplálék tápanyagmennyiségét kifejező súlyozó paraméterek. A táplálék-populáció biomasszájának változását a populációt fogyasztó táplálkozó-populációk közösen okozzák (additív hatás, ahol az additív tagok a versenyben álló populációk biomasszájának arányát követik).
- Ha az egyed többféle táplálékot is fogyaszt (polifág, ragadozó), akkor az egyes táplálék-populációkból a táplálék biomasszájának és tápértékének megfelelő arányban fogyaszt.

A vázolt tulajdonságokat leíró F_X tagot több lépésben állítjuk elő. Először meghatározzuk az egyed napi táplálékszükségletéből és a rendelkezésre álló táplálékmennyiségből a „maradék táplálékmennyiség” és az „összes táplálékmennyiség” arányát, pontosabban a napi

$$\frac{(-1) \cdot (\text{rendelkezésre álló táplálékmennyiség} - \text{elfogyasztott táplálékmennyiség})}{\text{rendelkezésre álló táplálékmennyiség}}$$

$$N_F = G_{1F} = G_{2F} = - \frac{K - a_{KN}N - a_{KG_1}G_1 - a_{KG_2}G_2}{K + \varepsilon}$$

$$P_F = - \frac{N - a_{NM_1}M_1 - a_{NP} \frac{P}{P+1} \cdot \frac{P}{N+\varepsilon} \cdot \frac{1}{G_1+1} + G_1 - a_{G_1P} \frac{P}{P+1} \cdot \frac{P}{G_1+\varepsilon} \cdot \frac{1}{N+1}}{N + G_1 + \varepsilon}$$

$$M_{1F} = - \frac{N - a_{NM_1}M_1 - a_{NP} \frac{P}{P+1} \cdot \frac{P}{N+\varepsilon} \cdot \frac{1}{G_1+1}}{N + \varepsilon}$$

$$M_{2F} = - \frac{G_2 - a_{G_2M_2}M_2}{G_2 + \varepsilon}$$

$$R_F = - \frac{M_1 - a_{M_1R} \frac{R}{R+1} \cdot \frac{R}{M_1+\varepsilon} \cdot \frac{1}{P+M_2+1} + P - a_{PR} \frac{R}{R+1} \cdot \frac{R}{P+\varepsilon} \cdot \frac{1}{M_1+M_2+1}}{P + M_1 + M_2 + \varepsilon} +$$

$$- \frac{M_2 - a_{M_2R} \frac{R}{R+1} \cdot \frac{R}{M_2+\varepsilon} \cdot \frac{1}{P+M_1+1}}{P + M_1 + M_2 + \varepsilon}.$$

A formulákban szereplő a_{xy} együtthatók a táplálékhálózat X elemétől az Y eleme felé mutató nyílak súlyai, $\varepsilon > 0$ pedig egy kicsiny szám, mely a zérussal való osztás numerikus hibáját küszöböli ki. Nyilvánvaló, hogy $X_F > -1$. Az egyenleteket úgy kell érteni, hogy a bal oldalon szereplő aktuális X_F tényező a t -edik időpillanatban a jobboldali képlettel számítható ki a táplálékhálózat elemeinek $(t-1)$ -edik időpontbeli biomassa-értékeinek ismeretében.

Az F_X tag előállításának következő lépése, hogy bevezetjük az

$$f : x \mapsto f(x) = \left(\frac{2}{2+x} \right)^v \quad (x > -1)$$

hiperbola-típusú segédfüggvényt, mely (ha x helyébe valamely X_F -et írunk.) rendelkezik a fenti tulajdonságokkal, ámde határértékben, korlátlan táplálékellátottság esetén soha nem éri el Kx -et, az alatt marad. (A $v > 0$ sebességi kitevőt alkalmasan úgy választjuk, hogy $v < \ln K / \ln 2$, később $v < \ln Kx / \ln 2$ teljesüljön.)

Könnyen belátható, hogy az

$$F_X : X_F \mapsto F_X(X_F) = g(X_F) \cdot f(X_F)$$

függvény teljesíti a fenti tulajdonságok mindegyikét.

A modell értékelése

Az analitikus modellnek az ismertett biológiai törvényszerűségekhez való matematikailag korrekt illeszkedése belátható. A fenti elméleti modell paramétereit a munka e fázisában még tapasztalati adatok nélkül, fiktív módon határozzuk meg. Validálásról természetesen így még nem beszélhetünk, hiszen ahhoz a konkrét alkalmazási szituáció ismerete és valós terepi adatok is szükségesek.

Vizsgálhatjuk azonban a modellnek a hőmérsékletre, mint bemenő adatra, és a paraméterek változtatására való érzékenységet. Azt találjuk, hogy a modell rendkívül aktívan válaszol a hőmérsékleti érzékenység egyes paramétereinek változtatására (függetlenül attól, hogy milyen típusú aktivitási tényezőt alkalmaztunk), a maximális szaporodási ráta változó értékeire, továbbá a kapcsolatokat reprezentáló paraméterek apró eltéréseire egyaránt. Tesztelhetjük a korlátozott forrás esetén megjelenő hatásokat is. Ezekre a hatásokra, csakúgy, mint a bemenő hőmérsékleti adatokra a modell kevésbé érzékeny. Ez alatt azt értjük, hogy az eredményeken a vizsgált hatások jól érzékelhetők, ámde az egyensúly időleges megbillenése után új egyensúlyi helyzet kialakulását figyelhetjük meg. Ugyanezt tapasztalhatjuk egyes fajok eltüntetése esetén (kihalás) is. A populációk biomasszájának kezdeti értékeitől a modell működésének típusa függ ugyan, de szélsőséges bemenő adatoktól eltekintve a rendszer minden esetben megtalálja egyensúlyi helyzetét.

4.3.3. Tér-időbeli szimulációs modellezés főbb módszertani irányai, lehetőségei

A fentiekben ismertetett elméleti agroökoszisztéma modell akkor alkalmazható igazán széleskörűen, ha az eddig ismertetett időbeli modell térbeli kiterjesztéséről is gondoskodunk.

A tér-időbeli szimulációs és deskriptív modellek főbb típusai, térbeli szemléletüket és térfelfogásukat tekintve jól felismerhető analógiákat mutatnak egyes térinformatikában (GIS) alkalmazott, adatkezelési és ábrázolási módszerekkel (Gaál, 1997a;b; 1998). Ezek a szemléleti analógiák egyben a tapasztalati úton keletkezett térbeli adatbázisok és a szimulált mintázatok közötti kapcsolódás lehetőségeit, módjait is megvilágítják.

A tér-időbeli szimulációs modelleket (mint a komplex ökoszisztéma modellek térbeli kiterjesztésének módszertani lehetőségeit) és térinformatikai szemléleti analógiákat öt fő csoportba foglalva érdemes áttekinteni:

1. A „**térben implicit tömeg-kölcsönhatási modellek**” a legegyszerűbb esetet képviselik. Ezek a modellek lényegében nem kezelik önálló változóként a térbeli pozíciót, csupán a térbeliség hatását veszik figyelembe. Ilyenek a különböző folt-foglaltsági modellek, valamint az epidemiológiai modellek (Hanski, 1994; 2003). Ez a szemléletmód különösen alkalmas a növényeken terjedő paraziták és patogének modellezésére, valamint minden olyan esetben, amikor számunkra nem a kártevő tényleges mennyiségének alakulása, hanem az általa megfertőzött vagy elpusztított egyedek száma fontos. A járványtani modellek úgy is felfoghatók, mint olyan hagyományos populációdinamikai modellek, ahol a kérdéses populáció tömegességi mérőszámának mértékegységéül nem a példányszámot vagy a biomasszát, hanem a kolonizált gazdák számát választjuk. Ennek a modelltípusnak nyilvánvalóan nincs térinformatikai analógiája, hiszen valójában térképen ábrázolható mintázatot nem is kapunk.
2. A „**folytonos térszemléletű, térben explicit, reakció-diffúzió típusú modellek**” a modellezendő objektumok térbeli mozgásait és a találkozó egyedek kölcsönhatásait is képesek jelenség szinten leírni, oly módon, hogy szimulációjuk során valós térbeli mintázatokat nyerhetünk. Ezek matematikai megvalósítása általában parciális differenciálegyenletek segítségével történik, amelyek analitikus úton is vizsgálhatók, de szimuláció céljára csak valamilyen külön eljárással diszkretizált formájuk alkalmazható (Murray, 1989; Scheuring et al., 1993). A szimulációk eredménye a domborzati típusú (akár pontokból interpolált) térképekkel vethető össze.
3. A „**szomszéd-kölcsönhatási típusú modellek**” szintén térben explicit, de ezek diszkrét térszemléletűek méghozzá oly módon, hogy a teret „a priori” diszkretizált formában kezelik, a térfelosztás módja tehát statikus. Ezen modellek legismertebb alkalmazásai a különféle sejtautomaták (cellular automata), amelyek kiválóan alkalmasak terjedési folyamatok gyors és egyszerű szimulációjára, valamint a közösség-szerveződés vizsgálatára (Oborny és Bartha, 1998). Ez a modelltípus nyilvánvaló analógiába hozható a raszteres GIS-adatbázisokkal, amely az alkalmazásuk lehetőségeit is jól körülhatárolja.

4. A tágabb értelemben vett szomszédsági modellek körébe tartoznak a „**helykitöltési dinamikán alapuló parkettázási modellek**.” Itt azzal a feltételezéssel lehet élni, hogy a magvakból kikelő növények gyökérzete kezdetben izotropikusan növekszik, majd a szomszédos növények gyökérzetének találkozásakor a növekedés térben korlátozódik, térbeli kompetíció lép fel (Mead, 1971, Aguilera és Lauenroth, 1993; Czárán, 1998). Ugyanez az egyszerűsítő feltevés természetesen a lombzat vonatkozásában is elképzelhető, ugyanakkor nyilvánvaló korlátai is könnyen felismerhetők. Ezen modellesalád GIS-analógiái a poligonos adatbázisok.
5. A tér-időbeli modellezés különösen érdekes területét jelentik a „**távolságtól függő kölcsönhatás-erősségi modellek**”. Ezek egyik típusát jelentik az ún. befolyási övezet (zone of influence) modellek. A térszemlélet lényege, hogy egy kérdéses objektumra (egyedre, pontra) a szomszédos objektumok hatását külön-külön számítjuk, majd ezen egyedi hatások eredőjét egy térbeli helyzettől függő algoritmus szerint vezetjük le. Mivel az egyedi hatások általában erősen függnek a távolságtól, erősségük pedig különböző függvények szerint csökken a távolsággal, így egy meghatározott hatáserősséghez befolyási övezetek rendelődnek. Ezen elvek alapján jól modellezhetők az akár klonálisan, akár magról szaporodó növényegyüttesekben fellépő kompetíciós viszonyok és szukcessziós mintázatok (Czárán, 1985; Czárán és Bartha, 1989). A modellesalád térinformatikai analógiájaként a krigelési függvények alkalmazása említhető.

A leginkább támogatandó, követendő módszertani megoldásnak a monitoring centrikus és hipotézis centrikus módszertani lehetőségek együttes, integrált alkalmazását látjuk, amelynek során a térben alkalmas módon kiterjesztett komplex ökoszisztéma modellek szimulációs adatait, a helyspecifikusan felvételezett terepi adatsorokhoz illesztjük, az eredményeket stabil állapotsikrendszerek révén, valamint tényleges térképeken is térinformatikai eszközökkel jeleníthetjük meg.

4.4. A bioszféra modellezési lehetőségei a klímaváltozás hatásainak vizsgálatára

A klímakutatások során a modell alapú scenáriók és jövőre vonatkozó becslések egy szekvenciális folyamaton keresztül valósulnak meg. Négy típusú scenáriót különböztünk meg egymástól, amelyeket egymásra épülve dolgoztak ki az évek során. A legelső típus az emissziós scenáriók. Az IPCC kidolgozta a SRES emissziókra vonatkozó forgatókönyvét 2000-ben. Az ezt követően kiadott IPCC jelentések (3. és 4. kiadások) ezen forgatókönyv szerint határozta meg a klíma scenáriókat, amely a különböző klíma paraméterek (hőmérséklet, csapadék, stb.) becsléseit tartalmazza a jövőre vonatkozóan. Ezen paraméterek meghatározásait az általános cirkulációs modellekkel határozhatjuk meg. A környezeti scenáriók (environmental) egy konkrét klíma scenárió hatásainak elemzésével foglalkozik, az ökológiai és a fizikai paraméterek részletesebb vizsgálata során. Végül a sebezhetőségi (vulnerability) hatástanulmányokat írja le a negyedik típusú scenárió,

amelyben a demográfiai, gazdasági, politikai és kulturális tulajdonságok jelennek meg a különféle hatás modellekre. Ezen modellek együttes használatával jósolhatjuk meg hosszú távon (50-200 évre), hogy milyen változások várhatóak bolygónk életében.

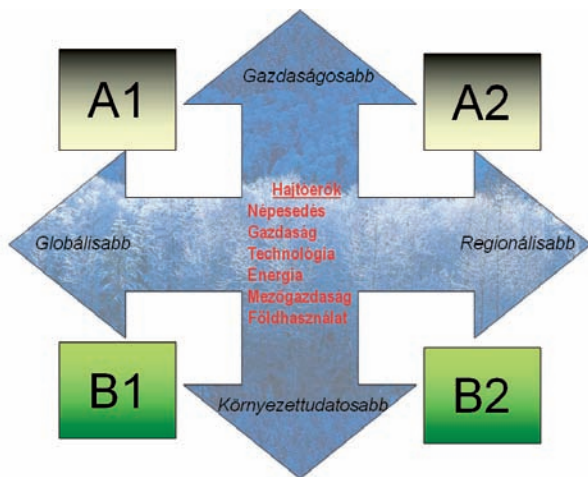
Azonban nehéz összevetni az egyes scenáriók eredményeit, mivel az IPCC 2007-es kiadásában a klíma modellek új típusai jelennek meg, de a hatásvizsgálatok még a régebbi klímafuttatásokra vonatkoznak. Ezért a klíma-kutatások új típusú, párhuzamos megközelítést határozták el a klíma-kutatók, hogy az egyes elemzések összevetése könnyebbé váljon, valamint a fejlesztésekre szolgáló időt lerövidítsék. (MOSS et al., 2010)

A Földet érő sugárzási kényszer mennyiségének és módjának függvényében (RCP, Representative Concentration Pathway) új szociális-gazdasági és emissziós scenáriókat kell kidolgozni, valamint hatásvizsgálatokat végezni. Ezen kutatásokkal egy időben meg kell határozni az újabb klíma scenáriókat a közel-jövőre (2035-re), hosszútávon (2100 és az utánra), valamint regionálisan. Az előbbieket elkészültével jöhet létre a klíma- és a szocio-gazdasági scenáriók összedolgozásával az integrált forgatókönyvek.

Emissziós scenáriók

Az emissziós scenáriók első generációja azon alapult, hogy vajon milyen hőmérsékleti és éghajlati viszonyok várhatók a Föld életében, ha a légköri szén-dioxid szintje kétszeresére vagy négyszeresére növekszik az ipari forradalom előtti értékhez képest. A későbbiekben kidolgozták az SA90, majd az IS92 scenáriókat. Ezen emissziók lettek a későbbi klíma-modellek bemenő adatai.

Az IPCC 2007-es jelentésében szereplő klíma eredmények már a 2000-es SRES emissziós scenáriókon alapulnak. Összességében mintegy 40 különböző SRES forgatókönyvet készítettek, melyeket hat csoportba soroltak a társadalmi-gazdasági feltételezések szerint osztályozva. Ezek a kategóriák az ún. illusztratív SRES forgatókönyvek



4.4.1. Emissziós scenáriók fő kategóriái

- **A1:** Olyan jövő világot ír le, amelyben nagyon gyors a gazdasági növekedés. Gyors az új és hatékonyabb technológiák bevezetése. A globális népesség az évszázad közepén tetőzik, utána csökken. A legfőbb alaptémák a régiók közötti konvergencia.
 - **A1FI:** erősen fosszilis energiaforrások
 - **A1T:** nem fosszilis energiaforrások
 - **A1B:** egyensúly az összes forrás között
- **A2:** Meglehetősen heterogén világot ír le, amelyben az alaptéma az önállóság és a helyi identitások megőrzése. A népesedési mintázatok nagyon lassan konvergálnak, ami folyamatos növekedést jelent. A gazdasági fejlődés régióorientált.
- **B1:** Egy konvergens világot ír le **A1** népességgel, a gazdasági struktúra itt gyorsan változik.
- **B2:** A hangsúly a gazdasági, társadalmi és környezeti fenntarthatóság helyi megoldásain van. A népesség növekedése folyamatos, de nem olyan mértékű, mint **A2**. A gazdasági fejlődés szintje közepes.
- **E1:** 2010-ben bevezetett „2°C stabilization” scenárió

A SRES scenáriók nem tartalmaznak további kibocsátás-csökkentő kezdeményezéseket, de az ún. kettős aeroszol hatást figyelembe veszik, mind az emberi (pl. ipar, fűtés, közlekedés), mind a természetes aeroszokok (pl. tengeri só) hatásával számolnak.

A legújabb klímakutatások során egy új jellemző, a Földre érkező sugárzás „radiative forcing” reprezentatív koncentrációjának alakulását (RCP, representative concentration pathway) tekintik kiindulási paraméternek (MOSS et al., 2010). A szakirodalomból ki lett választva négy különböző irányvonal, tehát ez esetben nem az IPCC dolgozta ki az emissziós scenáriók alapjait.

- **RCP 8,5:** amely szerint 8,5 W/m²-nél nagyobb sugárzási kényszer éri a Földet 2100-ra, 1370 ppm-nél nagyobb mennyiségben lesz jelen a CO₂ a légkörben, a koncentráció folyamatosan növekszik.
- **RCP 6,5:** 6W/m² sugárzási kénysznél stabilizálódás történik 2100 után, amely 850 ppm szén-dioxid szintnek felel meg.
- **RCP 4,5:** 4,5 W/m² sugárzási kénysznél történik meg a stabilizáció 2100 után, a CO₂ szint 650 pp-nak megfelelő.
- **RCP 2,6:** 2100 előtt megtörténik a stabilizáció 3W/m² sugárzási kényszer esetén, aztán csökken, 490 ppm CO₂ szint csúcspont alakul ki 2100 előtt.

4.4.2. Általános cirkulációs modellek (GCM)

Az általános cirkulációs modellek a háromdimenziós térben zajló mozgásokat írják le. A modellek két típusa létezik: a légköri (AGCM) és az óceáni általános cirkulációs modell (OGCM). Az AGCM hasonló az időjárás előrejelzéshez, de az előrejelzések nem napokban, hanem évtizedekben, évszázadokban történnek. A légköri cirkulációs modellek figyelembe veszik a földfelszín és a krioszféra kapcsolódását az atmoszférával egy három-

dimenziós térben. Az óceáni cirkulációs modell egy háromdimenziós megfeleltetése az óceánnak és a tengerjégnek, ahol figyelembe veszik az óceán örvénylését és a hőmérsékleti, koncentrációs viszonyokat. A légkör és a világóceán modelljeinek belső tulajdonsága a kaotikus szabad változékonyság, amelynek az értéktartománya a fizikailag megengedett összes állapotra kiterjed (Götz, 1998).

Az 1960-as évek végén összedolgozták a légköri és az óceáni modelleket, így eredményezve kapcsolt atmoszférikus-óceáni cirkulációs modelleket (AOGCM) (Bryan, 1969; MANABE, 1969). Az ismertebb kapcsolt AOGCM modellek (Randall et al., 2007) a 4.4.2 táblázatban találhatók.

4.4.2 táblázat: Kapcsolt légköri-óceáni általános cirkulációs modellek az IPCC AR4 jelentése nyomán

Modell (AOGCM)	Ország	Modell (AOGCM)	Ország
BCC-CM1	Kína	FGOALS-g1.0	USA
BCCR-BCM2.0	Norvégia	GFDL-CM2.1	USA
CCSM3	USA	GISS	USA
CGCM3	Kanada	INM-CM3.0	Oroszország
CNRM-CM3	Franciaország	IPSL-CM4	Franciaország
CSIRO-MK3.0	Ausztrália	MIROC3	Japán
ECHAM5/MPI-OM	Németország	MRI-CGCM2.3.2	Japán
ECHO-G	Korea, Németország	UKMO-HadCM3	Nagy-Britannia

A Magyarországra vonatkozó regionális klíma-előrejelzés módszere a globális modellek leskalázása. A PRUDENCE projekt az A2 és B2 SRES scenáriókra ad becsléseket Európára 50 km-es rácsfelbontással. Léteznek finomabb felbontású, akár 10 km-es regionális klímaváltozási eredmények is. (BARTHOLY & PONGRÁCZ, 2008)

4.4.3. Vegetáció modellezése

A szárazföldi és az óceáni ökoszisztémák működésük során hatással vannak a körülöttük lévő környezetre. A bioszféra dinamikáját írják le a különböző vegetációs modellek.

Az óceán vegetációja egyszerűbb felépítésű, ezért az óceán biogeokémiai modellje bele van építve az óceáni általános cirkulációs modellbe, ilyen például az OPA, MIT (Peylin et al., 2005). A modellek biogeokémiai része tartalmazza a planktonok dinamikáját és a levegő-tenger CO₂-fluxus mértékét.

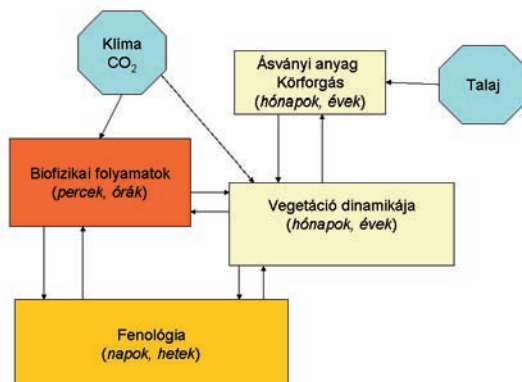
A szárazföldi ökoszisztémák dinamikája lényegesen bonyolultabb. A folyamatok a sebességüket tekintve három csoportra oszthatók; a gyors átfutású fotoszintézis és respiráció, a közepes időtartamú évszakonkénti vagy életciklus során fellépő változások és a lassú evolúciós változások a szervezetek genetikai felépítésében. Globális vegetáció modelleket fejlesztettek ki, hogy összekapcsolják a vegetációt és a klimatikus viszonyokat interaktívan (Foley et al., 1996) Ez a kapcsolás aszinkron egyensúlyon alapult, iterációval

lehetett a modelleket (klíma és vegetáció) egymáshoz közelíteni, hosszas számításokat eredményezve.

A vegetációs modellek másik típusa a Dinamikus Globális Vegetáció Modell (DGVM), tranziens vegetáció dinamikát szimulál. Minden modell számítja a változásokat az ökoszisztéma függvényében (víz-, energia- és szén-mérleg) és a vegetáció szerkezetében (eloszlás, fiziognómia) a különböző cirkulációs modellek eredményeinek hatására. Az általános dinamikus vegetációs modell felépítését mutatja a 4.14 ábra (CRAMER et al., 2001). Az egyes folyamatokat eltérő időtartamban kell figyelembe venni a modellezés során. A 4.4.3 táblázat tartalmaz néhány dinamikus globális vegetációs modellt és kifejlesztési helyét.

4.4.3 táblázat: Néhány Dinamikus Globális Vegetációs Modell

Modell (DGVM)	Hely
<i>TRIFFID</i> (Top-down Representation of Interactive Foliage and Flora Including Dynamics)	Hadley Center, Nagy-Britannia
<i>LPJ</i> (Lund Potsdam Jena Dynamic Global Vegetation Model)	Potsdam Institute, Németország
HYBRID	LSCE, Franciaország
<i>IBIS</i> (The Integrated Biosphere Simulator)	SAGE, USA
<i>SDGVM</i> (Sheffield Dynamic Global Vegetation Model)	CTCD, Nagy-Britannia
<i>VECODE</i> (Vegetation Continuous Description)	Potsdam Institute, Németország
MC1	VEMAP, USA
<i>CLM</i> (Community Land Model)	NCAR, USA



4.14. ábra: Dinamikus vegetációs modell felépítése

A szárazföldi szénkörforgás modellezésére alakították ki Cox és munkatársai 2001-ben a TRIFIDD modellt. A szárazföldi növények növekedése miatt nagymértékű C-felvétel és a lélegzés általi szén-kibocsátás kis eltérése határozza meg a bioszféra nettó C-fluxusát. Hosszú távon tekintve, ha a bioszféra egyensúlyban van, ezen áramlások kiegyenlítik egymást és a bioszféra által tárolt szén mennyisége állandó. Rövidtávon természetesen nincs egyensúly, mivel léteznek napi, évszaki és évek közötti ingadozások. Az antropogén kibocsátások és a klíma változása befolyásolja ezt az egyensúlyt. Mindezek figyelembevételével a TRIFIDD modell fő elemei:

- 5 féle vegetációs típus (PFT: Plant Functional Types): széleslevelű fa, tűlevelű fa, cserje, C_3 és C_4 fű
- Minden PTF-en belül meghatározott az újonnan képződött szerves anyag (BPP: bruttó primer produkció, GPP: Gross Primary Production) és a légzés. Ezek függenek a klimatikus viszonyoktól (hőmérséklet, talajnedvesség, stb.). E két mennyiség közötti különbség a nettó primer produkció (NPP), ez a vegetáció által felvett C mennyisége. Ez a C-tartalom a gyökereken, lehullott leveleken át bejut a talajba, ahol mikrobák lebontják és a talaj légzése által visszakerül az atmoszférába. A NPP és a talaj légzésének eltérése adja a nettó ökoszisztéma produkciót (NÖP, net ecosystem production, NEP), ez az a teljes C-mennyiség, amelyet a bioszféra elraktároz (pozitív mérleg) vagy felszabadít (negatív mérleg).

4.4.4. Kapcsolt szén-ciklus klíma modellek

A szárazföldi és óceáni szénkörforgás és azok visszacsatolásait a klímára először P. COX (Cox et al., 2000) számította ki. Kidolgoztak egy 3-dimenziós szén-klíma modellt rámutatva, hogy a szén-körforgás visszacsatolásai szignifikánsan gyorsíthatják a klímaváltozást, a globális felmelegedést a 21. század folyamán.

A modellezés során a Hadley Center kapcsolt légköri-óceáni modelljét használták, HadCM3, és összekötötték egy óceáni szén-körforgás (HadOCC) és a szárazföldi dinamikus vegetációs (TRIFFID) modellel. Három különböző futtatást végeztek, hogy elkülönítsék a klíma és a szén-körforgás visszacsatolásának hatásait:

- IS92a CO_2 emisszió és statikus vegetáció (standard)
- Interaktív CO_2 és dinamikus vegetáció, de nincs hatása a CO_2 -nak a klímára (off-line, a klímaváltozást nem veszi figyelembe)
- Teljesen kapcsolt klíma-szénkörforgás modell szimuláció.

Eredményként azt kapták, hogy a globális felmelegedés csökkentheti a szárazföldi szénkészletet, főképpen azokban a melegebb régiókban, ahol a hőmérséklet emelkedése nem előnyös a fotoszintézis szempontjából. Alacsony CO_2 koncentráció esetén a CO_2 direkt hatása dominál, és mind a vegetáció és a talaj szén tartalma növekszik a légköri CO_2 -dal. De ahogy a CO_2 tovább növekszik, úgy a szárazföldi szén-tartalom elkezd csökkenni, mert a CO_2 direkt hatása a fotoszintézisre telítődik, de a speciális talaj lélegzés aránya növekszik a hőmérséklettel. Az átmenet a két rendszer között 2050 körül történhet meg a szimuláció

szerint. A modellezett CO_2 keveredési arány 2100-ra eléri a 980 ppm értéket, figyelembe véve a szárazföldi szén-körforgás pozitív visszacsatolását a klímára.

Az óceán CO_2 felvételi hatékonysága csökken az évek során, az arány 5 GtC/év értéket éri el 2100-ra. A szimulációk során azt tapasztalták, hogy a növekvő hőmérsékleti eltérések (az óceán felszíni hőmérsékletének az emelkedése miatt) gátolják a CO_2 gáz felszabadulását, amely csökkenti a tápanyagok elérhetőségét és a nettó primer produkciót 5%-kal. Bár a csak-óceán kísérletek egy kis hatást mutatnak a klíma változására az óceáni szén-felvétel során, ezt a csökkenést a biológiai pumpa működésében a csökkent mélyvizekből feltörő CO_2 mennyiség kompenzálja.

Dufrense és munkatársai (2002) a francia IPSL intézetében hasonló szimulációt végeztek, amelynek eredményeit összevetették a Hadley Center-beli adatokkal egy további tanulmányban is (Friedlingstein et al., 2003), ahol a szén-körforgás visszacsatolásának matematikai értékelését és összehasonlítását találjuk. A tanulmányok egyetértének abban, hogy a szárazföldi bioszféra pozitív visszacsatolással van a klímára, de a mértéke a COX által kapott értéknek csupán a harmada. Az óceán CO_2 felvételére vonatkozóan egyetértének a modellezők, a klímaváltozás során alig fog változni a mértéke. Ez ellentétes azzal a korábbi csak-óceán modellekkel, ahol a klímaváltozás csökkenti az óceán szén-felvételét (Joos et al., 1999; Sarmiento et al., 1998)

Zeng és munkatársai (2004) a Marylandi Egyetemen végeztek szimulációs kísérleteket a szén-körforgás visszacsatolására. Az eredményeiket összevetve a korábbi tanulmányokkal azt találták, hogy a kísérletek kimenetelei közötti bizonytalanságok oka a szárazföldi szén-tartalom meghatározás.

A Hadley Center-beli kiugró eredményekre válaszul Jones és munkatársai (2003) finomítottak a modell beállításain. Az előbb is használt klíma modellt kiegészítették egy interaktív kén-körrel, amely figyelembe veszi a szulfát aeroszolok hűtő hatását is, amellyel a jelenlegi CO_2 koncentráció túlbecslése az előző számítások alapján (COX et al., 2000) megszűnt.

A szárazföldi ökoszisztémák tehát pozitív visszacsatolással vannak összességében a klímára, de a mértékük meglehetősen bizonytalan (Govindasamy et al., 2004; Joos et al., 2001). Ezért vizsgálatokat végeztek a jövőre nézve a C⁴MIP projekt (Coupled Climate-Carbon Cycle Model Intercomparison Project) keretében (Friedlingstein et al., 2006). A modellek közül hét kapcsolt óceán-légkör általános cirkulációs (OAGCM) és négy darab közepes komplexitású klíma-szénkörforgás (EMIC: Earth system models of intermediate complexity) modellt. A szimulációk futottak egy múltbeli időszakon és a 21. századon át. Minden modell az észlelt antropogén fosszilis tüzelőanyag-kibocsátások mértékét vette figyelembe egy múltbeli időszakra és az IPCC SRES A2 scenáriója szerinti kibocsátást 2000-2100 időszakra.

A legtöbb modell tartalmazza a földhasználattal összefüggésben levő CO_2 kibocsátások mértékét, de egyik modell sem alkalmazza a vegetációs modell peremfeltételének az előírt aktuális föld-felszíni változásokat. Ezért az erre vonatkozó fizikai és biogeokémiai folyamatokat mellőzték a tanulmányozás során. A földhasználattal kapcsolatos kibocsátások külső jellemzőként jelennek meg.

Minden modell csoporton legalább két szimulációt hajtottak végre, az egyik a „kap-

csolt” eset, amelyben a klímaváltozás hat a szén-körforgásra, a másik „nem kapcsolt” eset során a CO_2 -ot úgy kezelik, mint egy nem sugárzó aktív gáz. A kétfajta futtatás közti eltérés meghatározza a klíma hatását a szén-körre és így módon a légköri CO_2 -ra, amely alapvető a klíma- szén visszacsatolás során.

A különböző „kapcsolt” modellek eltérései a légköri CO_2 növekedésével 2025 körül válnak meghatározóvá. Összehasonlítva a kapcsolt és a nem kapcsolt modelleket azt találták, hogy minden kapcsolt szimulációs modell magasabb CO_2 -tartalmat jósol. Azt lehet mondani, hogy minden modellnek létezik pozitív klíma-szénkör visszacsatolása. Ez a többlet CO_2 keveredési arány meglehetősen bizonytalan, 20 ppm és 220 ppm között mozog 2100-ra.

Visszacsatolás elemzést végeztek a CO_2 koncentrációra vonatkozóan. A CO_2 változásának hatása a globális átlaghőmérsékletre a következő egyenletből becsülhető:

$$\Delta T^c = \alpha \Delta C_A^c \quad (1)$$

ahol ΔT^c a növekvő hőmérséklet (K), ΔC_A^c a légköri CO_2 koncentráció (ppm) és α a lineáris tranziens klíma érzékenység, c a kapcsolt modellre, u pedig a nem kapcsoltra vonatkozik.

A járulékos melegedés, amely a klíma-szénkörforgás visszacsatolásának köszönhető:

$$\Delta T^c - \Delta T^u = \alpha (\Delta C_A^c - \Delta C_A^u) \quad (2)$$

Ezért további 0,1-1,5°C melegedés előre jelezhető 2100-ra a visszacsatolás végett (Friedlingstein et al., 2006). A pozitív mértékű szén-kör- klíma visszacsatolás azt jelenti, hogy a megengedhető kibocsátások mértékét alacsonyabbra kell venni a jelenleginél (Jones et al., 2006, Scheffer et al., 2006).

4.5. Fenológiai modellek és technikák

A fenológiai modellek és technikák közül a legfontosabbak a növényfejlődési modellek. Ezen modellek története 1735-re tekint vissza és Reaumur nevéhez fűződik (Chuine et al. 2003). Reaumur a fenofázisok dátumát és a fázis egy tetszőleges napján mért átlaghőmérsékletet jegyezte fel.

Reaumur vizsgálatai során megfigyelte, hogy a gabonát és a szőlőt később takarították be 1735-ben, amikor is alacsonyabb volt az áprilisi, májusi és júniusi hőösszeg, mint 1734-ben. Ebből hamar levonta azt a következtetést, hogy a növények gyorsabban fejlődnek, ha magasabb a hőmérséklet a vetés és a betakarítás közötti időszakban a gabona félek esetében, illetve virágzás és betakarítás között a szőlőnél.

A modellezés fellendülése a 20. századra tehető a számítástechnikai tudományok fejlődésével, és a globális klímaváltozással kapcsolatos vizsgálatok népszerűségének növekedésével párhuzamosan. Leginkább a hőmérséklet növekedés és a fenofázisok változásának kapcsolatát vették alapul. A legtöbb modell előre jelzi a rügyfakadást, virágzást, termésérést, de még nem igazán tudják megjósolni a fák lombjának elszíneződésének időpontját. A modelleknek 3 fontosabb típusa van:

- elméleti modell: költség/haszon arányon alapul a növény által hozott levelek esetében (Kikuzawa 1991, 1995a, 1995b, 1996; Kikuzawa és Kuno 1995).

- statisztikai modell: az összefüggéseket vizsgálja a klímátényezők és a fenofázisok ideje között. Például a Tavaszi index modell (Schwartz és Marotz 1986, 1988; Schwartz 1997) figyeli a határértékek közti hőfok napokat, a közép hőmérsékletet, intenzitást, szinoptikus időjárás jelenségek számát.
- mechanikus modell: leírja az ismert vagy feltételezett ok-okozati összefüggéseket a biológiai folyamatok és néhány környezeti faktor között. Például a tavaszi felmelegedési modell az átlag hőmérsékletek és hőösszeg mellett a fejlődési rátákat is tartalmazza. Viszont ennek a modellnek van egy alapvető problémája, még pedig az, hogy a nyugalmi időszakban lejátszódó biokémiai és biofizikai folyamatokkal kapcsolatos ismereteink ma még eléggé hiányosak.

A fásszárú növények rügyfakadásának idejét előrejelző modelleket az erdészetben már csaknem két évtizede széles körben alkalmazzák, hogy becsüljék a klímaváltozás hatásának következményeit a fák fenológiájára (Hänninen et al., 1993; Kramer 1994b; Hänninen 1995; Kramer 1995; Hänninen, 1996) és a szárazföldi szén produktivitásra (Lieth, 1971; Kramer et al 1996; Kramer és Mohren 1996). A fenti szakirodalmi munkákban a hőmérséklet elismerten a fő változó, mely szabályozza a rügyfakadás, valamint a virágzás időzítését. A fenológiai modellek mint a klímaváltozás hatásvizsgálatának eszközei virágkorukat élik (Menzel és Fabian 1999, Menzel és Estrella, 2001, Menzel 2000, 2003, Menzel et al 2006).

Az ökoszisztémák produktivitásának helyreállításához és előrejelzéséhez készítették modelleket Lieth (1971), Kramer és Mohren (1996), valamint Kramer és munkatársai (1996).

A fenológiai modellek másik fontos alkalmazása a fajok elterjedésének előrejelzése a jövőbeli éghajlatváltozás fényében (Chuine és Beaubien 2001). Morin és Chuine (2005) modelljének alapfeltevése, hogy az éghajlat egyik fő, az adaptív kapacitást nagymértékben befolyásoló vonása, hogy a fenológia meghatározza a populáció éves szaporodási sikerét, ezáltal a fajok rátermettségét és az előfordulás valószínűségét bizonyos éghajlati feltételek között, hiszen a növényeknek a környezeti feltételekhez történő alkalmazkodása erősen függ a fejlődés ütemezésétől az éghajlat szezonális változásai során.

A fenofázisok kezdőpontjának előrejelzésére alkalmazható fenológiai modelleknek három fő típusát különböztetjük meg: elméleti modellek, statisztikai modellek és folyamat-alapú modellek (Chuine et al. 2003). Az elméleti modellek a leveleknek a gazdaságtudományokban kifejlesztett költség-haszon modellekkel kifejezhető produkciós folyamatok alapulnak, mégpedig úgy, hogy a fák leveleinek fejlődését szimulálják, optimalizálva a biomassa-nyereséget. A statisztikai modellek összekapcsolják a fenológiai események és a klimatikus tényezők tapasztalati megfigyeléseit számos matematikai függvény segítségével (Schwartz 2003; Sparks és Tryjanowski 2005). A folyamat alapú modellek formailag írnak le ismert vagy feltételezett ok-okozat kapcsolatokat biológiai folyamatok és vezető környezeti faktorok között. Folyamat alapú és statisztikai fenológiai modelleket használtak a múlt éghajlati változásainak rekonstruálásához történelmi fenológiai sorokat felhasználva, például az 1370 óta Franciaországban feljegyzett, világviszonylatban is páratlan értékű szőlő szüreti adatokra is (Chuine et al. 2004).

A rügyfakadás és virágzás időpontjára vonatkozó fenológiai modellek nagy része azon az általánosan elfogadott feltevésen alapul, hogy a rügyfakadást a nyugalomban ért hideghatást követően elsősorban a növényt ezután ért effektív hőmennyiség határozza meg (Chuine 2000, Carbonneau et al. 1992, Jones 2003, Jones et al. 2005), majd a rügyfakadástól, illetve az azt követő időjárási körülményektől függően, ám a nyugalomban ért hideghatástól sem függetlenül alakul a virágzás (Moncur et al. 1989). A léghőmérsékletből kiinduló modellek közül ismerünk lineáris és logaritmikus akkumulálódást feltételezőket is (Oliveira 1998, Riou 1994). Nem mindegy az sem, hogy a léghőmérsékletet napi lépéssel vagy óránkénti pontossággal kezelik (Cortázar-Atauri et al. 2005). Sok esetben a túlzott finomítást követően a modellek korántsem teljesítik az elvárt pontosságot a nagyszámú szükséges paraméterbecslés miatt (Cortázar-Atauri et al. 2009).

Az 1990-es években Hänninen és munkatársai gazdag szimulációs munkája nyomán ismerhettük meg a fásszárú növények éghajlati hatásokra adott fenológiai válaszait (Hänninen 1990, 1991, 1995, 1996; Hänninen et al. 1993).

A folyamat alapú modellek már a kényszernyugalmi időszak során is leírják a növényben lezajló folyamatokat, és összekapcsolják azokat a később, a mélynyugalmi állapot megtörését követően, a külső faktorok (általában a hőmérséklet) hatására történő fejlődési-sejtnövekedési folyamatokkal. Chuine és Cour (1999) eredményei ugyanis azt mutatják, hogy a mélynyugalom során akkumulálódott hideg hőösszegek gyorsítják az életfolyamatok beindulását, ha egyszer a mélynyugalmi állapot megtört. Más szóval általában a mélynyugalom alatt nagyobb mennyiségű hidegösszeg akkumulálódását követően a kényszernyugalomban kevesebb hőösszeg is elegendő a rügyfakadáshoz. Ezt igazolják a különböző kísérleti eredmények, melyeket különböző fajokról kaptak (Nienstaedt 1966; Farmer 1968; Nelson és Lavender 1979; Maugét 1983; Heide 1993; Hänninen és Backmann 1994; Myking és Heide 1995). Ez az egyik oka annak, hogy a hideghatást is figyelembe vevő hőösszeg-modellek általában olyan területeken alkalmazhatók nagy sikerrel, ahol minden évben számíthatunk megfelelő hideghatásra, és ez a hideghatás nem túlságosan nagy, illetve nem túlságosan elhúzódozó. Tipikusan ilyen például a Kárpát-medence vidéke.

Az újabb, folyamat alapú modellek főleg a kényszernyugalom és a mélynyugalom fázisa folyamán a hőmérsékletre adott válasz típusában különböznek (Chuine et al. 2003).

Chuine és munkatársai (1999) rügyfakadási és virágzási modelleket teszteltek, melyben a modellezéshez használt fenológiai adatok típusa szerint négy csoportot különböztettek meg:

1. Megfigyelés a természetben vagy ültetett populációkban (Cannell és Smith 1983; Nizinski és Saugie, 1988; Hunter és Lechowicz 1992; Kramer 1994a,b; Häkkinen et al. 1995);
2. Klónok megfigyelése különböző környezetben - fenológiai kertek (Schnelle és Volkert 1974; Kramer 1995);
3. Üvegház kísérletek (Perry és Wang 1960; Nelson és Lavender 1979; Maugét 1983; Murray et al. 1989; Hänninen et al. 1993; Heide 1993; Cecih et al. 1994; Hänninen 1996; Myking és Heide 1995);
4. Pollen emisszió mérése a légkörben, ami jelzi a populációk virágzásának idejét (Boyer 1973; Richard 1985; Andersen 1991; Frenguelli et al. 1992; Chuine et al. 1998).

1989-ben Murray és munkatársai az emelkedő téli hőmérséklet hatását vizsgálták fás növények rügyfakadási idejére Skóciában. A különböző skóciai fafajok rügyfakadását megvizsgálva azt az eredményt kapták, hogy a melegedő téli hőmérséklet hatására inkább késhe a rügyfakadás azoknál a viszonylag nagy hidegösszeg-igényű fajoknál, melyek viszonylag enyhe telű termőhelyen élnek. Ezzel szemben a rügyfakadás felgyorsult az alacsony hidegösszeg igényű fajoknál, melyek viszonylag hideg termőhelyen élnek.

A légköri széndioxid-tartalom hatását vizsgálta 1991-ben Hänninen, aki 73 év hőmérsékleti adatsorát felhasználva fás növények rügyfakadási idejét és az ezt követő fagykárkockázatot vizsgálta közép-finnországi feltételek között. Hasonló témával foglalkoztak Murray és munkatársai is (1994). Számításaihoz Sarvas (1974) Hänninen által javított (1990) rügyfakadási szimulációs modelljét használta kétszeres légköri CO₂ szintű éghajlati scenáriót (Bach, 1987) feltételezve. Az előrejelzés szerint a kétszeresére emelkedett széndioxid-szint hatására megemelkedő középhőmérséklet siettetni fogja a fák rügyfakadását, megnövelve ezzel a rügyfakadás után bekövetkező fagykárok kockázatát (Hänninen 1991).

A fenti két eredmény megjelenése után Kramer (1994a) tovább boncolgatta a témát, feltéve a kérdést, hogy mi okozhatta az ellentétes eredményeket: talán a különböző modellek vagy az eltérő klímaszenariók alkalmazása? Esetleg az eltérő, lokális termőhelyekhez adaptálódott különböző fajok? Vizsgálataihoz a Hollandiában és Németországban a fenológiai hálózat által gyűjtött 11 fajfaj adatsorát használta. Az adatok elemzéséhez különféle modelleket használtak (Sarvas 1974; Hänninen 1990, Kramer 1994b, Murray et al. 1989), valamint egyenesen és változóan melegedő klímaszenariókat. Végeredményül minden esetben emelkedő vagy konstans minimum hőmérsékletet jósolt a rügyfakadás ideje körül, minden scenárió esetében, a *Larix decidua*, *Betula pubescens*, *Tilia platyphylla*, *Fagus sylvatica*, *Tilia cordata*, *Quercus rubra*, *Quercus robur*, *Fraxinus excelsior*, *Quercus petraea*, *Picea abies* és a *Pinus sylvestris* fajok németországi és holland termőhelyein. A tanulmány felfedte azt is, hogy a fajok különböznek a változó téli hőmérsékletre adott válaszukban. Azok a fajok, melyek rügyfakadása április végén következik be, erősebben reagálnak a hőmérsékletváltozásra, mint azok, amelyek május első hetében fakadnak. Ez várhatóan hatással van az egyes élőhelyeken élő fajok kompetitív kapcsolataira, mivel a már meglévő különbségeket fokozza egy ilyen eltérő válaszadás. Ugyanis egy 1996-os kutatásban azt sikerült bizonyítani, hogy az vegyes erdőkben élő fajok nettó elsődleges produkciója magasabb, mint a monokultúrában élő fajok esetében (Kramer et al. 1996).

Chuine és munkatársai (1999) nyolc modell, különböző fajokra végzett összehasonlító vizsgálata megmutatta, hogy mivel a különböző fafajok különbözőképpen válaszolnak az éghajlati melegedésre, ezért a fenológiai modelleket fajtaspecifikálni szükséges. Mindazonáltal véleményük szerint a legjobb lehetséges előrejelző modell jellemzői a következők: (1) a kritikus kényszernyugalmi hőösszeg és a mélynyugalmi hőösszeg egymással negatív exponenciális kapcsolatban van, (2) a rügyfejlődésre gyakorolt hőmérsékleti hatás szimulálásához a kényszernyugalmi és mélynyugalmi hőösszeg-függvények használata szükséges (Hänninen 1990) az egyszerű hőösszeg és hidegösszeg számítások helyett és végül (3) a kényszernyugalmi hőösszeg a kényszernyugalom kezdetétől hatékony és nem a mélynyugalom kezdetétől (Kramer 1994b). Az utóbbi évtized különböző modelljeinek

térbeli és időbeli összehasonlító vizsgálatait Cortázar-Atauri és munkatársai (2009) végezték el.

A növény fenológiai modellek jelentősége:

- a globális felmelegedés hatásának predikciója a vad és termesztett növényekre (Pouget 1963, 1966; Richardson et al. 1974; Ashcroft et al. 1977 Swartz és Powell 1981; Anderson et al. 1986; Osborne et al. 2000).
- a termőképesség modellek javítása (Lieth 1970, 1971; Kramer és Mohren 1996).
- a pollenek megjelenésének megjövendölése az allergiások számára (Frenguelli et al. 1991; Frenguelli et al. 1992; Marletto et al. 1992; Chuine et al. 1998; Frenguelli és Bricchi 1998; Chuine et al. 1999).
- erdészek és gazdák segítése például a fagykár megjövendölésével.

A klímaváltozás az erdők növekedésére gyakorolt hatását jellemzi a FORGRO (Forest Growth) modell. Szimulálja a fák növekedését és produktivitását (Mohren 1987; Kramer 1995a; Kramer et al. 1996; Leinonen és Kramer 2002). A vegetációs időszak végén megjelenő fenofázisokat figyeli meg (Vesala et al. 1998). A modellben CO₂ növekedése és a hőmérséklet növekedése befolyásolja az erdőkben élő fákban lezajló folyamatokat.

Az állatok életciklusát jellemző modellek leginkább a hidegvérű állatokkal foglalkoznak, ugyanis a melegvérű állatok alkalmazkodása a különböző időszakokhoz kevésbé jelentős (Régnière et al. 2003). Ezek között is vannak hőmérséklettől függő modellek, amelyek a rovarok fejlődése és a hőmérséklet közti kapcsolatot mutatják meg (Logan és Powell 2001).

A táj klímáját befolyásoló négy faktor a következő: a földrajzi szélesség, tengerszint feletti magasság, kontinentalitás, helyi keringések fekvése (cirkulációk) (Bolstad et al.).

Vannak napi időjárás generátorok, ami realiztikus adatokat készít a napi esőzésről, napsugárzásról, havi középhőmérsékletről és csapadék mennyiségéről. Szimulál extrém hatásokat is, mint például az aszály és a fagy.

Az erdő fáiak fenológiai variációjáról szól Brügger 2003-as cikke. A PEI (Phenological Emergence Index) a fenofázisának megjelenési indexe, ami a levél tavaszi kihajtását és őszi elszíneződését becsüli meg. A fenofázis azt mutatja meg, hogy a növények melyik fejlődési állapotukban lettek megfigyelve. A fenológiai fejlődési állapot pedig az, amikor a növekedés során speciális morfológiai rész jelenik meg. A *Fagus sylvatica* és a *Picea abies* fejlődését vizsgálták 1990 -1999-ig svájci erdőkben. Azt tapasztalták, hogy a levél színeződésére és lehullására hatással van a hőmérséklet, a fotoperiodus, a csapadék, a szárazság és még a szél is. A bükk leveleinek kihajtása 1-19 napig tartott, az elszíneződése pedig 6-36 napig.

A fenológiai növekedési állapot meghatározása egy- és kétszikűek esetében a BBCH skála segítségével történik (Meier 2003). Összesen 99 kódot tartalmaz a skála, amit 10-es csoportokba soroltak be. A 00. kód a magállapotot jelöli, mielőtt, még kihajtana a növény, a 99. kód pedig a post-harvest munkákat illetve a raktározást fejezi ki.

A BBCH skála csoportjai a következők:

- 00-09: Csírázás, rügyfakadás, kihajtás. Ide tartozik, a 07-mikor megindul a rügyfakadás, 09 - a rügy mutatja zöld hegyét.
- 10-19: A levél fejlődése.
- 20-29: A hajtáshozás.
- 30-39: Szár vagy rozetta növekedése, hajtás fejlődése.
- 40-49: A betakarítandó növényi részek fejlődése.
- 50-59: Virágok megjelenése. Pl.: 51- virágrügy megjelenése, 55- első virágok megjelenése, 59- első virágszirmok megjelenése.
- 60-69: Virágzás. Pl.: 60-első virág kinyílik, 65-50%-a a virágoknak kinyílt és az első virágszirmok kezdenek lehullani, 67-virágzás vége, a szirmok lehullottak, 69-virágzás vége, a termés megjelenik.
- 70-79: A termés fejlődése.
- 80-89: A mag pergése.
- 90-99: Megöregedés, nyugalmi állapot kezdete. Pl.: levélhullás kezdete.

Az alma, a körte, a birs, a szamóca és a ribizske (v. ribizli) esetében speciális skálát használnak (Meier et al. 1994):

- Rügyfejlődés.
- A levelek fejlődése.
- A hajtás fejlődése.
- A virág megjelenése.
- A virágzás.
- A termés fejlődése.
- A mag és gyümölcserés.
- Megöregedés, nyugalmi állapot kezdete.

Vannak úgynevezett fenológiai kalendárok, amik leírják az időszakos természeti jelenségek kezdetét, idejét és a közöttük lévő kapcsolatokat (Ahas 2003). Ehhez segítséget nyújtanak a környezeti kondíciók, ökoszisztémák és egyes fajok. Ha a fenofázisokat összevetjük a klímával és különféle természeti jelenségekkel, akkor változatos képet kapunk róla. Ezért nagyon fontos a klímaváltozással kapcsolatos kutatásokban (Penuelas és Filella 2001). Az európai programban, a POSITIVE-ben (Menzel et al. 2001) több mint 400 fázist gyűjtöttek össze a flórán és faunán belül összesen valamint a megfigyelő állomások környezetét tanulmányozták még mellé. A kalendáriumokban megjelenítették a napi középhőmérsékleteket is.

Tehát a fontos paraméterek a következők voltak:

- fenofázis pl.: rügyfakadás, levélhajtás
- fizikai környezeti kondíció pl.: hó, jég
- klíma paraméterek pl.: hőmérséklet, csapadék, szél

A kalendáriumok fajtái:

- leíró: a fenofázisok előfordulását és a sorrendjét is leírja,
- viszonylagos: összehasonlítja a fázisokat és az ökológiai körülményeiket.

A közép-európai fenológiai kalendáriumokban környezeti küszöbértékek határozzák meg egy szezont kezdetét illetve végét. Ha a napi középhőmérséklet meghaladja a 0 °C-ot, akkor az a kora tavasz kezdetét jelzi, ha az 5 °C-ot haladja meg akkor pedig a tavasz kezdetét jelöli, ha pedig a 13 °C-ot, akkor a nyár kezdődik el. Ha viszont a napi átlagos hőmérséklet 0 °C alá esik, az a tél kezdetét jelzi, ha 5 °C alá megy, akkor az a késő őszeleje, ha pedig 13 °C alá megy, az az őszi kezdete (Jaagus és Ahas 2000).

POSITIVE program, a különböző nemzetek kalendáriumából összegyűjtött adatok vizsgálata során a következő megállapításokat tette:

- Németország és a környéke: legkorábbi dátumok, leghosszabb vegetációs időszak, leghuzamosabb közbenső évszakok, legnagyobb trendek és erős 8 éves ingadozási ciklusok
- Balti régió: óceáni klímahatás (késő nyár, több eső), erős trendek, látható nyolc éves ciklus.
- Ukrajna: legkorábbi középtavaszi, leghosszabb nyár, késői csapadék, alacsony-normál eltérések.
- Oroszország: legkésőbbi kezdeti dátumok, legrövidebb vegetációs időszak, kontinentális klíma (hosszú tél és rövid nyár), rövid közbenső évszakok, nincsenek trendek a keleti és a déli régiókban, 8-13 éves ingadozó ciklusok a fragmentumokban.

A növényi fenológia ujjlenyomatait a változásokat megmutató indikátor növények (Menzel 2003). Az utóbbi 3-5 évtizedben végeztek leginkább megfigyeléseket a tavaszi fenofázisoknál pl. az orgona esetében. Ennek eredménye a következő, Európában 0,12-0,31 nappal korábban következtek be a fázisok évente, Észak-Amerikában 0,08-0,38 nappal korábban átlagosan évenként. Kevesebb vizsgálatok folytak az őszi fázisokról, átlagosan 0,03-0,16 nappal később következtek be évente. Észak-Kelet Spanyolországban mutattak jelentős változást a levelhullásban, 13 nappal később hullajtották le a levelüket 2000-ben, mint 1952-ben (Peñuelas et al. 2002). A terméshozásban pedig pl. a *Sambucus nigra* és az *Aesculus hippocastanum* esetében 9 nappal korábbi adatokat mértek 2000-ben, mint 1974-ben.

A fenofázisok, mint bioindikátorok használata igen hasznos a klímaváltozással kapcsolatos vizsgálatokban is. Például Gresheimben lévő *Prunus avium* virágzásáról 100 éves adatsor van. Az adatok ábrázolása során 3 ciklusban helyeztek rá trendvonalat: 1900-2000-ig, 1951-2000-ig, 1982-2000-ig. Ennek eredményeként egyre meredekebb trendvonalat kaptak, ami azt mutatja, hogy a fenológia változása egyre gyorsabb, egyre korábban jelennek meg a fázisok. Ezt a változást pedig változását a hőmérséklet emelkedésével hozzák kapcsolatba. Az őszi levél színeződésének időpontját befolyásolja a késői meleg nyár, ami késlelteti, a májusi és júniusi magasabb hőmérséklet pedig előrébb hozza (Menzel 2003).

A csapadék hatása leginkább a mediterrán vegetációban fontos (Peñuelas et al. 2002), a kevésbé szárazságtűrő fajok és a nem öntözött mezőgazdasági növények korlátlának

a csapadékkal. A jövőben pedig fontos lehet a fenofázisok változásában a fotoperiódus szabályozása, a CO₂ hatása, öntözés, műtrágyázás, a mezőgazdász tevékenységei (Menzel 1998; Peñuelas et al. 2002).

Nem csak a növények jelezhetik az időszakok változását, hanem például az első madárrénekek, a költöző madarak korábbi megérkezése vagy a lepkék korábbi megjelenése is.

Az északi féltekén a középhőmérséklet 0,6 °C-ot nőtt a 20. század eleje óta. Jobban emelkedett a napi minimum hőmérséklet, mint a maximum (Karl et al. 1993; IPCC 2001). A vegetációs időszak hossza Euráziában 18 +/- 4 nappal lett hosszabb, Észak-Amerikában 12 +/- 5 nappal (Zhou et al. 2001).

A kontinentális-skála fenológiai modellje a hő-foknap összegeket használja és a növény-klíma kapcsolatokat figyeli meg (Schwartz 2003). A modell csak őshonos növényeket vizsgál. A tavaszi index az orgona és a 2 féle lonc első levélhozásának megfigyeléséből kapott adatokat veszi figyelembe. Schwartz (1997) által alkotott második generációs, első levelet és első virágot vizsgáló modellek az alábbi adatokat tartalmazták:

- az első -2,2 °C-os fagyos nap őszele
- összes hideg nap
- a tavaszt jelző első levél kora tavasszal
- a tavaszt jelző első virág késő tavasszal
- utolsó -2,2 °C-os fagyos nap tavasszal
- fagyos napok száma
- az első levél hozás napja és az utolsó fagyos nap között eltelt idő
- átlagos évi hőmérséklet

Egy 1959-1993 közötti vizsgálatban azt kapták eredményül, hogy a tavaszt jelző első levél 5,4 nappal, az első virág 4,2 nappal, az utolsó fagyos nap 4,2 nappal korábban jelentkezett (Menzel és Fabian 1999).

4.6. A modellezés lehetőségei és eredményei édesvízi ökoszisztémák esetén (irodalmi áttekintés)

A jövőben várható globális változások hatásainak feltérképezéséhez kétségkívül az egyik legkézenfekvőbb megoldás a modellezés módszereinek felhasználása. Napjainkban rendelkezünk az éghajlati rendszer globális (egész Földet lefedő) számszerű modelljeivel, amelyek – tükrözve a gazdasági fejlődés és szennyezőanyag-kibocsátás optimista és pesszimista változatait – különböző kibocsátási forgatókönyveken alapulnak. A globális skálájú modellek („General Circulation Model”, GCM) outputjainak kisebb térségekre történő leskálázása céljából regionális cirkulációs modellfuttatások (RCM) is készültek. Ezek a modellek viszonylag pontosan képesek rekonstruálni a múlt éghajlatát, mindezek alapján pedig a jövőben várható éghajlat alakulásáról számszerű predikciókat tudnak adni. A regionális klímamodellek jövőre vonatkozó adatsorainak felhasználása nagy lehetőséget jelent a vízi szervezetek esetében is a jövőben várható állapotok becslésére.

A vízi szervezetek modellezése nagy múltra tekint vissza. A XX. sz. első felében, a halászati kutatások fellendülésének idején a halállomány dinamikájának leírásához már matematikai modelleket is használtak, valamint a biológiai, fizikai faktorokkal és az emberi beavatkozással összefüggő kapcsolatait vizsgálták (Cushing 1975; Gulland 1977; Steele 1977). Másrészt a fitoplankton produktivitás modellezése is megkezdődött, elsősorban Fleming (1939), Ivlev (1945), Riley (1946) és Odum (1956) munkáin alapulva. Jellemző kutatási irány volt a fitoplankton virágzás zooplankton általi kontrollja, amely először Fleming (1939) munkájában jelent meg, egy differenciálegyenletet használva a fitoplankton biomassa időbeli dinamikájának leírására. A modellezési munkák sok esetben használták fel Lotka (1925) és Volterra (1926) préda-predátor interakcióinak egyenlőségeit a fito- és zooplankton közötti trofikus kapcsolatok leírására (Segel & Jackson 1972; Dubois 1975; Vinogradov & Menshutkin 1977; Mimura & Murray 1978).

A múlt század első fele óta eltelt időben számos irányzat különült el a modellezésben, sokféle eltérő szemléletmód és közösségökölógiai hipotézis mentén, sokszor olyan speciális kérdések köré is kihegyezve, mint amelyek a térben inhomogén plankton közösségek dinamikájának hátteréül szolgáló folyamatok megértését is szolgálhatják, kevés fajból álló, préda-predátor interakción alapuló modell alapján (Medvinsky et al. 2001).

Napjainkban két eltérő modellezési irányzat látszik elkülönülni vízi rendszerek esetén (Peeters et al. 2007). Az egyik a fitoplankton válaszaira fókuszál minimalista modellek alapján (Gragnani et al. 1999; Huisman et al. 2002; Huppert et al. 2002). Ez a kutatási irány speciális kérdésekre koncentrál a témán belül. A modellek ebben az esetben nincsenek terepi adatokkal közvetlen összefüggésben, mindamellett céljuk alapvető betekintést biztosítani ökológiai folyamatokba. A másik irányzatot képviselik a komplex ökológiai modellek, amelyek alapvetően planktonikus szervezetek és a tápanyagok modellezésére épülnek, terepi adatsorok alapján, figyelembe véve fizikai, kémiai és biológiai tényezőket. Alapvetően ezek a modellek veszik célba a környezet hosszútávú változásainak – mint az antropogén terhelés következményeinek és a klímaváltozás hatásainak – prognosztizálását. Jellemzően rengeteg komponensből állnak: ezek egyrészt számos biotikus modellezendő egységet jelentenek a fitoplankton elkülönült csoportjain keresztül zooplanktonikus szervezeteken át magasabb fogyasztói szintekig, másrészt abiotikus terepi adatsorok alapján is több alapvető paraméterrel számolnak. Ráadásul az adott víztér meglehetősen alapos ismeretét és kutatottságát igénylik. A komplex ökológia modellekben a paraméterek nagy száma sok nehézségeket okozhat (Omlin et al. 2001).

A klímaváltozás szempontjából érdekes modelleket szintén két nagy részre célszerű bontani:

1. A modellek jelentős része fizikai alapú, hidrológiai modelleket ill. modellrendszereket használ fel, sok esetben kémiai tényezők kombinálásával. Együttes jellemzőjük, hogy az élőhely megváltozását kísérelik meg modellezni, és csak azon keresztül magyarázzák a benne élő közösségek megváltozását (pl. Hostetler & Small 1999; Blenckner et al. 2002; Gooseff et al. 2005; Andersen et al. 2006).
2. Egy másik megközelítést jelent, amikor egy élőhely adott populációjának, vagy a közösség bizonyos elemeinek mennyiségi változásait (is) modellezzik. Ebben az esetben leggyakrabban a fitoplanktont veszik alapul, gyakran szétbontva több csoportra,

mint pl. diatóma, cianobaktérium, zöldalga (Mooij et al. 2007). A komplexitás és az érvényesség körének szélessége alapján további alkategóriákat is elkülöníthetünk:

- 2.1. Gyakran bizonyos részletkérdések köré csoportosulva – amelyek lehetnek alapvető jelentőségűek is – egyszerűbb modelleket alkotnak. Maguk a modellek önmagukban lehetnek viszonylag komplexek is, számos bemenő paraméterrel működtetve, de érvényességi feltételeik szűkre szabottak, vagy a modellezett jelenség speciális volta, vagy a speciális környezetre való vonatkoztatásuk révén (pl. Matulla et al. 2007; Hartman et al. 2006; Peeters et al. 2007)
- 2.2. A modellek akár összetett modellrendszereket vagy komplex ökoszisztéma modelleket is képezhetnek, amelyekbe gyakran számos környezeti befolyásoló tényezőt (mint tápanyagok, fény) építenek be, és fizikai modellel is kombinálhatják (pl. Elliott et al. 2005; Mooij et al. 2007; Komatsu et al. 2007; Malmaeus & Håkanson 2004; Krivtsov et al. 2001).
- 2.3. Egy előzőeknél jóval nagyobb bizonytalansággal jellemezhető irányzatot jelent a számos alapvető befolyásoló tényező elhanyagolásán alapuló taktikai modellezés. Ezek a modellek a lényeg megragadására koncentrálnak és számos alapvető folyamatot figyelmen kívül hagynak, mégis hasznosak lehetnek a rendszer általános működésének megértésében. A hangsúly nem a matematikai műveletek biológiai értelmezhetőségére, hanem a modell prognosztikai használhatóságára tevődik (pl. Hufnagel & Gaál 2005; Sipkay et al. 2008b; Sipkay et al. 2009a; Vadadi-Fülöp et al. 2008, 2009).

4.6.1. A környezet megváltozásának modellezése

Azok a modellek, amelyek a klíma várható változásának (mint: hőmérsékletemelkedés, csapadékvisszonyok változása) következtében az édesvizek fizikai állapotában bekövetkező történéseket kívánják számszerűen leírni, jó alapot nyújtanak az ökológiai változások irányainak felvázolására. Jó példa erre a PROBE-tómodell (Blenckner et al. 2002), amely a klímaváltozás svédországi Erken tó ökológiai állapotára kifejtett hatásainak megismeréséhez biztosított alapot. Ez a harminc éves terepi adatsorok alapján sikeresen tesztelt fizikai tómodell alkalmasnak tűnik előrejelezni a fizikai változásokat és azok mértékét. A változásokat a vízhőmérséklet jelentős emelkedésén kívül a jégborítás időtartamának egyértelmű csökkenése és a teljes jégborítással jellemezhető napok számának csökkenése, valamint a felkeveredési rezsim megváltozása jelenti. Amennyiben ezek a változások bekövetkeznek, az a kutatók eddigi ismeretei szerint fokozott tápanyag körforgást és produktivitást eredményezhet.

A klímaváltozás általánosabb hatásait kísérel meg leírni Hostetler & Small (1999) fizikai alapú tómodellje. A modell Észak-Amerika tavainak fizikai válaszaival (mint: hőmérséklet, felkeveredés, jégborítás, párolgás) foglalkozik, számszerűen jellemezve azok térbeli mintázatát. A modellt különböző térbeli elhelyezkedésű, mélységű és áttetszőségű teoretikus tavakra futtatja. Eredményei a hőmérséklet vészes emelkedését mutatják (bizonyos esetekben 30 °C-nál is magasabb nyári vízhőmérsékletekkel), amelyek a vízi ökoszisztémák jelentős diszturbanciáját jelentik.

Folyóvizek hőmérsékletnövekedésének prediktálására is készültek modellek. Ilyen Gooseff et al. (2005) numerikus folyó modellje, amely a klíma várható melegedésének egy sekély amerikai víztározó (Lower Madison River, Montana, USA) vízhőmérsékletére kifejtett potenciális hatás mértékét hivatott előrejelezni. A tanulmány felhívja a figyelmet arra, hogy a vízhőmérséklet kritikus tényező a halak szempontjából, így annak várható jelentős fokozódása a halpopulációkat erősen stresszeli.

Bizonyos tanulmányok a környezet megváltozását olyan modellrendszerrel kísérelték meg leírni, amely nem pusztán a hőmérséklet emelkedése és a csapadékviszonyok megváltozása hatásait veszi figyelembe egy adott víz esetén, hanem mindezekkel összefüggésben a kémiai komponensek megváltozását is vizsgálja akár egy egész vízrendszer esetén. Ilyen a Mike 11-TRANS modellrendszer (Andersen et al. 2006), amely a Gjern nevű dániai folyónak és vízgyűjtőjének hidrológiai- és tápanyagviszonyainak megváltozását hivatott prediktálni, A2 típusú klímaváltozási scenárió alapján (2071-2100 évek). A modellrendszer az említett RCM-en kívül tartalmaz egy ún. „csapadék-elfolyás” modellt és egy „statisztikai tápanyagvesztés” modellt, amelynek segítségével számszerű predikciókat tudnak adni a folyó vízgyűjtőjén várható hidrológiai és tápanyagviszonyokban bekövetkező változásokra, százalékosan, szezonális jellemzőkkel. Eredményeik alapján pl. az átlagos éves TN (Total Nitrogen) export mintegy 7,7 %-kal fokozódhat.

4.6.2. Speciális kérdések modelljei

Lényegében szintén a környezet megváltozásának modellezését jelenti Matulla et al. (2007) egy felső alpin folyó halegyütteseinek klímaváltozás következtében várható megváltozásának leírását célzó modellje, mert alapvetően a folyó hőmérsékletének emelkedését kívánták modellezni és az alapján következtetni a halegyüttesek változásaira. Azonban az egyes zónákat halfaunisztikai szempontból jellemző index modelljét is létrehozták, amelynek felhasználásával a modell képes számszerű adatokat generálni a halegyüttesek várható megváltozásáról is, így ez a megközelítés egy speciális terület modellezését jelenti. Ugyanakkor a folyószakaszokat jellemző egyes szinttájakra vonatkozó halfaunisztikai adatok révén ez a megközelítés képes átfogóbb képet adni az élőhely várható megváltozásáról. A vizsgálat helyszínéül Ausztria egyik legjelentősebb folyóját, a Mur-t választották, ahol a szinttájak világosan elkülöníthetők. A modellt több részből építették fel: először a vízhőmérsékletet modellezték a léghőmérséklet alapján, figyelembe véve az áramlási sebességet is. A jövőbeli állapotok becslésére a 2027-2049 évekre vonatkozó, mintavételek területére skálázott klímaváltozási scenáriók hőmérsékleti és csapadék adatait használták fel. A halfauna modellezésére Schmutz et al. (2000) által meghatározott Hal Zóna Indexet (FiZI) használták, amely az egyes szinttájaknak többé-kevésbé megfeleltethető hét biocoenotikus régió (Illies & Botosaneanu 1963) mellé rendel számokat egytől hétig. Meghatároztak egy fajspecifikus hal-indexet (FI_{sp}), amely az egyes halfajok preferenciáit jelzi a folyó menti szinttájakhoz. A FP_{sp} felhasználásával pedig a FiZI értékét határozták meg, ami már az egyes halfajok kompozíciójára utal. Eredményeik szerint a vízhőmérséklet emelkedésének és az áramlási sebesség éves ciklusának megváltozása a halközösségek mintegy 70 m-es áthelyeződését is okozhatja. A cyprinid fajok (pontyfélék) előtérbe kerül-

nek a salmonid fajokkal (pisztrángfélék) szemben. A hyporhithal zóna – amely a pér szint-tájnak feleltethető meg – a márna szinttájnak megfelelő epipotamal zónával cserélődhet fel. Ezek által a Mur karakterisztikus halfajai, mint a pénzes pér (*Thymallus thymallus*) és a dunai galóca (*Hucho hucho*) veszélyeztetett más fajok előretörése által. A várható változások kedvezőtlennek tekinthetők, többek között a sporthorgászatilag igen értékes salmonid fajok háttérbe szorulása miatt.

A halfajok ill. halegyüttesek térbeli mintázatainak kialakítását meghatározó klimatikus faktorok révén, klímaváltozási scenáriók felhasználásával már mások is megkíséreltek modelleket használni a jövőbeli állapotok becsléséhez (pl. Flebbe et al. 2006), jól mutatva, hogy az utóbb ismertetett megközelítés sem tekinthető teljesen egyedülállónak.

A komplex ökoszisztéma modellek nehéz megvalósíthatósága és a minimalista modellek specifikus volta miatt olyan modellezési irányzatok is megjelennek, amelyek járható utat keresnek a két irányzat között. Ilyen Peeters et al. (2007) által használt mechanisztikus fitoplankton modell, amely nem kívánja az egész szezont során a teljes táplálékhálózat viselkedését leírni, hanem pusztán a téli és tavaszi állapotokra koncentrál, de figyelembe veszi az ekkor ható valamennyi lényeges befolyásoló tényezőt. Ebben az időszakban a fitoplankton alapvetően a fény által limitált, a tápanyagok nem számítanak, továbbá a táplálékhálózat sem annyira összetett, mint a nyári félévben. A modell maga nem a klímaváltozás kérdéseinek megválaszolására fejlesztették ki, de meteorológiai tényezőktől függése révén ebben a témában is fontos jelentőséggel bír. A fitoplankton növekedésének beindítását, az időzítés évek közti variációit kísérelték meg szimulálni. A modellt a Bodeni-tó egy meghatározott részén (Upper Lake Constance) vett minták alapján készítették el. A vizsgálat helyszínéül szolgáló igen nagy és mély (átlagosan 102 m mélységű) perialpin tó a múlt évszázadban az eutrofizáció és reoligotrofizáció folyamatainak ment keresztül. A jelenség biológiai hátteréről nagy mennyiségű tudásanyag áll rendelkezésre, a tó ugyanis részletesen kutatott területnek számít (Bauerle & Gaedke 1998). A modell az 1979-1994 időszak terepi adatai alapján állították fel. Figyelembe vettek számos meteorológiai tényezőt (mint: szélsébség, szélirány, léghőmérséklet, napsugárzás, csapadék, jégborítás), valamint biotikus tényezőket, értve ezalatt elsősorban fito- és zooplanktonikus adatorokat. Egy dimenziós (1-D) mechanisztikus fitoplankton modellt kombináltak 1-D hidrodinamikussal. A mechanisztikus fitoplankton modell alapvetően az a-klorofill produkciójának és veszteségének vertikális vízoszlopra vonatkozó modelljét jelenti, nagyszámú paraméter beépítésével. Számos paramétert (mint például a respirációs ráta, 10 °C-ra vonatkozó maximális specifikus produkció rátája) konstans értéken tartottak, így bizonyos időben bekövetkező jelenségek (pl. akklimatizáció, változások a közösség struktúrájában) el lettek hanyagolva. Viszont beépítették a különböző zooplankton csoportok legelésének hatását is a modellbe. Az 1-D hidrodinamikussal pedig sikeresen demonstrálták a hőmérsékleti rétegzettséget a tóban. Az eredmények szerint a fitoplankton virágzás beindítása alapvetően a vízoszlop felkeveredésétől („turbulent mixing”) függ. A többi tényező, amelyet számba vettek a jelenség kialakításában (mint pl. a fotoszintetikusan aktív sugárzás vagy a vízhőmérséklet), nem tekinthető lényegesnek. Mindez a klímaváltozás szempontjából is jelentős megállapítás, mert az évek közötti felkeveredési dinamika eltérései alapvetően meteorológiai tényezőkkel hozhatók összefüggésbe. A klí-

ma téli és tavaszi időszakra vonatkozó megváltozása így alapvetően megváltoztathatja a fitoplankton virágzás időzítését. A munka tehát ugyancsak az alacsony biológiai aktivitással jellemezhető téli félév jelentőségére hívja fel a figyelmet.

4.6.3. Komplex megközelítések, ökoszisztéma modellek

A több különféle vízterületre egyaránt vonatkoztatható, általános érvényű folyamatok modellezésén alapuló munkákat érdemes kiemelten kezelni a csak meghatározott, sokszor speciális vízi élőhelyekre (pl. egy bizonyos tóra) érvényesíthető modellekkel szemben. Jellemzők az olyan modellek, amelyeket eredetileg nem feltétlen a globális felmelegedés vizsgálata céljából készítettek, hanem egy összetett tavi rendszer tápanyagokkal és egyéb környezeti tényezőkkel is összefüggő folyamatainak leírását is célul tűzik ki.

Jó példa erre a sekély tavakra kifejlesztett PCLake ökoszisztéma modell, amelyet elsősorban az eutrofizáció kérdéskörében használták (Janse et al. 1992; Janse & Liere 1995), de később a klímaváltozás hatásainak vizsgálatára is alkalmazták (Mooij et al. 2007, 2009). A hőmérséklet emelkedésének hatását kívánták modellezni biotikus és abiotikus komponensekre, valamint a klímaváltozás más következményeivel (pl. téli csapadékmennyiség növekedése) is foglalkoztak, hollandiai sekély tavak esetén. A modellt több mint 40 sekély tó (tápanyag, áttetszőség, klorofill és vegetációs) adatai alapján a tápanyagterhelés és a táplálékhálózati dinamika szimulálása céljából készítették, majd 4 hőmérsékleti szcenárió alapján vizsgálták a felmelegedés várható hatásait. Meghatározták a kritikus tápanyagterhelés szintjét az eutrofizáció során tapasztalható tiszta víz állapotról turbid állapotra váltás esetén, valamint a (re)oligotrofizáció esetén tapasztalható ellentétes irányú folyamat esetén. A modell összetettségét mutatja a bemenő paramétereinek széles köre és magas száma. Főbb bemenő paramétereit jelentik a víz hozzáfolyás, beszivárgási és elszivárgási ráta, tápanyagterhelés (N, P), hőmérséklet, fény dimenzió (tó mélysége és mérete), a mocsári szegélyzóna mérete és a terhelés története (kezdeti kondíciók). Összesen 14 hőmérséklettől függő komponenst építettek a modellbe (4.6.3 táblázat), amely 6 abiotikus és 8 biotikus részt jelent. Az abiotikus folyamatokat egyszerű exponenciális függvénnyel vezették be, a biotikus komponenseket Gauss-görbékkel írták le, meghatározva a hőmérsékleti optimumukat. A makrofiton esetén is optimum függvényt használtak, amelyekben a respirációhoz magasabb Q_{10} érték tartozik, mint a produkcióhoz.

Egy kontroll és további három hőmérsékleti szcenáriót használtak: az egyik egész éves hőmérsékletemelkedéssel számol (3 °C), a másik csak a téli, a harmadik csak a nyári hőmérséklet emelkedésének esetét mutatja.

4.6.3 táblázat: Hőmérséklettől függő komponensek és paramétereik a PCLake ökoszisztéma modellben (Mooij et al. 2007 nyomán)

Abiotikus folyamatok	Hőmérsékleti koeficiens c_i	
Denitrifikáció	1,07	
Diffúzió	1,02	
Mineralizáció az üledékben és a vízben	1,07	
Nitrifikáció	1,08	
Légkörbe visszakerülés	1,024	
Szedimentáció	1,01	
Biotikus komponensek	Hőmérsékleti optimum $T_{opt,j}$	Hőmérsékleti optimum szélesség $T_{sigma,j}$
Kovaalgák	18 °C	20 °C
Zöldalgák	25 °C	15 °C
Cianobaktériumok	25 °C	12 °C
Zooplankton	25 °C	13 °C
Zoobentosz	25 °C	16 °C
Plankton- és bentoszfogyasztó halak	25 °C	10 °C
Halragadozó halak	25 °C	10 °C
Makrofiták	$Q_{10,prod} = 1,2$	$Q_{10,resp} = 2,0$

A PCLake ökoszisztéma modell és a scenáriók alapján a klíma melegezése határozottan negatív hatást jelent a mérsékelt övi sekély tavak állapotára. A kérdéses tavak nagyobb valószínűséggel váltanak tiszta víz állapotból turbid állapotba. Mindezt számos mechanizmus együttes bekövetkezése eredményezi: a külső terhelés fokozódása, az eutrofizáció (-hoz szükséges) kritikus tápanyagszintjének alacsonyabb szintre kerülése. Mindezekkel kapcsolatban a fitoplankton magasabb növekedési rátája, valamint a magasabb nyári mineralizációnak és magasabb hőmérsékletnek köszönhető a P elérhetőség fokozódása alapvető hatásnak számít. A magasabb vízhőmérséklet nyertese a fitoplankton, azon belül elsősorban a cianobaktériumok. A cianobaktériumok fokozódó dominanciája önmagában is a veszélyek növekedésére figyelmeztet. Továbbá úgy tűnik, hogy a téli hőmérséklet kiemelkedő jelentőségű. A legnagyobb változást a meleg téli scenáriók alapján detektálták, míg a meleg nyarú scenárió eredményei a kontrolléhoz hasonlóak. A folyamatot tovább erősítik a táplálékhálózat más szintjein bekövetkező változások is: például a planktonévó halak meleg időszakok esetére jóslott abundanciánövekedése erősebb predációs nyomást jelent a zooplanktonra. A munka jól szemlélteti, hogy egy összetett fizikai-biológiai ökoszisztéma modell jól használható a klímaváltozás várható hatásainak feltérképezésére, és felhívja a figyelmet a változások negatív irányára (Mooij et al. 2007, 2009).

A modellek predikciói nagyon hasonló képet festenek. Szintén erősebb tavaszi fitoplankton virágzást jósol a cianobaktériumok erősödő dominanciájával Elliot et al. (2005)

fitoplankton közösségi modellje (PROTECH) egy északnyugat-angliai tóból (Bassenthwaite Lake) származó terepi adatok és a térségre skálázott RCM-ek alapján. Azonban a nyári virágzás hamarabb lecseng a fokozott tavaszi növekedéssel magyarázható tápanyaglimitáció miatt, így összességében a produktivitás nem változik.

Az ökoszisztéma modellek kapcsán észrevehető, hogy többségük kis méretű, sekély tavakra vonatkozik. Nagy tavak vonatkozásában – amelyek lehetnek nagyon sekély, eutróf állapotú, vagy igen mély, oligotróf tavak is – már kevesebb munkát találhatunk (Blenckner 2008). A nagy tavak lassabban reagálnak külső hatásokra, elsősorban a víz hosszabb tartózkodási ideje miatt (Tilzer & Bossard 1992), így a klímaváltozás hatása sem lehet minden tekintetben összevethető kis tavakra vonatkozó modellek eredményeivel.

A különféle közép-svédországi tavak területére készült fizikai tómodellel kombinált mechanisztikus foszfor-modell (LEEDS) is jó példa a szélesebb körben is érvényes, összetett modellekre (Malmaeus & Håkanson 2004; Malmaeus et al. 2005). A jövőbeli állapotok becslésére regionális klímaváltozási scenáriókat használtak. A szimulációk során kiderült, hogy a kisebb Erken tó sokkal érzékenyebb a felmelegedésre a tavaszi oldott foszfor koncentráció erőteljes növekedése miatt, mint a másik két svédországi tavi mintaterület, amely Svédország harmadik legnagyobb tavának, a Mälaren-nek két medencéjét jelenti. Mindez a belső folyamatok jelentőségét hangsúlyozza. Az Erken tó fitoplankton biomasszája foszfor-limitált. Ezek az eredmények igaznak bizonyulnak más, hasonló tavakra is, ahol a víz tartózkodási ideje hosszú, újból rámutatva arra a problémára, hogy a klímaváltozás révén az eutrofizáció számos helyen komoly gondokat okozhat a jövőben.

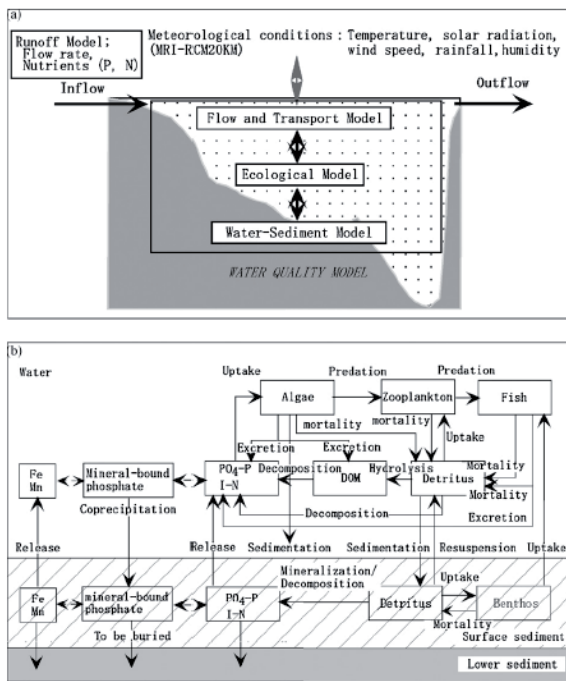
További példákat is találhatunk szélesebb körben használható modellekre. Ilyen a LakeWeb (Håkanson & Boulion 2002) és a Rostherme modell (Krivtsov et al. 2001).

Több munka is felhívja a figyelmet a folyamatszémleletű modellek hiányára (Blenckner 2008; Komatsu et al. 2007), érte ezalatt azokat a modelleket, amelyek magukba foglalják a definiált entitások közötti interakciók (időbeli) dinamikáját (Minns 1992). Pedig ezek a modellek jelenthetik a megoldást a jövőbeli változások prediktálására, szemben a statisztikai modellekkel, amelyek alkalmatlanok az aktuális hatáskörükön túl (Klepper 1997). Folyamatszémleletű modelleket tekinthet Hosomi et al. (1996) vízhőmérséklet-ökoszisztéma modellje (WT-ECO), amely azonban nem használ GCM scenáriókat a klímaváltozás hatásainak felméréséhez, csak egyszerű hipotézissel él a légköri hőmérséklet mintegy 2-4 °C-os emelkedésére. A LEM matematikai tó eutrofizáció modell (Hassen et al. 1998), amely inputként atmoszférikus, kémiai és hidrológiai paramétereket használ vertikális eloszlásban, a fitoplankton növekedési rátát és az oldott oxigén koncentrációt eredményezve outputként, már használ klímaváltozási scenáriókat, viszont a klímaváltozás hosszútávú hatásait mégsem képes leírni.

A klímaváltozás vízminőségre kifejtett hosszútávú hatásainak vizsgálata céljából fejlesztettek ki egy igen összetett modellrendszert a Japán nyugati területén fekvő Shimajigawa víztározón (Komatsu et al. 2006; 2007). A várható jövőbeli klímák leírására A2 GCM scenárió alapján alapuló regionális klímamodelleket (RCM) használtak a 2091-2100 évek időszakra vonatkoztatva, kontrollként az 1991-2001 időszakot véve. A modellrendszer két nagy részből épül fel. Az egyik egy összetett vízminőségi modell, amely magába foglal egy víz-üledék modellt, egy transzport modellt és egy önmagában is igen sok paraméterből táplálkozó ökológiai

modellt. A másik nagy részt az elfolyási („runoff”) modell jelenti, amely a tározóba befolyó vizek befolyásának mennyiségét, a felszínre hulló csapadékmennyiséget és az elfolyást veszi számításba. A komponensek és közöttük lévő kapcsolatok nagy száma (4.15. ábra) a vízterület alapos kutathatóságát és nagy mennyiségű hozzáférhető terepi adatsort feltételez.

A modell a trofitás emelkedését prediktálja a hőmérséklet emelkedésének hatására, újabb példát szolgáltatva arra, hogy a klímaváltozás elsősorban a fitoplankton növekedés serkentését eredményezve negatív irányú folyamatokat indukálhat vízi rendszerekben. A hőmérséklettel összefüggő több folyamat együttese eredményezi az erősebben eutróf állapotot. Ilyen a termálisan rétegzett periódus kiterjedése, az aerob dekompozíció fokozódó oxigén igénye, a foszfor elősegített felszabadulása az üledékből, majd koncentrációjának növekedése a hipolimnionban.



4.15. ábra: Egy Nyugat-Japán víztározóra kifejlesztett elfolyási modellel kombinált vízminőségi modell komponensei (a), valamint annak részét képező ökológiai modell (b) kompartmentjei és összefüggései (Komatsu et al. 2007)

Mint a fenti példákban látható, az ökoszisztéma modellek az alapvető összefüggések számszerű leírása révén részletekbe menően képesek leírni a hőmérséklet emelkedésének meghatározott édesvízi rendszerekre kifejtett hatásait. Azonban az ilyen modelleknek más vízterekre történő alkalmazhatósága még hasonló élőhely esetén is komoly nehézségekbe ütközik. A legalapvetőbb problémát az adathiány, ill. az adatok elérhetősége okozza a modellezés számára (Porter et al. 2005). Egyrészt a meglévő adatok hozzáférhetősége

sok esetben problémákba ütköznek, másrészt a különféle vizek hosszú idejű adataisait sokszor nem ugyanolyan metodológia alapján végezték. Ráadásul az összetett modellek sok olyan adatot is igényelnek, amelyek számos vízterület esetén hiányoznak. Az esetek nagy részében ez jelenti az okát annak, hogy az általános jelenségeket leíró modellrendszerek mégsem alkalmazhatók számos fontos vízi élőhelyen.

4.6.4. A taktikai modellezés lehetőségei

A modellezés során a legfontosabb irányvonalnak a klímaváltozási scenáriók felhasználási lehetőségeit tekintve olyan taktikai modellek fejlesztése lehet a cél, amelyek a hőmérsékleti adatsorok alapján képesek leírni a terepi adatok alapján tapasztalt mintázatot. Igen egyszerű matematikai formulák alapján is lehetséges a terepi adatokhoz jól illeszkedő modelleket előállítása. A taktikai modellezés során az egyes matematikai lépések konkrét biológiai értelmezhetőségénél lényegesebb szempont a modell prognosztikai használhatósága. Ezzel a megközelítéssel éppen a sok környezeti háttérinformációt magába építő, komplex ökoszisztéma modellekkel szemben egy lényegesen egyszerűbb alternatíva felmutatása a cél. Az így létrejövő modellek a felmelegedés hatásainak vizsgálatában hatékonyan hasznosíthatók lehetnek.

A taktikai modellezés egyetlen, vagy kevés számú befolyásoló tényező kiemelésén alapul, a figyelembe nem vett hatótényezőket pedig úgy tekintjük, hogy azok a kiemelt változóba építetten, vagy rejtve fejtik ki hatásukat. A klímaváltozás vizsgálata céljából praktikus szempont a hőmérsékletet tekinteni a legfontosabb befolyásoló tényezőnek. Felvetődik a kérdés, hogy mennyiben tekinthető jogosnak a hőmérséklet kiemelése vízi szervezetek szezonális dinamikai folyamatainak leírásakor?

A vízi szervezetek esetén a hőmérséklet mellett több hatótényezőt is fel lehet sorolni, amelyek igen fontosak lehetnek a szezonális dinamikai folyamatok alakításában. Amennyiben közösségökológiai szempontból is releváns eredményeket szolgáló modellek felállítását célozzuk, a legtöbb esetben nem tekinthetünk el a trofikus kapcsolatoktól, de igen fontos lehet a fény elérhetősége is. Egy vízi közösséget alapul véve ez esetben a táplálékhálózatok bazális szintjét képező algtársulásokat érdemes a kiindulás alapjául venni. Tavakban a téli időszakban az algák primer produkcióját a fény elérhetősége szabja meg, ami a mélyebb rétegek felkeveredésétől és/vagy a jégborítottaságtól függ. Ebben az időszakban a herbivorok aktivitása alacsony, így az kevésbé befolyásol (Reynolds 1997). A primer produkció mértéke limitált, egyrészt az alacsony hőmérséklet, másrészt a napsugárzás beesési szögének éves minimuma miatt. Dunai mellékágakban, holtágakban télen, jég alatt is kialakulhat nagy abundanciájú fitoplankton, melyben hidegtűrő Centrales, Cryptophyta és Volvocales fajok szaporodhatnak el (Kiss & Genkal 1993). A tavaszi hóolvadással és a mély tavak rétegzettségének kialakulásával indul meg az algavirágzás, amit időben később követ a herbivorok populációjának növekedése. Rövid időn belül aztán a herbivorok elszaporodása visszaveti az alga növekedését és kialakul az ún. „tisza víz fázis” (clear-water phase), melyben a víz átlátszósága a téli időszakra jellemző magas értéket veszi fel (Lampert 1978). A nyári időszakban aztán a herbivorokra egyrészt az őket fogyasztó halak predációs nyomása, valamint a kedvezőtlen „körülmények” (pl. a nagyméretű, tüskés al-

gák elszaporodása) fejthetnek ki kedvezőtlen hatást (Sommer 1989). A vízi táplálékhálózat a kora tavaszi egy szintűről fejlődik a nyári 3-4 szintűre, ami télre ismét összeomlik. A Föld tavainak nagy részében a primer produkciót a tápanyagok, nevezetesen a P és az N limitálja (Padisák 2005), így azoktól eltekinteni az éven belüli vagy hosszútávú mennyiségi változásainak leírásában nem lehet. Azonban léteznek olyan élőhelyek, ahol a tápanyaglimitáltság kivételnek számít. Ilyen élőhelynek tekinthető a folyóvizek nagy része. Egy korai elmélet szerint ez azért lehet így, mert a turbulens áramlásoknak önmagában tápanyagdüsitő hatása van, és a perifiton (az élőbevonat szinonimájaként is használják, de szűkebb értelmezésben a növényeken rögzült algákat jelent) tápanyagfelvételét diffúziós barrier nem akadályozza (Ruttner 1963). Újabb feltételezések szerint a jelenség oka az, hogy a folyóvizek nem tekinthetők a tavakhoz hasonló, „zárt” rendszernek, amelyben egy konstansnak tekinthető tápanyagkészletet reciklizál a rendszer, hanem a felsőbb szakszokról folyamatos tápanyagutánpótlást kapnak. Így még jelentős tápanyagterhelés nélkül sem számíthat egy folyóvízi rendszerben a tápanyag limitáló tényezőnek, nem is beszélve a nagy, eutróf („hipertróf”) folyóvizekről. Ehhez hozzájárulhat – különösen alsóbb szakaszokon – a folyamatos áramlás, felkeveredés és nagy mennyiségű hordalék okozta zavarosság is, ami miatt a produkciót a tápanyagok helyett a fény limitálja. Az éven belül a megvilágítottság mértéke nagy vonalakban szinuszgörbe alapú modellel jól leírható, kifejezve a nappalok hosszúságának és a fény beesési szögének változásait. Ennek figyelembe vétele mellett a hőmérséklet fő hatótényezőként való kiemelése folyóvízi algaközösségek modellezése esetén indokolt. Természetesen a fény hatása még így sincs tökéletesen figyelembe véve, mert a víz zavarosságának és a felhők árnyékoló hatásának adat formájában nehezen elérhető tényezőit elhanyagoltuk. Ugyanúgy nem vesszük figyelembe a herbivorok hatását. Azonban a taktikai modellezéssel a rendszer alapvető működését, a felmelegedés szempontjából érdekes válaszreakciók főbb irányainak felvázolását célozzuk.

A hőmérséklet kiemelése a szezonális dinamikai folyamatok legfontosabb szabályozójaként nem pusztán a zavaros és eutróf folyóvizek fitoplanktonjának modellezésekor indokolt. Számos szerző hívja fel a figyelmet a hőmérséklet, mint fő szabályozó tényező fontosságára. Különböző vízi élőhelyek (víztározók, folyóvizek) esetén a hőmérséklet és a fitoplankton kompozíció között erős összefüggést mutattak ki (del Giorgio et al. 1991, Komárková et al. 2003). A fitoplankton összetétele és a környezeti változók (mint: fény, oldott tápanyagok, hidrológiai változók) összefüggéseinek vizsgálatában a hőmérséklet éves ciklusát találták a legmeghatározóbbnak (Grover & Chrzanowsky 2005). Azonban nem csak a primer producensek szintjén lehet a hőmérséklet alapvető befolyásoló szerepét kiemelni. Christou & Moraitou-Apostolopoulou (1995) szerint a hőmérséklet a legfontosabb faktor, ami a mezozooplankton időbeli variabilitásáért felelős. Hasonló eredményre jutottak Iguchi (2004), valamint Dippner et al. (2000). A hőmérséklet pozitívan vagy negatívan korrelált szinte az összes Copepodával, ez a korreláció a faj ökológiai igényeitől függött (Christou 1998). Sok Copepoda faj hosszú távú egyedszámbeli változásai a hőmérséklettel és sóssággal voltak összefüggésben (Viitasalo et al. 1990; Meise-Munns et al. 1990; Baranovic et al. 1993). Észak-európai tavak és folyók makrozoobentikus közösségeinek hosszú idejű adatait vizsgálva Burgmer et al. (2007) arra a következtetésre jutottak, hogy az átlagos hőmérséklet trendje tekinthető alapvetőnek a fajkompozíció ki-

alakításában. Mindezek alapján lehetségesnek látszik a hőmérséklet, mint fő befolyásoló tényező kiemelése. A modell ismert hibáit és érvényességi feltételeit figyelembe véve így megkísérélhető a klímaváltozás hatásának legvalószínűbb lehetséges forgatókönyveinek feltárása (Hufnagel & Gaál 2005, Ladányi et al. 2003).

Ezen elgondolások alapján az MTA-BCE „Alkalmazkodás a klímaváltozáshoz” Kutatócsoport hidrobiológiai témacsoportja számos vízi szervezet esetén kísérletezett taktikai modellezéssel. Egy korábban részletesen feltárt balatoni makrogerinctelen élőlény együttesek (Sipkay & Hufnagel 2006a, 2006b, Sipkay et al. 2005) alapján a klímaváltozás kérdései szempontjából is érdekes modellezési munkák kezdődtek (Sipkay & Hufnagel 2007, Sipkay et al. 2008a). Majd más vízterek makrogerinctelenjeinek szimulációs modellezésének munkái esetén is (Vadadi et al. 2007, 2008a, 2008b) a taktikai modellezési elképzeléseket alkalmazták. Hosszú idejű adatsorok alapján az MTA ÖBKI Magyar Duna-kutató Állomással együttműködésben, dunai plankton monitoring adatbázisának felhasználásával készültek modellek (Sipkay et al. 2007, 2008b, 2009a). A zooplankton adatbázis felhasználásával készült modellt a 7.4.2. fejezetben, a hosszú távú dunai fitoplankton adatsor alapján készült modell bemutatására az 5. fejezetet szenteljük.

4.7. A mintavételezés módszertani kérdései a zoocönológiai monitoring esetén

A biológiai sokféleség egyes elemei számosságának nyomon követésénél a mintavétel fontos szerepet játszik, melynek számos elméleti és gyakorlati aspektusa létezik. Amennyiben egy közösség időbeli mintázatait szeretnénk feltárni legalább két problémával szembesülünk: mintavételi erőfeszítés és mintavételi gyakoriság. A mintavételi gyakoriság helyes megválasztása igen kardinális kérdés, ha egy közösség szezonális dinamikáját szeretnénk vizsgálni. A mintavételi gyakoriság megtervezésekor a vizsgált fajok generációs idejét figyelembe kell venni. Az alábbiakban egy módszertani esettanulmányt mutatunk be a kiskák együttesek időbeli mintázatainak észleléséről. Az esettanulmányban a mintavételi gyakoriság hatását vizsgáltuk a planktonikus rák együttes összetételének észlelésére, egy dunai mellékág példáján.

A Ráckevei (Soroksári)-Duna-ág egyik mellékágában (Sport-szigeti mellékág) 2 éven keresztül gyűjtöttünk plankton mintákat, kétheti gyakorisággal. Ugyanezen vizsgálat sorozat keretében 39 napon keresztül folyamatosan nyomon követtük a Crustacea együttesek változásait, napi mintavétellel. A mintavételi módszerek részletesebb ismertetése Vadadi-Fülöp et al. (2009b) munkájában megtalálható.

Bevezettünk egy egyszerű mutatót (Potenciális Dinamikai Információvesztesség; PDI), mely megmutatja a mintavételi frekvencia csökkentésekor fellépő potenciális információvesztésget százalékban. A PDI a következőképpen számolható ki:

$$PDI = (\text{Maximális változás} \times \text{nap alatt} / \text{Maximális változás} \text{ 2 év alatt}) \times 100$$

A nevező konstans, míg a számláló értékeit tetszés szerint változtathatjuk a mintavételi frekvencia függvényében. A változás utalhat abundancia-, fajszám-, valamilyen arányszám- vagy diverzitásbeli különbségekre. Minél nagyobb ezen mutató értéke, annál több

lehetséges információt veszítünk a vizsgált jellemző vonatkozásában. Az eredményeket két táblázatban mutatjuk be (4.8.1-4.8.2. táblázat). Az index értékeit megadtuk a teljes abundanciára, taxonszámmra, 3 domináns faj (*Thermocyclops crassus*, *Bosmina longirostris*, *Moina micrura*) egyedszámaira, a Copepodák adult/copepodit lárvá arányára, valamint a Shannon- és Berger-Parker diverzitási mutatók értékeire vonatkozóan is. A X. táblázat megmutatja az információvesztéset napi bontásban. Az első cellát (12,84 %) úgy értelmezhetjük, hogy 12,84 % információt veszítünk a teljes abundancia vonatkozásában, amennyiben nem naponta, csupán kétnaponta gyűjtünk mintát. Ez azt jelenti, hogy a két év során észlelt teljes abundanciabeli változás (minimum és maximum értékek különbsége) 12,84 %-a már 2 napon belül megtörténik, vagyis durván 13 %-os abundancia változást egyszerűen nem észlelünk, ha csak minden második nap történik mintavétel. Ezek szerint kétheti mintavétel esetében (14 naponta) 19,53 % információt veszítünk. Mindenképpen érdemes a domináns fajok (*T. crassus*, *M. micrura*, *B. longirostris*) egyedszámait külön-külön is megvizsgálni, mivel jelentős eltéréseket tapasztalhatunk. Például a *B. longirostris* esetében látszólag mindegy, hogy naponta vagy havonta veszünk mintát, mivel a PDI értéke mindvégig 2 % körül alakul. Ennek az az oka, hogy ez a faj a napi mintavétel idején (39 napos időszakban) nem mutatott jelentős egyedszámbeli változásokat (0-330 ind. 50 l-1), ugyanakkor 2008 májusában 15.730 egyed került a mintába. Az ezt megelőző és ezt követő mintavételkor csupán 838, illetve 638 egyedet fogtunk. Így a PDI számlálója igen kicsi érték, míg a nevezőbe 15.730 került, ami végül egy alacsony (~2 %) értékű mutatóhoz vezetett. Ebből látható, hogy a módszer érzékenysége nagyban függ attól, hogy mekkora annak az időszaknak a hossza, amikor naponta gyűjtünk mintát. Mivel a bemutatott vizsgálatban ez 39 nap, a szezonális változásokra a módszer nem érzékeny. Továbbá, a fenti példának megfelelően, amennyiben az együttesben hirtelen változások zajlanak, melyek éppen nem illeszkednek a napi mintavételbe, jelentősen növelhetik a módszer hibáját. A *T. crassus* és a *M. micrura* esetében heti mintavételi frekvenciával számolva 51-, illetve 73 % információt veszítünk. A taxonok számát tekintve mindvégig 38 % a potenciális információvesztés. Látható, hogy a két diverzitási index (Shannon és Berger-Parker) is kissé eltérő eredményeket mutat, a Berger-Parker diverzitás mérése nagyobb információvesztéssel terhelt. Ami az adult/lárva arányt illeti, egy hét alatt 66 % változás tapasztalható a két év alatt bekövetkezett teljes változáshoz képest.

4.7.1. táblázat. A PDI mutató értékei (%) napi bontásban

Mintavételi gyakoriság (napok)	teljes abundancia (%)	taxonszám (%)	T. crassus (%)	B. longirostris (%)	M. micrura (%)	adult/lárva (%)	Shannon (%)	Berger- Parker (%)
2	12,84	38,10	46,57	2,06	39,53	47,42	27,39	42,41
3	14,42	38,10	46,57	2,09	73,02	58,31	27,39	42,41
4	16,98	38,10	46,57	2,09	73,02	59,40	29,40	42,41
5	17,47	38,10	47,89	2,09	73,02	59,86	29,40	42,41
6	17,47	38,10	47,89	2,10	73,02	64,64	29,40	42,41
7	19,42	38,10	51,20	2,10	73,02	66,36	29,94	42,41
8	19,42	38,10	54,74	2,10	73,02	66,36	29,94	42,41
9	19,42	38,10	54,74	2,10	73,02	66,36	29,94	42,41
10	19,42	38,10	54,74	2,10	85,12	66,36	29,94	42,41
11	19,42	38,10	55,74	2,10	85,12	66,36	29,94	42,41
12	19,42	38,10	55,74	2,10	85,12	66,36	29,94	42,41
13	19,42	38,10	55,74	2,10	86,51	66,36	29,94	42,41
14	19,53	38,10	55,74	2,10	87,67	66,36	29,94	42,41
15	19,53	38,10	55,74	2,10	96,98	66,36	29,94	42,41
16	19,53	38,10	58,57	2,10	96,98	66,36	29,94	42,41
17	20,96	38,10	58,57	2,10	96,98	66,36	29,94	42,41
18	20,96	38,10	58,57	2,10	96,98	66,36	29,94	42,41
19	20,96	38,10	60,11	2,10	96,98	66,36	29,94	42,41
20	20,97	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	42,41
21	21,66	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	42,41
22	21,66	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	44,51
23	21,66	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	44,51
24	21,67	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	44,51
25	21,67	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	44,51
26	21,67	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	44,51
27	21,67	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	44,51
28	21,67	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	44,51
29	21,67	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	44,51
30	21,67	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	44,51
31	21,67	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	44,51
32	21,67	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	44,51
33	21,67	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	44,51
34	21,67	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	44,51
35	21,67	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	44,51
36	21,67	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	44,51
37	21,67	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	44,51
38	21,67	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	44,51

A 4.8.2. táblázatban a mutató értékeit kétheti bontásban mutatjuk be. Ez esetben a napi minták eredményeit nem vettük figyelembe, csupán az eredeti, kétheti mintavételi frekvenciával nyert adatokat vettük alapul. Látható, hogy már kétheti mintavételi gyakoriságnál is a teljes abundanciát és a domináns fajok denzitását illetően is 90 % feletti információvesztéssel számolhatunk. Ugyanez a helyzet az adult/lárva arány és a Shannon diverzitás esetében is. A taxonszám azonban két hét alatt csak 52 %-os változást mutat a két év során bekövetkező teljes változáshoz képest. A Berger-Parker diverzitási indexnél ugyanez 74 %-os. Érdemes megfigyelni, hogy a PDI index mikor éri el a 100 %-os értéket („telítődik”), amely mintavételi frekvencia mellett már a teljes, két éves változásnak megfelelő változást mérhetünk a vizsgált változó tekintetében. A Berger-Parker index esetében ez már havi (4 hetes) mintavételi gyakoriság esetén bekövetkezik, és érdekes módon éppen a Shannon diverzitás esetében jelentkezik legkésőbb (34 hétnél). A taxonszám 14 hét, vagyis kb. 3 hónap alatt éri el a 100 %-os határt.

4.7.2. táblázat. A PDI mutató értékei (%) kétheti bontásban

Mintavételi gyakoriság (napok)	teljes abundancia (%)	taxonszám (%)	T. crassus (%)	B. longirostris (%)	M. micrura (%)	adult/lárva (%)	Shannon (%)	Berger-Parker (%)
2	93,19	52,38	99,06	95,94	99,39	91,34	91,11	74,07
4	98,95	71,43	99,06	99,93	99,39	97,91	95,56	100,00
6	99,25	71,43	99,34	99,99	100,00	98,29	95,56	100,00
8	99,70	80,95	100,00	99,99	100,00	98,65	95,56	100,00
10	99,99	95,24	100,00	100,00	100,00	98,94	95,56	100,00
12	99,99	95,24	100,00	100,00	100,00	99,65	95,56	100,00
14	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	95,56	100,00
16	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	95,56	100,00
18	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	95,56	100,00
20	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	95,56	100,00
22	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	95,56	100,00
24	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	95,56	100,00
26	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	95,56	100,00
28	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	95,56	100,00
30	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	95,56	100,00
32	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	95,56	100,00
34	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00

A fentiekből látható, hogy az abundancia jelentős fluktuációja figyelhető meg már 1 hét leforgása alatt is, ugyanez áll fenn a taxonszám, diverzitás és az adult/lárva arány esetében is. A módszer érzékenysége nagyban függ attól, hogy mekkora annak az időszaknak a hossza, amikor naponta gyűjtünk mintát. Ideális esetben az év minden napján, vagyis 365 napon keresztül kellene mintát vennünk ahhoz, hogy teljesen pontos képet kapjunk az információvesztégről és a szezonális változásokat is figyelembe vehessük.

4.8. Földrajzi analógia alkalmazása a klímaváltozás hatásainak elemzésében

4.8.1. A földrajzi analógián alapuló módszerek szerepe a klímaváltozás hatásainak kutatásában

Földrajzilag analóg területeknek azokat a területeket nevezzük, amelyek jelenleg olyan klimatikus adottságokkal rendelkeznek, amilyen az adott területen a jövőben várható, azaz amelyet a klíma szcenárió jósol. A földrajzi analógián alapuló módszerek jó lehetőséget jelentenek a klímaváltozás várható hatásainak feltérképezésében. A klímaváltozás lehetséges ökológiai, gazdasági és társadalmi hatásainak hazánkra vonatkozó elemzésében és előrejelzésében alapvetően az alábbi módszertani lehetőségek kínálóknak:

- szakirodalmi szintézisen alapuló megközelítések,
- meglévő adatbázisok idősorainak statisztikai elemzése,
- szimulációs modellezésen alapuló esettanulmányok,
- földrajzi analógián alapuló módszerek,
- illetve, ezek kombinációja.

A szakirodalmi szintézisen alapuló megközelítések minden kutatómunka számára nélkülözhetetlenek, de alapvetően új gondolatokat csak nagyon speciális esetekben eredményeznek. A meglévő adatbázisok idősorainak statisztikai elemzésével a klímaváltozás lehetséges hatásairól csak abban a szűk tartományban nyerhetünk információt, amely a historikusan már ismert és regisztrált klímaváltozékonyság körében értelmezhető. A szimulációs modellezésen alapuló esettanulmányok roppant fontosak, de ezek csak azon részrendszerek esetében alkalmazhatók amelynek kölcsönhatás-viszonyait már kellő részletességgel ismerjük, ezért a szimulációs modelleket jelenleg csak egy-egy populáció lokális viszonyaira tudunk fejleszteni, de regionális léptékű komplex természeti és társadalmi viszonyok szimulációja ma még nem reális lehetőség. Emellett a klímaváltozási forgatókönyvek a század végére olyan mértékű változást mutatnak, hogy a klimatikus paraméterek értékei az eddig használt szimulációs modellek értelmezési tartományán kívülre eshetnek.

A klíma megváltozásának nagyobb régiókra és komplex folyamatokra vonatkozó reális következményeit tehát jelenleg leginkább a földrajzi analógiák keresése által próbálhatjuk meg körvonalazni. A földrajzi analógia módszerével olyan területeket kereshetünk, amelyek jelenlegi klímája olyan, mint a vizsgált célterületé a jövőben. A földrajzi analógiák módszere lehetőséget ad arra, hogy az általunk vizsgált régió jövőbeli lehetséges viszonyainak értékelésében, a leginkább valószínűnek tűnő klímaszcenáriók alapján, más régiók jelenlegi viszonyait és az ott összegyűlt adaptációs tapasztalatokat hasznosítsuk.

A földrajzi analógiák hasznosításának alapvetően három fő iránya lehetséges:

1. Az analóg területek térinformatikai ábrázolásával a különböző klímaszcenáriók és modellfuttatások outputjai vizualizálhatók, megnyitva a lehetőséget a lényegkiemelésre.

lésre, csoportosításra és a scenáriók által jellemzett változások nagyságának érzékeltetésére.

2. A kérdéses terület adott klímascenárió szerinti analógia lehetőséget ad arra, hogy az ottani viszonyokról adatokat gyűjtve a célterület egy lehetséges jövőjéről véleményt alkothassunk. Ennek segítségével hipotéziseket generálhatunk az adaptációs stratégia kialakításához.
3. Az előző megközelítés fordítottja éppen ilyen fontos, hiszen ha megkeressük, hogy mely jelenlegi területek jövőbeli analógja a mi célterületünk, akkor arról kapunk információt, hogy a jelenlegi természeti és társadalmi körülményeinkről való információinkat, termelési tapasztalatainkat, a hazai meglévő tudásbázisunkat, mely területen tudjuk a későbbiekben hasznosítani. (Pl.: hol nyílnak meg új piacok a hazánkban nemesített növény és állatfajták számára, hova exportálhatunk hazai technológiákat, eljárásokat, módszereket, hol lehet szükség tanácsadói, szakértői tevékenységünkre.)

A földrajzi analógiák módszere számos fontos kérdés megválaszolásának egy lehetséges módja. Ennek ellenére a módszer számos veszélyt is rejt magában, aminek következtében egy felületes interpretációt számos jogos kritika érhet. Közismert hasonlattal élve, a hasonlat olyan, mint egy íj, ha nem feszítik meg eléggé, akkor nem hatásos, ha viszont túlfeszítik, akkor elszakad.

A földrajzi analógiák kapcsán „túlfeszítést” okozhat, ha az összehasonlításba olyan tényezőket is bevonunk, amelyek nem klímfüggők, vagy amelyek klímfüggők ugyan, de a klímfüggés más tér-időbeli skálán értelmezhető, mint az általunk vizsgált scenárió. A természetes vegetáció típusa például egyértelműen és erősen klímfüggő, ennek ellenére helytelen volna azt feltételezni, hogy a klimax növénytakarulás és az annak megfelelő talajtípus néhány évtizedben mérhető időskálán kicserélődhet, hiszen ezek dinamikája néhány ezer éves skálán zajlik és a legkisebb már észlelhető állapotváltozások is legalább százéves léptékben értelmezhetők.

Fontos szempont ugyanakkor a földrajzi analógiák értékelésében, hogy a kérdéses terület jövőbeli analógja csupán azon változók szerint analóg, amelyet a vizsgálatba bevonunk. Az időjárási-rendszer átalakulásával például a napi hőmérsékleti és csapadékviszonyok nyilvánvalóan átalakulnak, de például a nappalhosszúság éves dinamikája és ezzel összefüggésben a sugárzási viszonyok jelentős része továbbra is a földrajzi szélességtől függ, ami nem fog megváltozni. Ehhez hasonlóan a domborzati és geológiai viszonyok megváltozása sem várható az általunk vizsgált időbeli skálán. Fontos megállapítani, hogy a földrajzi analógia módszere nem veszi figyelembe a légkör CO₂-szintjének változását, hiszen a vizsgált területek jelenlegi klímáit hasonlítja össze. Problémát jelenthetnek a társadalmi folyamatok tehetetlenségével összefüggő kérdések is, hiszen a hagyományok, termelési tapasztalatok, bevezetett fajok és fajták hatása nem hagyható figyelmen kívül.

A lehetséges módszertani problémák és bizonytalanságok ellenére számos fontos kérdés egyik lehetséges megközelítési módja a földrajzi analógia lehet, így az ily módon nyert információk hasznosításától még akkor sem tekinthetünk el, ha azok első látásra inadekvátnak tűnnek. Nyilvánvaló, hogy még egy bizonytalan becslés, vagy gyengén tesztelt és esetleg vitatható vagy ellentmondásos hipotézis is jobb, mint az információ teljes hiánya.

4.8.2. Földrajzi analógia meghatározására irányuló kutatások

A földrajzi analógia az eltérő gazdasági struktúrájú és/vagy eltérő gazdasági lehetőségű országok és területek klimatikus, természeti és földrajzi sajátosságaiban meglevő hasonlóságot tárja fel. A hasonlóság bizonyítható meglelte esetén az adott ország vagy terület fejlesztésére következtetések vonhatók le, de e következtetések megfogalmazásakor nem lehet figyelmen kívül hagyni a gazdasági, földrajzi és társadalmi tényezőket. Például, valamely termelési ág vagy mezőgazdasági termék meghonosíthatósága kutatásakor a földrajzi feltételeken kívül azok fogyasztói igényeit és értékesíthetőségi lehetőségeit is fel kell tární. A földrajzi analógia a nagyobb gazdasági egységek (esetleg regionális körzetek vagy országok) erőforrásai jövőjének kutatásában is kiemelkedő szerephez juthat (Tóth, 2003).

A földrajzi analógia módszerével olyan területeket kereshetünk, amelyek a bázisidőszakban (1961-1990) megfigyelt klimatikus adottságai azonosak a vizsgált terület jövőbeli klímájával. A nyolcvanas években jelentek meg az első ilyen elemzések, amelyek a klímaváltozás lehetséges hatásainak feltárásához a földrajzi analógia módszerét használták.

A nyolcvanas években jelentek meg az első ilyen elemzések, amelyek a klímaváltozás lehetséges hatásainak feltárásához a földrajzi analógia módszerét használták. Az első elemzésekben csak az évi középhőmérsékleteket vették figyelembe, ezek alapján keresték meg az analóg területeket. Régebbi klímaszcenáriók alapján Parry et al. (1988a, 1988b) megállapította, hogy Izland analógja Skócia, Finnországé Dánia, ill. Szentpétervár régiója a Kárpátok térségével lesz klimatikusan hasonló (4.16. ábra). Ugyanilyen irányú analóg párokat találtak Amerikában és Japánban is. Kiemelik, hogy pusztán csak az évi átlaghőmérsékletek összehasonlítása nem elegendő, további elemzésekhez figyelembe kell venni más klimatikus paramétereket is (Carter et al., 1994).



4.16. ábra: Parry et al. által meghatározott analóg területek (Parry et al., 1988)

Hasonló eredményre jutottak más kutatók is (Bergthorsson et al., 1987; Kettunen et al., 1987; Aittoniemi, 1992) a Skandináv területek vizsgálatakor, azaz Izland és Skócia, ill. Finnország és Dánia alkotnak klimatikusan analóg párokat. Hallegatte és társai (2007) Párizs analóg területeit keresték, és kimutatták, hogy az analóg területek Európa mediterrán

térségében találhatók, Párizstól több száz km-re délre, és jelentős hasonlóságot mutatnak az Észak-Afrikai területek is. Megállapításaik szerint Párizs klímája az évszázad végére (2070-2100) Córdoba (Spanyolország) klímájához lesz hasonló, így a spanyol régió klímaadottságához való alkalmazkodási technikákat kell tanulmányozniuk.

Duckworth (2000) nem adott konkrét analóg párokat, de meghatározta a klimatikus eltolódás mértékét. Megállapítása alapján 2°C -os globális hőmérséklet emelkedés esetén Európában az analóg területek minimum 100 km-re délebbre lesznek a vizsgált területekhez képest, ami a vegetáció határának északi irányú elmozdulásában is meg fog mutatkozni.

Hasonló eredményeket kaptak angol kutatók is (Maynard, Expert Group on Climate Change and Health in the UK, 2001) az évi középhőmérsékletek elemzésekor, ők 2°C -os változás esetén Dél-Anglia analóg területének Bordeaux régióját találták. Kiemelik, hogy csupán csak a hőmérsékleti analógia nem elegendő, tovább kell vizsgálni, mind az éven belüli változásokat, mind a földrajzi adottságokat is figyelembe kell venni.

Magyarországon is folytak kutatások a földrajzi analógia módszerével. Mika és társai kétfajta elemzést is végeztek. Keresték a földrajzi analóg párokat Magyarországon belül, és Magyarország analóg párjait Európában (Molnár és Mika, 1997; Mika et al., 2002; Huszár et al., 1999). Ők is több paramétert vettek figyelembe az analóg párok meghatározáshoz: a nyári és a téli félév átlaghőmérsékletét, valamint az éves csapadékmennyiséget, bázis időszakként az 1961-1990 közötti 30 éves adatsort használták. A magyarországi vizsgálatban fél fokos hőmérsékletemelkedéshez keresték az analóg párokat, de az elemzésbe bevont 49 állomás közül csak kilenc állomáspár mutatott megfelelő hasonlóságot. Ilyen volt például Pécsely és Pápa (Pécsely jövőbeli klímája hasonlít leginkább Pápa jelenlegi klímájára), de ők is arra a következtetésre jutottak, hogy a hasonlóság elfogadásához a nem klimatikus paramétereket is figyelembe kell venni. Nem biztos, hogy a féléves átlagokban való térbeli megfelelés garantálja a finomabb időbeli statisztikák időbeli extrapolálhatóságát. A vizsgálatokba bevont mérőhelyek további elemzésében megállapították, hogy 1 fokos hőmérséklet emelkedéshez ugyanúgy találhatók analóg párok, de az előbbieknél kevesebb, összesen hét pár felelt meg. Megállapították, hogy a különböző helyzetű állomások csak kis része vonható be sikerrel a földrajzi analógia alapján álló hatásvizsgálatba.

Molnár és Mika (1997) következtetései szerint az analógia kézenfekvő lehetőséget teremt a balkáni térség és hazánk összekapcsolására, sőt akár az ottani gazdálkodási, életmódbeli tapasztalatok majdani itthoni átvételére, de ezzel a lehetőséggel óvatosan kell bánni, az eredmények csak első közelítésnek tekinthetők. Nyilvánvalóan semmi nem garantálja, hogy bárhol a Földön napjainkban létezzen olyan éghajlat, mint ami a jövőben Magyarország egyes tájain várható.

A térbeli analógiával való becslések alapvetően esettanulmányok kidolgozására alkalmasak, figyelembe véve melegebb és hidegebb régiókat, azt vizsgálva, hogyan tudja a hidegebb régió adaptálni a melegebb régióban használt eljárásokat. Statisztikai eljárásokkal olyan tényezőket is megvizsgálhatunk, amelyek hatása nem kapcsolható össze a klímaváltozás hatásával, például a talajtípus és talajminőség hatása (Schimmelpfennig et al., 1996). Mendelsohn et al. (1996) megállapította, ahogy a klíma melegszik, a termelők gazdálkodási szokásokat (mint a termésszerkezet vagy az agrotechnika) vehetnek át a melegebb

területeken gazdálkodóktól. De nagyobb változás hatására az ökonomiai változások, mint például a termény ára vagy a termelés költsége miatt ez a típusú alkalmazkodási lehetőség nem feltétlenül a legelőnyösebb.

Előnye még a földrajzi analógoknak, hogy megvizsgálhatjuk, hogyan alkalmazkodhat a természetes vegetáció különböző klímákhoz (Parry et al., 1988a, 1988b; Mendelsohn et al., 1994). Az analógia módszerével könnyebben megérthetjük és megjósolhatjuk a klímaváltozás lehetséges hatásait, enyhíthetjük a kedvezőtlen hatásokat, megismerhetjük az éghajlat tér és időbeli változékonyságát (Kunkel et al., 1998).

A földrajzi analógiának vannak hátrányai is. Ha úgy döntünk, hogy a földrajzi analógiát alkalmazzuk, tudatnunk kell, hogy az analógia keresésekor nem vesszük figyelembe az üvegházhatású gázok mennyiségi változását (Carter et al., 1999) és a klímaszcenáriók távoli időpontokban vett bizonytalansága miatt hosszú távú előrejelzéseknél a módszer csalóka eredményt adhat. Habár a Földön sokféle klíma megtalálható, elképzelhető, hogy nem találunk megfelelő analóg területeket. Ennek ellenére ez az egyik olyan elemzési módszer, amivel tesztelhetjük szimulációs modelljeinket, de nem ajánlott az eredményeket megfelelő validálás nélkül elfogadnunk (Barrow and Lee, 2003; Carter et al., 1999), hiszen a földrajzi analóg területek éghajlatát más tényezők is befolyásolhatják, ilyen a domborzat, szélességi körön való elhelyezkedés vagy a tengertől, óceántól vett távolság.

4.8.3. Kutatásainkhoz felhasznált anyagok és módszerek

A World Meteorological Organization (WMO) ajánlása alapján a földrajzi analógia módszeréhez, összehasonlításra az 1961-1990 bázis időszakot választottuk. A vizsgált városokra (Debrecen, Győr, Budapest, Pécs, Szeged, Miskolc) vonatkozó havi átlaghőmérséklet és csapadékösszegek az Országos Meteorológiai Szolgálat (OMSZ) adatbázisából származnak. Az Európára jellemző havi adatokat az International Panel on Climate Change Data Distribution Center (IPCC DCC) Climatic Research Unit (CRU) TYN CL 2.0 adatbázisából vettük (New et al., 2002). Ebből szintén az 1961-1990 időszak havi hőmérsékleti átlagait és csapadékösszegeit dolgoztuk fel (Solymosi et al., 2007; Szenteleki, 2007). Az adatbázis 10 szögperces térbeli felbontása megfelelő a földrajzi analógia módszerének. Az adatbázist az Európában található közel 20000 meteorológiai mérőállomás adatait felhasználva a földrajzi szélesség, hosszúság és magassági adatok függvényeként interpolálással állították elő. Ellenőrzésként összehasonlították a valós havi átlagokkal (New et al., 1999).

Az elemzésekben több klímaszcenáriót vizsgáltunk meg. A klímaszcenáriók GCM (General Circulation Models) modellek végeredményei. Megfigyelhető, hogy hiába azonosak a kiindulási paraméterek a különböző modellekben, más és más eredményeket kaphatunk (Bartholy, 2006), ezért tanulmányunkban a UK Met Office Hadley Centre és a Geophysical Fluid Dynamics Laboratory modellfuttatásait vizsgáltuk.

A földrajzi analóg területek meghatározásához az alábbi adatbázisokat és modelleket használtunk fel:

1. UK Met Office (UKMO) Hadley Centre által készített klímaadatbázisok:
 - TYN SC 1.0 adatbázis, amely a HadCM3 modell 10 szögperces térbeli felbontású, 100 éves havi átlagadatait tartalmazza a 2001-2100 időszakra, az A1FI, A2, B1 és

B2 scenáriókra (Mithcell et al., 2003, 2004, 2005). Az adatok Európa szárazföldi területét fedik le.

- *UKTR* (1992): tranziens modell, évenkénti 1%-os CO₂ szint növekedéssel számol egymás utáni évekre, a 2066-2075 közötti időszakban. Modellfuttatási eredmények leskálázása csak Győrre és Debrecenre érhetőek el.
- 2. Geophysical Fluid Dynamics Laboratory (USA) által készített klímaadatbázisok:
 - *GFDL2534* (1991): csatolt óceán-levegő modell, a 2025-2034 közötti éveket jellemző 30 év adatsora.
 - *GFDL5564* (1991): csatolt óceán-levegő modell, a 2055-2064 közötti éveket jellemző 30 év adatsora. Szintén Győrre és Debrecenre leskálázva.

1970-ben a statisztikai felmérések megkönnyítésére az EUROSTAT Európa országait földrajzi és adminisztratív szempontokat is figyelembe véve régiókra (NUTS) osztotta. Az EUROSTAT adatbázisából az 1997-2006-es időszakra vonatkozó statisztika adatokat dolgoztuk fel.

Munkánkhoz további adatbázisokat is felhasználtunk. Ilyen a CORINE (Coordination of Information on the Environment), az egységes Európa környezeti információs rendszere.

A klimatikus adatok feldolgozásához és az adatok klímaszenárió-adatbázisokból való kiolvasásához és kezeléséhez a TETYN (Solymosi et al., 2007) és a KLIMAKKT (Szen-teleki, 2007) adatbázis kezelő szoftvereket használtuk.

Az adatok további feldolgozásához és a számításokhoz a Microsoft Office Excel programcsomagját, a statisztikai elemzésekhez a PAST szoftvercsomagot (Hammer et al., 2001) használtuk.

A földrajzi analógok és a különböző térbeli adatok megjelenítéséhez az ESRI ArcGIS szoftvercsomagját használtuk.

A földrajzi analógia meghatározásához két módszert használtunk, a Rang módszert (De Pauw, 2002) és a Climex módszert (Sutherst és Maywald, 1998; Young et al., 1999). Mindkét módszernél a havi hőmérséklet és csapadék adatokat használták.

A Rang módszernél az összehasonlításra a megfigyelt adatsorok és a scenáriók euklideszi távolságát vették figyelembe, és ezt a távolságot rangsorolták. A legkisebb távolság mutatja a legnagyobb hasonlóságot (100%), a legnagyobb távolság a legkisebbet (0%). A módszer sajátosságából adódik, hogy a földrajzilag analógnak mondott terület, lehet, hogy klimatikusan egyáltalán nem hasonlít a vizsgált terület jövőbeli klímájára, hiszen mindig van 100%-os és 0%-os egyezés. Kétséges az is, hogy két terület hasonlósága függ a vizsgált pontok számától. Ezt a hátrányt küszöböli ki a Climex módszer, amely a vizsgált pontok számától függetlenül határozza meg két adatsor hasonlóságát.

Az összehasonlítás alapját kiterjesztve dolgozatunkban nem városok adatait, hanem az IPCC CRU adatbázisát használtuk összehasonlítási alapként, amely az 1961–1990 bázis-időszak 30 éves adatsor adatait tartalmazza 10 szögperces térbeli felbontásban. (Horváth és Gaál, 2006; Horváth, 2007).

A **Rang módszerrel** (De Pauw, 2002) a TYN CL 2.0 (New et al., 2002) adatbázis 31143 rácsponjtját állítottuk sorrendbe aszerint, hogy mely ponthoz tartozó klíma hasonlít legjobban a scenárió adataihoz. Ez egy ordinális skálán való elhelyezkedést mutat, így arról nem tudunk mondani semmit, hogy a hasonlóság valójában milyen mértékű. Európá-

ban sokféle klímájú terület van, így nagy valószínűséggel a leginkább hasonló pont adatai nagyban megegyeznek a scenárió adataival, de a nagyobb változásoknál, az évszázad vége felé a hasonlóság már megkérdőjelezhető.

Az analóg területek rang módszerrel való meghatározása a következő:

$$T_{rj} = \sum_{i=1}^{12} (TEMP_{ji} - T_i)^2$$

$$P_{rj} = \sum_{i=1}^{12} (PREC_{ji} - P_i)^2$$

$$T_{sj} = 100 * \left[1 + \frac{1 - rank T_{rj}}{N - 1} \right]$$

$$P_{sj} = 100 * \left[1 + \frac{1 - rank P_{rj}}{N - 1} \right]$$

$$S_j = \sqrt{\frac{T_{sj}^2 + P_{sj}^2}{2}}$$

Ahol

- j : a rácspont sorszáma ($j=1-31143$)
- i : hónapok száma ($i=1-12$)
- $TEMP_{ji}$: a j -ik rácspont i havi átlaghőmérséklete
- T_i : a vizsgált területre vonatkozó scenárió i havi átlaghőmérséklete
- $PREC_{ji}$: a j -ik rácspont i havi csapadékösszege
- P_i : a vizsgált területre vonatkozó scenárió i havi csapadékösszege
- T_{rj} : a j -ik rácspont hőmérsékleti távolsága a scenáriótól
- P_{rj} : a j -ik rácspont csapadékösszeg szerinti távolsága a scenáriótól
- T_{sj} : a j -ik rácspont rangja a hőmérsékleti távolságot tekintve
- P_{sj} : a j -ik rácspont rangja a csapadékösszeg szerinti távolságot tekintve
- S_j : j -ik rácspont hasonlósága a scenárióhoz (0-100)

A rang módszerhez képest a **Climex módszerrel** (Sutherst és Maywald, 1998; Young et al., 1999) a klímák közötti eltérést már két adatsor esetén is kifejezhetjük. A hasonlóság mértéke a Rang módszerrel ellentétben, nem függ a pontok számától, így az ismert és a földrajzi analógia meghatározásához használt módszerek közül a továbbiakban ezt használtuk. Az analóg területek Climex módszerrel való meghatározása a következő:

$$T_{dj} = \frac{1}{12} \cdot \sum_{i=1}^{12} |TEMP_{ji} - T_i|$$

$$P_{dj} = \frac{1}{12} \cdot \sum_{i=1}^{12} \frac{|PREC_{ji} - P_i|}{1 + a \cdot (PREC_{ji} + P_i)}$$

$$I_{Tj} = e^{-k_T \cdot T_{dj}}$$

$$I_{Pj} = e^{-k_P \cdot P_{dj}}$$

$$CMI_j = \sqrt{I_{Tj} \cdot I_{Pj}}$$

Ahol

- j : a rácspont sorszáma ($j=1-31143$)
- i : hónapok száma ($i=1-12$)
- $TEMP_{ji}$: a j -ik rácspont i havi átlaghőmérséklete
- T_i : a vizsgált területre vonatkozó scenárió i havi átlaghőmérséklete
- $PREC_{ji}$: a j -ik rácspont i havi csapadékösszege
- P_i : a vizsgált területre vonatkozó scenárió i havi csapadékösszege
- T_{dj} : hőmérsékletek abszolút eltéréseinek átlaga
- P_{dj} : csapadékösszeg eltérések átlaga
- α : a csapadék szempontjából nem szabad csak az abszolút eltéréseket vizsgálni, hiszen azonos csapadékelterések jelentősebbek alacsony csapadékösszegeknél, mint magasaknál. A számításoknál az $\alpha=0,05$ értéket használtuk
- I_{Tj} : j -ik rácspont hőmérséklet szerinti egyezése a scenárióval (értéke: 0-1, teljes egyezés esetén $I_{Tj}=1$)
- I_{Pj} : j -ik rácspont csapadékösszeg szerinti egyezése a scenárióval (értéke: 0-1, teljes egyezés esetén $I_{Pj}=1$)
- k_T : felhasználó által tetszőlegesen megválasztható érték, $k_T=0,1$ esetén 1°C -os eltérésre az egyezés $I_{Tj}=90\%$, az analógia területek meghatározásánál ezt az értéket használtuk használtuk (11. ábra)
- k_P : felhasználó által tetszőlegesen megválasztható érték, hasonlóan mint a k_T -t, a $k_P=0,1$ használtuk
- CMI_j : „Composite Match Index”, a vizsgált rácspont és a scenárió egyezésének mértéke (0-1), teljes egyezés esetén $CMI=1$

4.8.4. A Climex módszer módszertani továbbfejlesztése

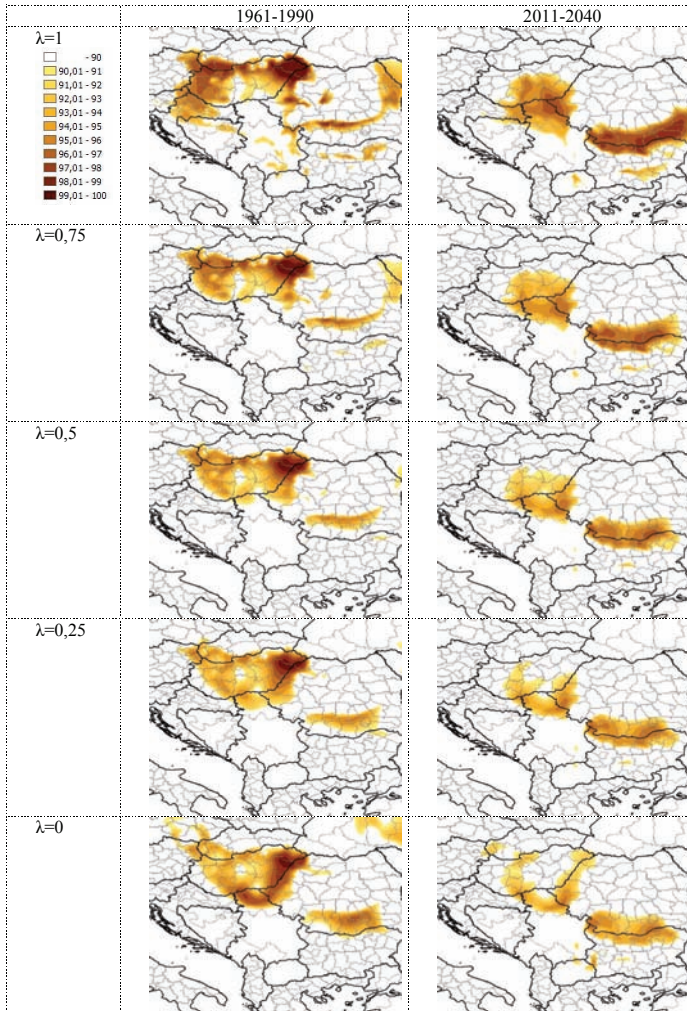
A Climex módszerrel eredetileg a hőmérsékletet és a csapadékot azonos súllyal kell figyelembe venni. Ahhoz, hogy meghatározzuk csak a hőmérsékleti vagy csak a csapadék szerinti hasonlóságot, vagy adott súlyokkal vegyük őket figyelembe, módosítottuk CMI kiszámítását. A módszert továbbfejlesztve, egy λ változó bevezetésével meghatározhatjuk, hogy a hőmérsékletet és a csapadékot milyen súllyal vegyük figyelembe. Az általunk fejlesztett, módosított számítási mód a következő:

$$I_{Tj} = e^{-\lambda \cdot k_T \cdot T_{dj}}$$

$$I_{Pj} = e^{-(1-\lambda) \cdot k_P \cdot P_{dj}}$$

$$CMI_j = I_{Tj} \cdot I_{Pj}$$

Ha λ értékét 0,5-re állítjuk, visszakapjuk az eredeti CMI -t, ha $\lambda=1$ akkor a hőmérséklet szerinti, ha $\lambda=0$ akkor a csapadék szerinti hasonlóságot kapjuk. Ezzel tetszőleges súlyozásokat is meghatározhatunk, attól függően, hogy a vizsgálatba bevont két paraméter mennyire fontos az adott vizsgálatban.



4.17. ábra Analóg területek különböző λ értékekre (hasonlóság %)

Az analóg területek meghatározásánál a felhasználóra van bízva, hogy milyen hasonlósági értéktől tekinti analógnak a kapott területeket. Önkényes választással csak a 90%-nál nagyobb egyezést mutató területeket neveztük analógnak, hiszen ennél az értéknél a hőmérsékletek átlagos eltérése kisebb, mint 1 °C. Az analóg térképeken a sötétebb területek mutatnak nagyfokú egyezést.

Hat várost vizsgáltunk (Debrecen, Győr, Budapest, Pécs, Szeged, Miskolc), és megkerestük ezek analóg területeit a vizsgált időszakokra. A módszer ellenőrzéseként, megkerestük az analóg területeket a bázisidőszakhoz (1961–1990) is, ekkor – az elvárásainknak megfelelően – a vizsgált célterületet kaptuk analóg területként. Igen nagy egyezéssel ($\approx 100\%$) visszakapjuk a célterületeinket. Miskolcra az egyezés kicsit kisebb, de így is magas. Részletesebb elemzéseket csak Debrecenre végeztünk, de módszertanilag hasonlóképpen kell eljárni a többi vizsgált városnál is. Megvizsgáltuk a módosított Climex módszert különböző λ értékekre, a bázisidőszakot és a 2011–2040-es időszakot figyelembe véve. Mivel a klímaszcenáriók között ebben az időszakban nincs nagy eltérés, ezért most csak az A2 scenárió HadCM3 modelledményét mutatjuk be (4.17. ábra).

A λ változó beállítási lehetőségei termesztett növényfajok példáin

A λ változó beállításával növény-specifikusan határozhatjuk meg, hogy milyen súllyal vegyük figyelembe a hőmérsékletet és a csapadékot. A λ változó beállítási lehetőségeit agrokoszisztémák termesztett növényfajainak példáin ismertetjük.

Célszerű szakértői véleményeket figyelembe véve megadni a súlyozást. Problémát jelent, hogy a növények különböző fenofázisaiban hol az egyik, hol a másik tényező a fontosabb. Varga-Haszonits (2000) szerint az intenzív fajták termesztésekor egyre csökken az 1 kg biomassza előállításához szükséges vízmennyiség. A hőmérséklet kisebb emelkedésével nagyobb termésátlag érhető el, de túl nagy emelkedés esetén a termés drasztikusan is csökkenhet. Ebből következhet, hogy a csapadékot kevésbé vegyük figyelembe, de a klímaszcenáriók alapján a növekvő hőmérséklettel együtt a nyári csapadékok csökkenésére számíthatunk.

Például a búzánál, ha elegendő a talajnedvesség akkor a hőmérséklet határozza meg a növekedés ütemét. Hazánkban a vegetációs periódusa vízellátottság szempontjából kedvező. A búza optimum hőmérséklete 20–25 °C, de 35 °C feletti hőmérséklet a megfelelő mennyiségű vízellátottság mellett is kedvezőtlen. A kukorica szubtrópusi növény, ezért nagy a hőigénye, így a melegedő klíma pozitív hatást jelenthet a termesztésben, viszont a vízigényes növények közé tartozik, így a csökkenő csapadékkal ez a két hatás kiolthatja egymást. A júliusi maximális vízigény után a növény vízszükséglete folyamatosan csökken. Sajnos, a jövőben pont a nyári időszakra várhatjuk a legnagyobb csapadék csökkenést. A napraforgó melegkedvelő, szárazságtűrő növény. A 22–27 °C közötti hőmérséklet kedvezően hat rá, de nagy termések csak akkor várhatóak, ha elegendő víz áll a rendelkezésre. A szőlő a mérsékelt égöv növénye. Különösen kedvezően hat a minőség alakulására a száraz, meleg nyár és a hosszú, napsütéses őszi. Közepes vízigényű növény, így jól tud a változó klímához alkalmazkodni.

Az öntözött kultúrák esetében, zöldségeknél gyümölcsöknél, talán a csapadék szerinti hasonlóság helyett inkább a hőmérsékleti hasonlóságot érdemes előtérbe helyezni, mivel a szükséges vízmennyiséget a csökkenő csapadékok ellenére is megkaphatják.

Láng (1984) megállapította, hogy jelenlegi körülmények között a különböző ökológiai tényezők szerepe (%) hogyan hat a gyümölcstermő növények termőképességére (4.8.4.1 táblázat). A talaj hatásától eltekintve az alma, körte, szilva, szamóca és málna termőké-

passzágára nagyobb hatást gyakorol a csapadék; a cseresznye, meggy, kajszi és őszibarack esetében a pedig a hőmérséklet hatása jelentősebb.

4.8.4.1 táblázat Különböző ökológiai tényezők szerepe (%)

Gyümölcsfaj	Csapadék	Hőmérséklet	Talaj
Alma	60	10	30
Körte	55	20	25
Cseresznye, meggy	20	40	40
Szilva	50	20	30
Kajszi	15	65	20
Őszibarack	20	60	20
Málna	55	15	30
Szamóca	30	20	50

Varga-Haszonits (2006) összefoglalta, hogy a lehetséges klímaváltozás milyen hatással lehet különböző szántóföldi és kertészeti növények várható termésére (4.8.4.2 táblázat). Megállapította, hogy a kalászos gabonák számára a teljes fejlődési időszak csapadékösszege nem korlátozó tényezője a termésnek. A rövidebb időszakok nedvességi viszonyai (például a talajnedvesség) viszont jelentősen hatottak a hozamokra.

4.8.4.2 táblázat Különböző szántóföldi és kertészeti növények termésének várható változása

Növény	2 °C-os hőmérsékletnövekedés	20%-os csapadék csökkenés
Őszi búza	5–15%	-2–-3%
Őszi árpa	-4–16%	0–3%
Tavaszi árpa	-7–0%	2–4%
Rozs	0–3%	0–3%
Kukorica	-33–-22%	-5–-2%
Cukorrépa	-18–-1%	-9–-3%
Napraforgó	-27–-1%	-5–-4%
Burgonya	-46–-21%	-4–-24%
Lucerna	-33–-20%	-8–-6%
Szőlő	0–14%	5–7%
Borsó	-20–15%	-5–-2%
Paradicsom	-12–14%	1–6%

A 4.8.4.3 táblázat alapján ajánlásokat adtunk, hogy az analógia kereséskor milyen λ tényezőt vegyünk figyelembe a különböző növények szempontjából, figyelembe véve a klímaváltozás során az időjárási paraméterekhez tartozó várható termésváltozásokat.

Mivel a számítások gyorsan elvégezhetőek, ajánlott több λ értéket is megvizsgálni. Eddig eredményeink alapján megfigyelhető, hogy a különböző súlyozással közel azonos területeket kapunk analógnak, de mind a hőmérsékletnél, mind a csapadéknál találunk olyan területeket, amelyek az egyik változó szerint nagy hasonlóságot mutatnak, a másik szerint nem. Ezen területek közötti átfedés igen nagy, így a további elemzésekben, konkrét

szakértői javaslatok hiányában, csak a $\lambda=0,5$ értékkel dolgoztunk, azonos súllyal figyelembe véve a hőmérsékletet és a csapadékot.

4.8.4.3 táblázat λ változó meghatározása

Növények	λ				
	1	0,75	0,5	0,25	0
Őszi búza	X	X	X		
Őszi árpa		X	X		
Tavaszi árpa	X	X	X		
Rozs		X	X	X	
Kukorica	X	X	X		
Cukorrépa		X	X	X	
Napraforgó	X	X	X		
Burgonya	X	X	X		
Lucerna	X	X	X		
Szőlő		X	X	X	
Borsó	X	X	X		
Paradicsom		X	X		
Alma, körte, szilva, szamóca, málna			X	X	X
Cseresznye, meggy, kajszi őszibarack	X	X	X		
Öntözött kultúrák	X	X			
Értékesebb kertészeti kultúrák (öntözött)	X	X			

Analóg régiók meghatározása

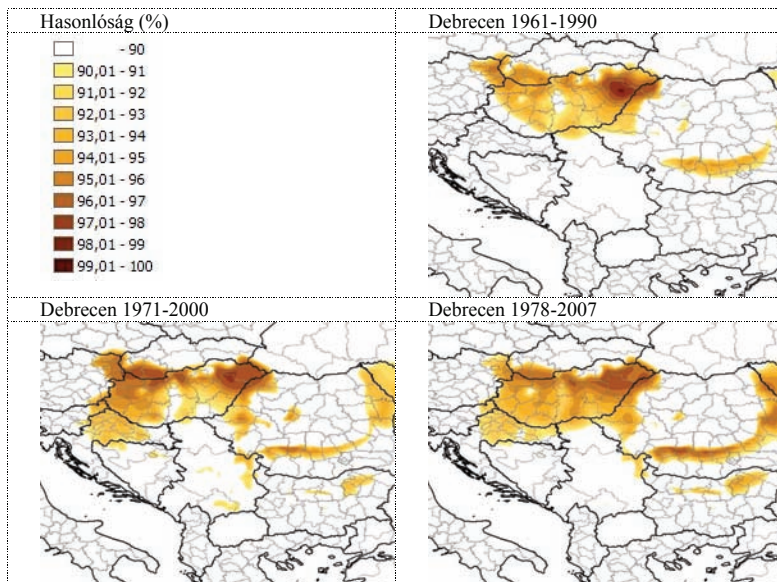
Az elmúlt tíz évben voltak az eddig mért legmelegebb évek, ezért megvizsgáltuk, hogy az 1961-1990-es bázisidőszakhoz képest megfigyelhető-e valamilyen változás az azóta eltelt időszakban. Megkerestük az 1971-2000 és 1978-2007 időszakhoz tartozó analóg területeket is (4.18 ábra). Míg az 1961-1990-es időszak jól adja vissza Debrecen régióját, addig a másik két időszakban megfigyelhető, hogy Debrecen régiója kicsit kisebb, a dél-romániai terület egyre nagyobb hasonlóságot mutat a bázisidőszakhoz képest, és megjelentek a dél-magyarországi klimatikusan hasonló területek is. Az eredmény azt mutatja, hogy az analógia számításához használt módszer kellően érzékeny, már ki tudja mutatni az utóbbi tíz évben tapasztalt melegedést is.

Debrecen analóg területeiről a következőket állíthatjuk: A 2011–2040-es időszakra Debrecenről délebbre lévő területeket kaptunk analógnak, a 2041–2070-es időszakra ez az eltolódás már nagyobb, de az egyezés mértéke már nem mindenhol elfogadható (<90%). Az évszázad végére (2071–2100-es időszakra) Európában lényegében nem található elfogadható analóg terület, hasonló klímájú területek Észak-Afrikában vannak (4.19 ábra).

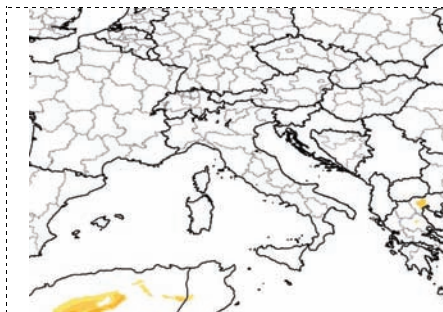
Ezért a továbbiakban csak a 2070-ig tartó két időszakot vizsgáltuk (2011–2040 és 2041–2070), hiszen csak ezekhez az időszakokhoz vannak olyan analóg területek Európában, amelyek megbízhatóan (90%<) mutatnak analógiát. Hasonló eltolódásokat figyelhe-

tűnk meg a különböző városok analóg területeiben is. Észak- és Dél- Magyarország analóg területei között is megmaradnak a mostani különbségek, így a 2011-2040 időszakban Budapest, Győr és Miskolc analóg területei dél-magyarországi területeket adnak vissza.

4.18. ábra Debrecen analóg régiói, különböző időszakokra (hasonlóság %-ban megadva)

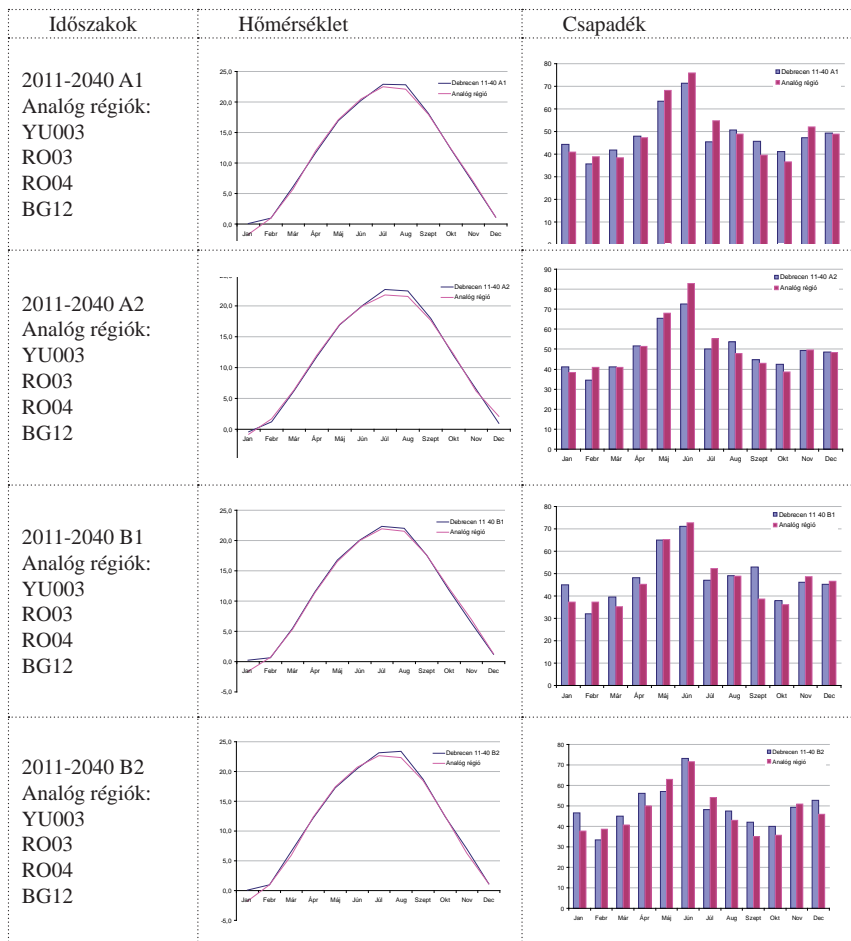


4.19 ábra Debrecen analóg területei a 2071-2100 időszakra



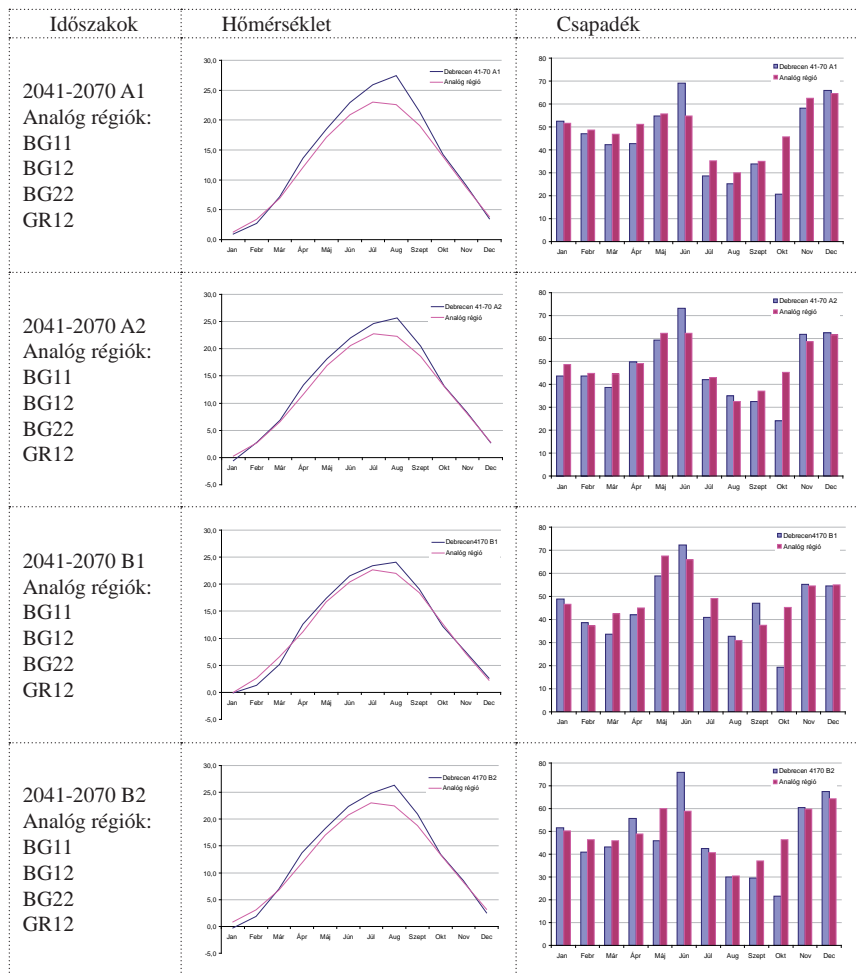
4.8.5. Az analóg régió hasonlóságának értékelése

Az analógia módszere alapján beazonosítottuk, hogy a különböző klímaszcenáriók mely NUTS2 régiókkal mutatnak analógiát Debrecen jövőbeli klímájához. Ahhoz, hogy lássuk, hogy a földrajzilag analóg régiók tényleg hasonló klímájúak, célszerű megvizsgálni a Debrecenre vonatkozó scenáriók és az analóg területek klímáját is.



4.20 ábra Analóg régiók (2011-2040) klimatikus adottságai

A 4.19 és 4.20 ábrán az analóg régiók, a legnagyobb hasonlóságot mutató terület és Debrecen jövőbeli éghajlati diagramjai láthatók. A diagramokon látható, hogy a 2011–2040 időszakban mind a hőmérséklet, mind a csapadék igen hasonló. Kisebb egyezést kapunk a 2041–2070 időszakban, az eltérések a nyári hőmérséklet különbségekből adódnak. A nagyobb eltérések nyárvégi átlaghőmérsékletben és a júniusi és őszi csapadékokban figyelhetők meg.



4.21 ábra Analóg régiók (2041–2070) klimatikus adottságai

A vizsgálataink során megállapítottuk, hogy a nagy hasonlósági indexű pontok közelében szintén magas hasonlóságú pontok helyezkednek el. Így megbizonyosodtunk, hogy az analógia keresésekor nem csak szétszórt pontok hasonlóságát találtuk, hanem statisztikailag értelmezhető régiókat. Ez az időjárás térbeli eloszlásának tulajdonságából is adódik. A 2011-2040 időszakra látszik, hogy az egyezés igen nagyfokú, az analóg területek klímája nagyban hasonlít a jövőbeli klímához, de a 2041-2070 időszakra ez az egyezés már kisebb, az évszázad végére egyáltalán nem is található Európában elfogadható hasonlóságú terület. Megállapítottuk, hogy a klímaváltozás előrehaladtával az analóg területek egyre messzebb, délebbre találhatók, a következő évtizedekben ez az eltolódás 250–450 km, az évszázad közepére ez több, akár 450–650 km is lehet.

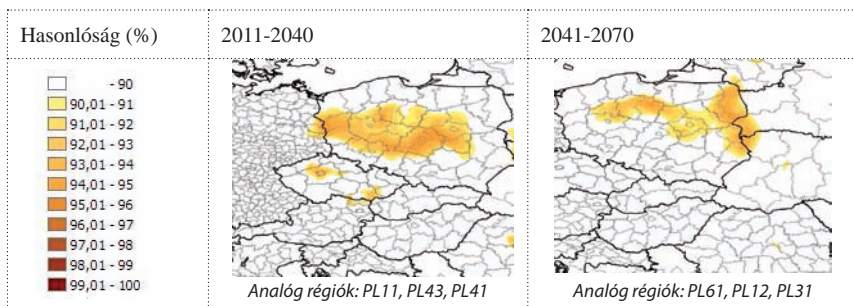
A hasonlósági térképeken látszik, hogy egy időablakban a különböző scenáriók különböző területeket mutathatnak hasonlónak, viszont vannak olyan területek, amelyek mindegyik klímascenárió szerint analógok. Ez abból adódik, hogy a forgatókönyvek az első évtizedekben közel hasonló változást mutatnak, s csak az évszázad végére különülnek el lényegesebben.

Érdekes megvizsgálni, hogy hol vannak Európában azok a területek, amelyek jövőbeli analógja Debrecen lesz. Ezt az előzőekben is vizsgált időszakokra határoztuk meg. A számításhoz szintén a Climex módszert alkalmaztuk, és a $\lambda=0,5$ értéket használtuk, csak az bázisidőszakok szerepe felcserélődik.

A bázisidőszaknak a 2011-2040, ill. a 2041-2070 időszakokat választottuk, attól függően, hogy melyik időszakhoz keressük az analóg területeket. Ezen jövőbeli klímát mutató térképen kerestük meg Debrecen 1961-1990 időszakhoz tartozó klímájának analóg területeit (4.21 ábra).

A kapott területek Debrecenről északra, főleg Lengyelországban helyezkednek el. Az analógok elhelyezkedése egybecseng azzal, hogy a jövőbeli melegeedés több száz kilométeres eltolódással járhat együtt, csak itt tőlünk északabbra lévő területek „csúsznak” le hozzánk.

Az analógia módszere alapján beazonosítottuk, hogy a különböző klímascenáriók alapján Debrecen klímája mely NUTS2 régiókkal mutat analógiát, ill. melyek azok a régiók, amelyen jövőbeli analógja Debrecen régiója lesz. (4.22 ábra)



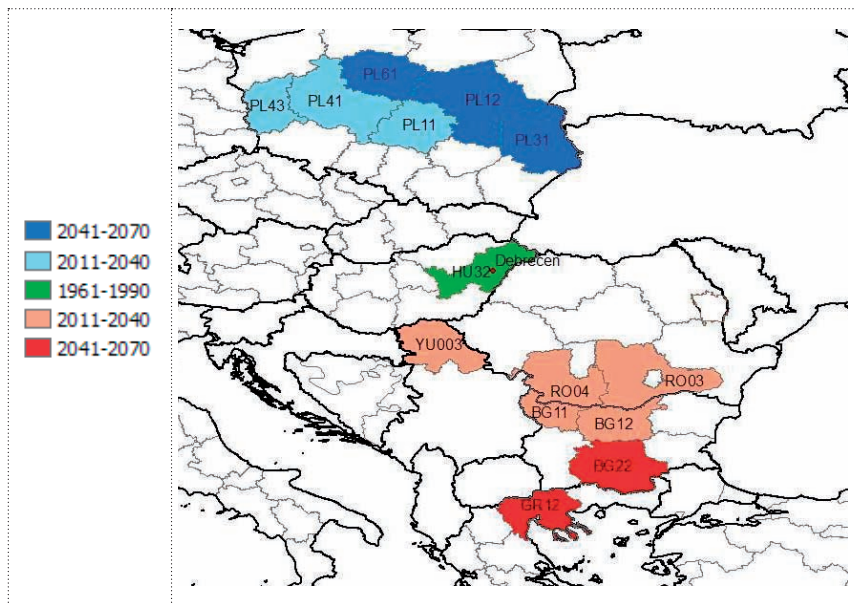
4.22 ábra Analóg területek a vizsgált időszakokra (hasonlóság %)

4.8.6. Debrecen analóg régiói

Debrecen jövőbeli klímájával analóg régiókat több, a földhasználat, a termesztett növények és a természetes vegetáció szempontjából is elemeztük. A földhasználati és a termesztett növényekre vonatkozó adatok az EUROSTAT adatbázisából származnak. A természetes vegetációra vonatkozó adatokat a CORINE 2000 adatbázisból vettük.

Debrecen analóg régióit két időszakra vizsgáltuk, a 2011-2040 és a 2041-2070 időszakra. Az évszázad végére (2071-2100) Európában lényegében nem találtunk megfelelő hasonlóságot mutató régiókat. Debrecen analóg régiói a 2011-2040 időszakra a Vajdaságban, Dél-Romániában és Észak-Bulgáriában, az évszázad közepére (2041-2070) Közép-Bulgáriában és Észak-Görögországban találhatók. Az analóg régiókat és EUROSTAT kódjait a 4.23 ábra mutatja.

Az analóg területek és régiók összehasonlításához alapként Debrecen régióját, a HU32 (Észak-alföld) régiót használtuk.



4.23 ábra Debrecen lehetséges analóg NUTS2 régiói a vizsgált időszakokra

Az analóg régiók természetes vegetációval fedett területeinek elemzése

Az analóg régiókban található természetes vegetációtípusok területének arányát a régió területéhez képest a CORINE 2000 adatbázis alapján a 4.8.6. táblázat mutatja.

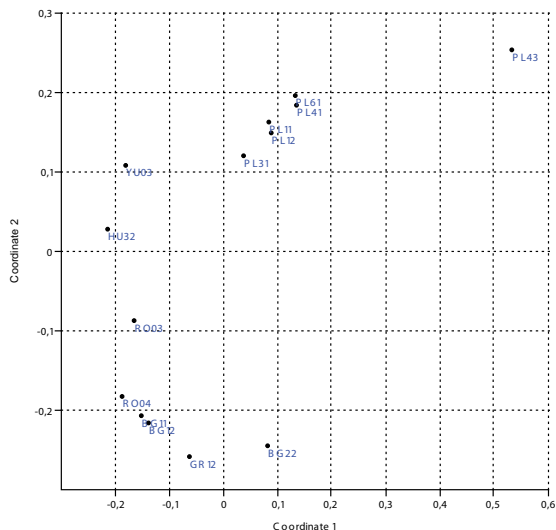
4.8.6. táblázat Természetes vegetációtípusok területének aránya a régió területéhez képest (%)

CLC2000	PL11	PL43	PL41	PL61	PL12	PL31	HU32	YU003	RO03	RO04	BG11	BG12	BG22	GR12
243	4,87	2,31	2,77	4,04	6,08	6,11	1,35	1,66	2,33	5,88	8,73	9,68	9,15	8,61
244	0	0	0	0	0	0	0	1,06	0	0	0	0	0	0
311	2,44	4,69	3,05	2,15	3,85	4,71	8,04	4,01	15,22	19,97	18,53	18,79	19,49	17,81
312	14,28	38,68	17,98	18,48	14,95	11,04	0,23	1,16	1,92	0,39	0,27	0,45	9,88	1,97
313	4,35	6,92	4,78	2,84	4,15	7,41	0,57	1,02	2,64	1,92	1,25	4,53	9,24	3,87
321	0	0,3	0,06	0,25	0	0	5,18	1,65	1,69	0,99	2,31	1,27	3,83	3,8
322	0	0	0	0	0	0	0	0,68	0,56	0,09	0,02	0,13	0,07	0,22
323	0	0	0	0	0	0	0	0,68	0	0	0	0	0	9,47
324	0,57	1,01	0,64	0,57	0,65	0,31	1,14	0,76	1,04	2,01	5,33	4,78	9,28	5,24
411	0,02	0,02	0,02	0	0,04	0,07	0,01	0,21	0	0	0	0	0	0
412	0	0	0	0	0	0	0	0,16	0	0	0	0	0	0,32
Összesen	26,53	53,93	29,3	28,33	29,72	29,65	16,52	13,05	25,4	31,25	36,44	39,63	60,94	51,31

A táblázatban szereplő vegetáció típusok:

- 243 Elsődlegesen mezőgazdasági területek, jelentős természetes növényzettel
- 244 Telepített erdők
- 311 Lomblevelű erdők
- 312 Tülevelű erdők
- 313 Vegyes erdők
- 321 Természetes gyepek, természetközeli rétek
- 322 Láp, mocsár
- 323 Szklerofil vegetáció
- 324 Átmeneti erdős-cserjés területek
- 411 Szárazföldi mocsarak
- 412 Tőzeglápok

Az NMDS, euklideszi távolság módszereket alkalmazva megállapítható, hogy a várakozásnak megfelelően az egyes országokhoz tartozó területek egymás közelében találhatók (4.24 ábra). Az y tengely mentén egyfajta Dél–Észak irányú elhelyezkedés figyelhető meg. A lengyelországi területek a tülevelű erdők magas arányával, míg a görög, bolgár és román területek a lombos erdők nagyobb arányával jellemezhetők. Debrecen régiója és Észak-Szerbia ebből a szempontból átmenetinek tekinthető. Szklerofil vegetációban és tőzeglápokban Görögország tűnik ki. A magyar és a szerb terület hasonlósága az ábra és a táblázat alapján is szembeszökő, ebben a két régióban a legkisebb a természetes vegetáció területe, amely – a domborzati tulajdonságok miatt (síkság) – a jelentősebb szántóföldi területekkel magyarázható.



4.24 ábra A természetes vegetáció relatív területarányának hasonlósági mintázata

Ha a hasonlósági mintázatot az ökológia régió térképpel (4.25 ábra) együtt szemléljük, akkor jól látható, hogy az ordinációban élesen elkülönülő lengyel területek a tülevelű erdők és részben a lombos erdők övébe esnek, míg a vajdasági, román, bolgár és magyar területek az eredeti erdős-sztyepp zóna részei, csupán a Kárpátok magashegységi intrazonális hatása vágja ketté az idetartozó területeket. Érdekes, hogy a görögországi terület, amely valójában már a mediterrán keménylombú és babérerdők övébe tartozna, és így jelentősen el kellene térnie a többi területtől, nem határolódik el élesen, aminek oka sajnos az eredeti vegetáció emberi hatásra történő visszaszorulásával magyarázható. A görög terület egyébként nemcsak a vegetációtípus fiziognómiai sajátosságai alapján, hanem florisztikailag is nagyon különböző jelleget mutat (4.8.10. ábra). Látszik, hogy az analóg területek a közép-európai flóraterrületen (III.) találhatók, a pannóniai és kelet-balkáni flóratartományban. Csak a görög régió különbözik ezektől lényegesen, ez a V. típusú, mediterrán flóraterrületre esik. Ez azonban az elemzett adatokban nem tükröződik. A III.-al jelzett közép-európai flóraterrületet mérsékelt klímájú lombos erdők, bükkösök és tölgyesek jellemzik, keleti részein a szárazabb, hűvös telű, kontinentálisabb éghajlatot kedvelő tölgy, luc, erdeifenyő, a nyugatabbi nedvesebb, atlantikus, enyhébb telű klímát jellemző bükk, nyír, fenyérek, tőzgemohalápok jellemzik. A védettebb pannóniai és a kitettebb kelet-balkáni flóratartomány nem válik el élesen, mindössze arról van szó, hogy utóbbiban bizonyos szubmediterrán hatások is észlelhetők. A V.-el jelzett mediterrán flóraterrület viszont az előzőektől alapvetően eltér. Jellemző növényzeti típusa a trópusok és a mérsékelt öv érintkezésénél, széles sávban valósul meg. Mivel az egyik évszakra trópusi a másira

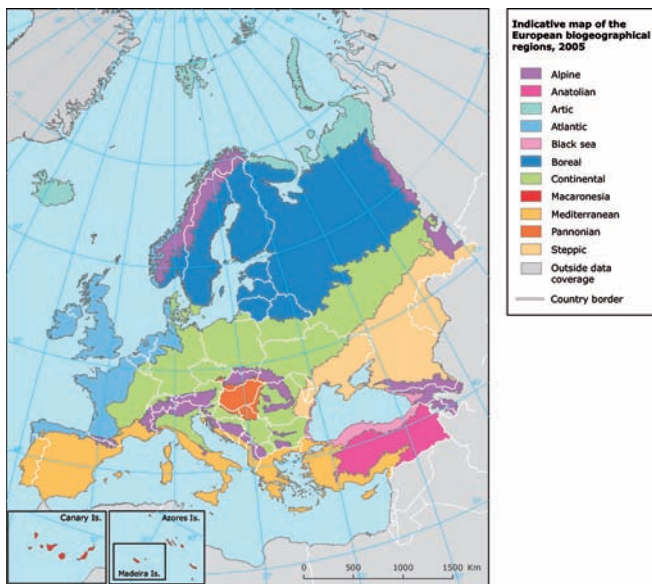
mérsékelt éghajlati viszonyok jellemzőek, így összességében szubtropikusnak tekintjük. Hegyvidékein mérsékeltlen meleg és nedves körülményeket igénylő babérlombú fák és cserjék, szárazabb sík és dombvidékein keménylombú örökzöldek uralkodnak. A babérlombú erdőket félkemény, pergamenhez hasonló, kis levelű fák alkotják, a keménylombú erdők pedig a mediterrán fenyveseket váltják le alacsonyabb térszíneken. Itt örökzöld tölgyesek vagy fenyőerdők jellemzőek. Mivel ősi kultúrterületről van szó, gyakoriak az erdő helyett megjelenő macchia-cserjések és molyhos levelű lágyszárúak, törpecserjések. Jellemző kultúrnövénye az északabbról hiányzó olajfa, de jellemző a füge, gránátalma, mirtusz, oleander, illatos fűszer- és gyógynövények és orchideák. Ennek megfelelően tehát a 28. ábrán látható florisztikai, a 4.27 ábrán megfigyelhető vegetációs típus mintázatok, valamint a biogeográfiai térkép (4.26 ábra) egymást alátámasztva mutatják a változás ugrásszerű jellegét. A Corine ökológiai régiók térképén (4.28 ábra) viszont ez a határvonal nem ismerhető fel.



4.25 ábra Európa flóratérképe (Soó, 1932)

További fontos információhoz jutunk, ha mindezen eredményeinket egy másik osztályozás szerint (EEA), Európa ökológiai régióival (4.25 ábra) és Európa biogeográfiai régióival (4.26 ábra) is összevetjük. Ezen térképek alapján megállapítható, hogy hazánk területe ökológiai sajátosságait és biogeográfiai jellegét tekintve is szigetként – Kárpát-medence – helyezkedik el Európa térképén. A nálunk megfigyelhető állapot – kivéve a szerb területet – nem hasonlít az analóg területekhez. Ebből következően, hazánkban egy lehetséges klímaváltozás hatása mindenképpen alapvető átstrukturálódásban, az állapotok gyökeres megváltozásában nyilvánulna meg, amely felhívja a figyelmet a természetvédelmi és általánosabb értelemben biodiverzitás-megőrzési alkalmazkodás jelentőségére, ezen feladatok súlyára és fontosságára. A kapott eredmények természetvédelmi jelentősége akkor válik nyilvánvalóvá, és az eddigieknél is árnyaltabbá, ha az eddig elemzett potenciális, ill. historikus térképi információkat a valós jelenlegi helyzetképpel vetjük össze a CORINE adatbázis alapján (4.28 ábra). Az ábra készítésekor, az adatbázisból csak a térképi jelmagyarázatban szereplő természetes élőhelytípusokat válogattuk le, minden más területet fehérén hagyva.

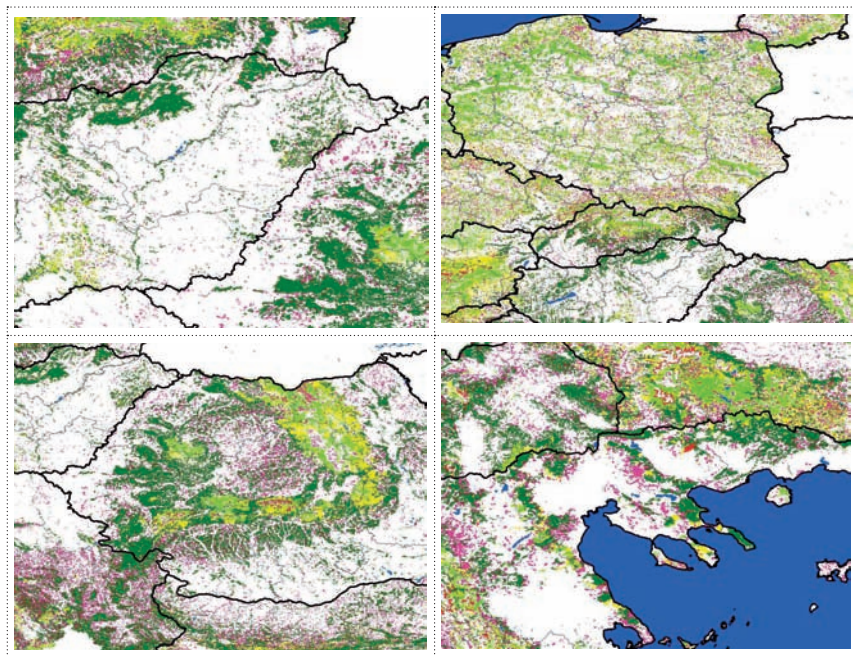
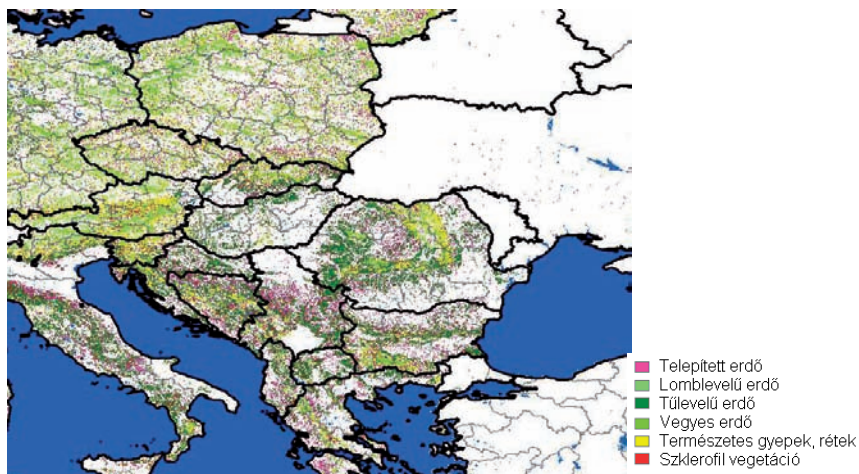
A térképsorozat alapján megállapítható, hogy hazánk természeti értékei már ma is nagyon szűk területre szorultak vissza – sok a fehérén maradt, nem természetes terület –, és veszélyeztetettségük klímaváltozás nélkül is drámai. Megfigyelhető továbbá, hogy az analóg területek természetes vegetációtípusai hasonlóan rossz állapotban vannak. A biodiverzitás megőrzése szempontjából legjobb helyzetben az lengyel analóg területek vannak. Ezek a tények felhívják figyelmünket a gyors és hatékony cselekvés szükségességére és ráirányítják a figyelmet fokozott felelősségünkre.



4.26 ábra Európa biogeográfiai régiói (EEA, Biogeographical regions, 2005)



4.27 ábra Európa ökológiai régiói (EEA, Digital map of European ecological regions, 2003)



4.28 ábra Természetes társulástípusok és természetközeli ökoszisztémák előfordulási viszonyai a CORINE 2000 alapján

A Debrecen régiójával analóg területek természetes vegetációs viszonyait elemezve megállapítottuk, hogy az analóg régiókban a természetes vegetációval fedett területek aránya mind nagyobb, mint Debrecen régiójában. Az északi analóg területeken a tülevélű erdők, míg a déli területeken a lombos erdők mutatnak nagyobb területarányt. Csupán a nagyon extrém klímaváltozást jelentő görög terület tartozik a mediterrán kemény és babérlombú erdők övébe. Az ökológia zonalitást figyelembe véve megállapítottuk, hogy az analóg területek, a vajdasági régiótól eltekintve, mind más ökológiai besorolásba esnek, rávilágítva a Kárpát-medence természetes vegetációjának a klímaváltozással szembeni sérülékenységére.

4.8.7. Összefoglaló megállapítások és következtetések a módszertani fejlesztéseink alapján

A földrajzi analógia meghatározásának általunk kidolgozott új módszere, a Climex módszer általánosítása egy 1 súlyozási változó segítségével. Megfigyelhető, hogy a különböző súlyozásokat használva az analóg területek kissé eltérnek egymástól, bár az alapvető mintázatok és tendenciák nem változnak meg. Mind a hőmérsékletnél, mind a csapadéknál találunk olyan területeket, amelyek az egyik változó szerint nagy hasonlóságot mutatnak, a másik szerint viszont nem. Az analógiakeresést minden konkrét esetben úgy célszerű elvégezni, hogy meteorológiai paraméterként azokat a tényezőket vonjuk be a vizsgálatba, amelyek a vizsgálat célrendszere szempontjából limitálóak. Ezen belül is meg kell határozni a paraméterek súlyozási prioritásait, amit a súlyozással adhatunk meg. Az új módszer lehetőséget ad a klímametérek különböző súllyal való figyelembevételére, így a módszer célra orientáltan optimalizálható. Ez akkor lehet igazán hatékony, ha előzetesen rendelkezünk valamilyen szakértői információval arról, hogy milyen súlyozási intervallum jöhet egyáltalán szóba.

A földrajzi analógiával kapcsolatban egy új szemléletű elemzési módszert vezettünk be. Ennek alkalmazása során azt a területet keressük meg, amelynek klímaszcenário szerinti analógja éppen a célterületünk jelenlegi (historikus vagy bázis) állapota. Ennek segítségével fel lehet táni azon területeket, ahol a jelenleg meglévő ökológiai tudásunk és hazai termelési tapasztalataink a jövőben hasznosíthatók. Véleményünk szerint ez az elemzési megközelítés fontos szerepet játszhat az aktív természetvédelem tevékenységeiben, valamint a mezőgazdasági fajtanemesítés és fajtaalkalmazás területén.

Földrajzi analógia módszere több irányba is továbbfejleszthető. Az analógiakeresésbe bevonhatunk más klimatikus paramétereket is, mint a minimum és maximum hőmérsékletet vagy a felhőborítottság, ill. más nem klimatikus paramétereket, például a talajtulajdonság. Minél több paraméter szerint keressük az analógokat, nagy valószínűséggel annál kevesebb megfelelően hasonló területet kapunk. Egy másik továbbfejlesztési lehetőség, természet szempontjából a hónapok eltérő súlyozással való figyelembevétele. Illetve lehetséges ezen két fejlesztési irány együttes figyelembevétele, amellyel növény specifikus analóg területeket kereshetünk.

Egy régió természetes vegetációval fedett, vagy agrárterületeinek, területhasználati típusainak és így élőhelyeinek magas diverzitása, különösen változó körülmények között, jelentős szerepet játszhat a kérdéses régió ökológiai működőképességének fenntartásában. Ennek gazdasági jelentősége is nyilvánvaló, hiszen az egymástól eltérő klimatikus igényű növények termesztése, termelési módok alkalmazása nyilvánvalóan csökkenti annak esélyét, hogy egy kedvezőtlen időjárású év az egész régió gazdasági működését megsemmisítse, míg alacsony diverzitás esetén ez nagyon is valószínű. A magas diverzitás fenntartása tehát, a klímaváltozáshoz való alkalmazkodásnak is fontos eszköze lehet.

A vizsgálatok alapján lényegében scenáriótól függetlenül világossá vált, hogy az évszázad közeli évtizedeiben a változásokhoz való adaptáció déli szomszédaink termelési és földhasználati tapasztalatainak hasznosításával képzelhető el. Ez az időszak inkább csak fajtaváltásokat, diverzebb földhasználati módokat és klímavédelmi intézkedéseket (erdőtelepítés, ésszerűbb vízgazdálkodás, radikális emisszió csökkentés és általános takarékoság) követel meg. A 2041–2070 közötti időszak azonban már alapvetően más jellegű. Ebben az időszakban az alkalmazkodás már radikális faj-, ill. fajtaváltásokat, új termelési módok bevezetését, aktív természetvédelmi beavatkozásokat igényel. A 2071 utáni időszak alkalmazkodási stratégiái a leginkább bizonytalanok, ezen kérdések megválaszolása a jelen tanulmány keretei között már nem képzelhető el. Az Európán kívüli analógiák feltérképezése nem képzelhető el az ismertett módszerek nagyobb adatbázisra való egyszerű alkalmazásával, hanem újabb módszertani fejlesztéseket is igényel, mivel a nagyobb változások esetében az analóg területen tapasztalható klímát teljesen más tényezők határozzák meg.

A földrajzi analógiák elemzése jelen tanulmányban elsősorban olyan eredményeket tárt fel, amelyek a mezőgazdaság és földhasználat, valamint a környezet- és természetvédelem területén hasznosíthatók, és elsősorban ugyanezen területeken mutatnak rá a további kutatások fontosságára is.

A hazai mezőgazdaság vonatkozásában a következtetések részben az alkalmazkodás (adaptation) lehetséges stratégiáihoz vezetnek közelebb, részben feltárják azokat a földhasználati lehetőségeket is, amelyek a megelőzés és klímavédelem (mitigation) céljait szolgálhatják. Az alkalmazkodás útja a földhasználati és növénytermesztési szerkezet analógiák szerinti megváltoztatását, a mezőgazdasági támogatási rendszer átalakítását és a szükséges faj- és fajtaváltásokat jelenti. A klímavédelmi tevékenységet leginkább az ún. klímaerdők telepítése jelentheti az intenzív mezőgazdasági termelésből kivonandó területeken.

A dolgozat eredményei egyértelműen arra utalnak, hogy a természetvédelmi szektor területén alapvető paradigmaváltás vált szükségessé. A jelenleg uralkodó „in situ konzerváció”, vagyis a fennálló ökológiai állapotok jelenlegi élőhelyeken való megőrzése helyett a természetvédelem célja csakis a bioszféra működőképességének, önszabályozó kapacitásának és biológiai sokféleségének megőrzése lehet. Ennek megvalósítása a károsító antropogén hatások megakadályozásával és az ökológiai rendszerek természetes alkalmazkodási folyamatainak aktív segítségével lehetséges. Magyarország élővilág-védelmi helyzete ebben a vonatkozásban jelentősen eltér Európa többi országának helyzetétől. Ennek következtében az ott kidolgozott megoldások és stratégiák nem

feltétlenül importálhatók könnyen. A mi esetünkben a természetes menekülési utak hiánya jelenti a fő problémát. A probléma megoldásában az „eco-engineering” jellegű aktív természetvédelmi munka nem kerülhető el. Ez a munka alapvetően két részfeladatra bontható:

- Hazánk megváltozó (tehát jövőbeli) éghajlatának megfelelő (ahhoz adaptált) természetes és természetközeli élőlényközösségek létrejöttének elősegítése,
- a jelenleg hazánkban élő és annak megváltozó ökológiai feltételeihez alkalmazkodni képtelen élőlény-együttesek menekülési útvonalának biztosítása.

A meglévő természetvédelmi területeinken elsődleges cél a klímától független károsító hatások (zavarás, szennyezés, fragmentáció) mainál hatékonyabb kiküszöbölése, de a megváltozó éghajlat hatásaira bekövetkező szerkezeti átstrukturálódásokat és az új fajok spontán megtelepedését nem szabad akadályozni. Ez azonban önmagában nagyon kevés. Elengedhetetlenül szükséges, hogy más művelési ágakból kivont területeken aktív telepítésekkel segítsük elő a mi jövőbeli klímánkhoz más területen már adaptálódott természetközeli társulások kialakulását. Ehhez a földrajzi analógia módszere úgy nyújthat segítséget, hogy megkereshetjük hazánk jövőbeli klímájának jelenlegi analógjait és ezen területek flóráját és faunáját, valamint természetes vegetációtípusait és talaját kell mintaként és propagulum-forrásként tekintetbe vennünk. (Ezek a területek többnyire hazánktól délre a Balkán-félszigeten találhatók). A másik feladat az alkalmazkodásra képtelen fajok megőrzése, ami szintén a földrajzi analógián alapuló területkeresés és transzlokáció segítségével oldható meg, de itt azon területek megkeresése a cél, amelynek jövőbeli klímája éppen hazánk jelenlegi, ill. historikus éghajlata. (Nagyrészt lengyelországi területek jöhetnek elsősorban szóba.) Ezen aktív természetvédelmi beavatkozások megvalósítása csakis a természetvédelmi hatóságok nemzetközi együttműködésével valósítható meg, amelyben a diplomáciai és nemzetközi jogi eszközök alkalmazása nélkülözhetetlen. A dolgozatban elért eredmények rámutatnak arra is, hogy a földrajzi analógiák módszerét probléma-specifikusan kell alkalmazni, a felvetett kérdésekhez adekvát meteorológiai paraméterekre, és azok adekvát súlyozása által.

Az aktív környezet- és természetvédelmi beavatkozások, valamint a tudományos kutatómunka kiszélesítése és elmélyítése egyaránt felvet finansziális kérdéseket is. Ezek kapcsán különböző emberi tevékenységek és szektorok látszólagos érdekei ütközhetnek, ami szükségessé teszi a hatások és következmények pénzbeli kifejezését. Erre az ökológiai közgazdaságtan eszközei nyújtanak lehetőséget. A bioszféra-szolgáltatások idő- és területegységre eső pénzbeli értékét többféle megközelítéssel lehet becsülni, ill. közelíteni. Ebből a szempontból kiemelendő Constanza és munkatársai 1997-ben a Nature-ben megjelent cikke, amelynek az óta számos továbbfejlesztője és bírálója is akadt. A természeti tőke és a bioszféra-szolgáltatások pénzbeli értékelését ellenzők leginkább attól félnek, hogy ez az értékelési mód azt sugallja, mintha a bioszféra megvásárolható, vagy funkciói pénzzel kiválthatók lennének. Természetesen nem erről van szó, csupán arról, hogy a pénz, mint általános értékmérő és „mértékegységet” arra használjuk, hogy a különböző élőhely-típusokat és azok szolgáltatásainak jelentőségét, hatásait összehasonlításra alkalmas módon kezelhetővé tesszük. Ez az értékelési rendszer

alapját képezheti a hazai agrártámogatási rendszer klíma- és természetvédelmi szempontú átdolgozásának, valamint új lehetőségeket nyit a gazdaság szabályozásához is. A széndioxid emisszió-kereskedelem mintájára bevezethetők olyan piacbarát megoldások, amelyek a klímaváltozással kapcsolatos mitigációban és az adaptációban is fontos szerepet játszhatnak. A klímavédelmi célú erdőtelepítések, a természetvédelmi célú transzlokációs projektek, a földterületeknek az intenzív művelésből való kivonása, vagy éppen az ökológiai feltételeknek megfelelő mezőgazdaság kialakítása ezen eszközök segítségével lendíthető fel. A Nemzeti Éghajlatváltozási Stratégia természetvédelmi részének korrekt költség-haszon elemzése más módon nem is képzelhető el, e nélkül viszont a Stratégia megvalósítása gyenge lábakon állna. Mindezekhez kiváló módszertani segítséget nyújthat a földrajzi analógiák módszere.

5. A KLÍMAVÁLTOZÁS KÖZÖSSÉGÖKOLÓGIAI HATÁSAINAK STRATÉGIAI MODELLEZÉSE (TEGM)

5.1. Modellismertetés

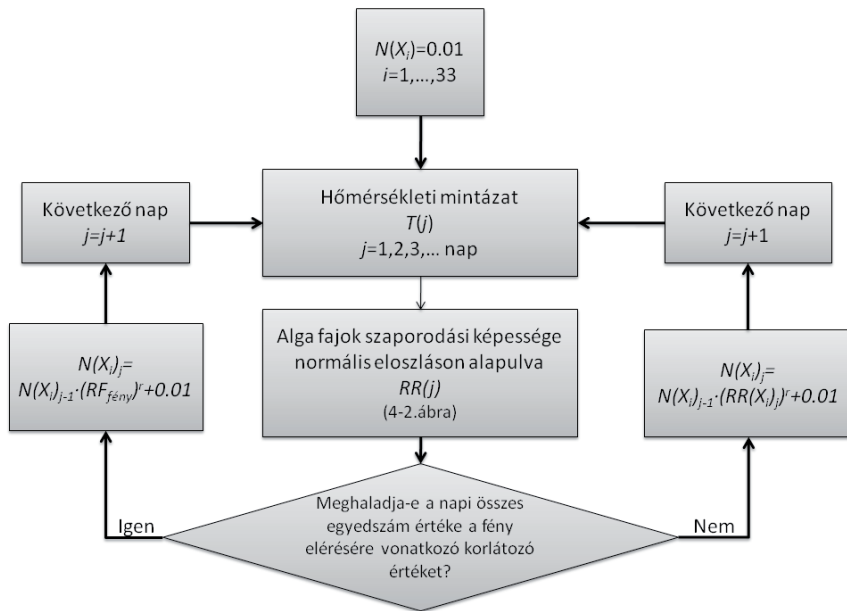
Vizsgálataink során egy elméleti ökoszisztéma viselkedését tanulmányoztuk a hőmérséklet különböző változásainak hatására. Az elméleti ökoszisztéma egy algaközösséget modellez egy szárazföldi vízi közösségben. Számos szerző hívja fel a figyelmet a hőmérséklet, mint fő szabályozó tényező fontosságára vízi ökológiai rendszerek esetén (Christou & Moraitou-Apostolopoulou, 1995; Iguchi 2004; Dippner et al. 2000, Vadadi-Fülöp et al., 2009).

A vízi ökoszisztémát leíró TEGM modell folyamatábrája (5-1. ábra) leírja a modellezés során végbemenő matematikai számításokat (SIPKAY et al., 2010). A modellnek két fontos bemeneti paramétere van: az egyik a különböző szaporodási függvények, a másik a hőmérsékleti mintázat függvénye. A populációdinamikai folyamatok jobb megértése céljából a hőmérsékleti függvényeket a lehető legegyszerűbb, konstans hőmérsékleti függvénytől az összetettebb hőmérsékleti-klíma mintázatokig vizsgáltuk, amelyek már a valós hőmérsékleti viszonyokat írják le (a hőmérsékleti függvények leírása a következő alfejezetben található).

Az elméleti ökoszisztéma fajösszetétele folyamatosan változik annak függvényében, hogy a hőmérséklet az adott napon milyen értéket vesz fel, valamint a modellbe beépített korlátozó függvény (RF) egy adott produktivitási érték felett nem engedi tovább a populáció növekedését. A hőmérsékleti bemeneti értékre az ökoszisztéma egy dinamikus egyensúlyi állapotot ér el, amely során kimeneti paraméterként vizsgáljuk a domináns fajokat és azok egyedszámát, a forráskihasználás mértékét, az ökoszisztéma diverzitását, valamint az egyensúly kialakulásának időtartamát.

Egy alfajajt jellemez az a hőmérsékleti intervallum, amely az adott faj szaporodását lehetővé teszi. A fajok a hőmérsékleti érzékenységüknek megfelelően szűkebb (specialista) vagy szélesebb (generalista) intervallumban képesek a fajfenntartásra. A fajok hőmérsékleti optimum görbéjének leírására a Gauss- (normál-) eloszlást használjuk úgy, hogy a hőmérsékleti optimum a várható érték. A szórás értékét úgy állítottuk be, hogy az egyes fajok közötti niche átfedés megfeleljen a Pianka (1974) által tanulmányozott gyíkfajok niche átfedésével, ahol a teljes niche átfedés átlaga csökkent a gyíkfajok számának a növekedésével (Drégelyi-Kiss & Hufnagel 2009, 2010b).

$$\text{Niche átfedés} = (\text{niche elválasztás} / \text{niche szélesség}) = (\mu_1 - \mu_2) / \sigma \quad (1)$$



5.1. ábra: A növekedési modell folyamatábrája

A vizsgált hőmérsékleti tartomány a mérsékelt övi hőmérséklet-ingadozásnak felel meg. A 5-2. ábra mutatja a 33 különböző érzékenyséű algafaj szaporodási képességét a hőmérséklet függvényében. A függőleges tengelyen a fajok napi szaporodási rátáját láthatjuk, mely szerint az adott hőmérsékleten hányszorosára nőhet az egyedszám az adott faj esetén. Ez megfelel az édesvízi algák szaporodási képességének a mérsékelt övben (Felföldi (1981), Vörös & Kiss (1985), Reynolds (2006))

A kísérletek során 33 faj szaporodási képességét írtuk le a normális eloszlás sűrűség-függvénye segítségével, az alábbi paraméterekkel:

- 2 szupergeneralista ($m_{SZG0}=277$ K; $m_{SZG1}=293$ K; $s_{SZG}=8,1$)
- 5 generalista ($m_{G1}=269$ K; $m_{G2}=277$ K; $m_{G3}=285$ K; $m_{G4}=293$ K; $m_{G5}=301$ K; $s_G=3,1$)
- 9 átmeneti ($m_{K1}=269$ K; $m_{K2}=273$ K; $m_{K3}=277$ K; $m_{K4}=281$ K; $m_{K5}=285$ K; $m_{K6}=289$ K; $m_{K7}=293$ K; $m_{K8}=297$ K; $m_{K9}=301$ K; $s_K=1,66$)
- 17 specialista ($m_{S1}=269$ K; $m_{S2}=271$ K; $m_{S3}=273$ K; $m_{S4}=275$ K; $m_{S5}=277$ K; $m_{S6}=279$ K; $m_{S7}=281$ K; $m_{S8}=283$ K; $m_{S9}=285$ K; $m_{S10}=287$ K; $m_{S11}=289$ K; $m_{S12}=291$ K; $m_{S13}=293$ K; $m_{S14}=295$ K; $m_{S15}=297$ K; $m_{S16}=299$ K; $m_{S17}=301$ K; $s_S=0,85$).

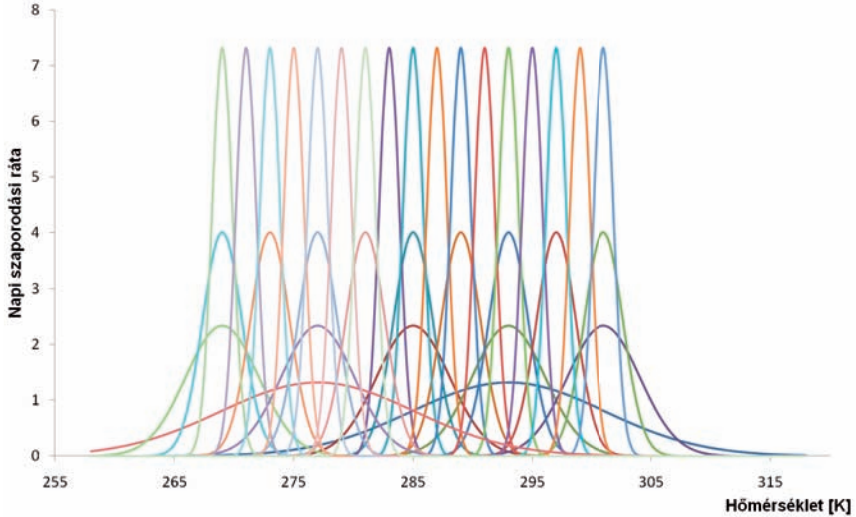
Miután a szaporodási képesség egy adott hőmérsékleten adott, azért egy napi átlaghőmérséklethez egyértelműen meghatározható, hogy az adott faj mekkora egyedszámmal van jelen.

Kezdeti értéknek 0,01 db egyedszámot feltételeztünk minden egyes fajra, majd a következő minimumfüggvény segítségével határoztuk meg az egyedek számát:

$N(X_i) = 0,01$ minden $i=1,2, \dots, 33$ fajra,

ahol $N(X_i)$: az i -edik faj egyedszáma

$$N(X_i)_j = N(X_i)_{j-1} \cdot \text{Min} \left\{ \left(RR(X_i)_j \right)^r; (RF_j)^r \right\} + 0.01 \quad (2)$$



5.2. ábra: 33 algafaj hőmérsékleti eloszlása

ahol j : a napok száma (általános esetben $j=1,2,\dots,10593$; 29 év időtartam);

$RR(X_i)_j$: X_i faj szaporodási ráta értéke a j -edik napon;

r : sebességi paraméter ($r=1$ ill. $0,1$);

$$RF_j = a \left(1 - \left(\frac{\sum_{i=1}^{33} N(X_i)}{K_j} \right)^v \right) \quad (3)$$

$k=1,2,\dots,366$, az adott év napjának sorszáma (év-nap);

Az összes egyedszámot korlátozó K_j értékét a szimulációs kísérletek első fázisában 10^7 értéknek határoztuk meg (TEGMa-modell), a második részben figyelembe vettük a fény intenzitásának egy adott éven belüli ingadozását, az alábbi függvénnyel írtuk le a korlátozást (TEGMb-modell):

$$K_j = d_1 \cdot \sin(d_2 \cdot k + d_3) + d_4 + \varepsilon \quad (4)$$

$d_1=4950000$, $d_2=0,0172$, $d_3=1,4045$, $d_4=5049998$, ε : egyenletes eloszlású valószínűségi változó a $(-50000, 50000)$ intervallumban.

A konstans értékek a K_j korlátozó függvény esetén úgy lettek beállítva, hogy a függvény periódusa 365,25 és a maximum és a minimum hely (június 23 ill. december 22) adott. (Legnaposabb és legkevésbé napos napok az évben.)

5.2. Hőmérsékleti mintázatok függvényei

Vizsgálataink során az elméleti vízi ökoszisztéma alga-közösségeinek a megoszlását vizsgáltuk a hőmérséklet megváltozásának hatására. A fajok között a hőmérséklet változásával egy versengés indul el. Attól függően, hogy a hőmérséklet milyen módon változik és milyen értéket vesz fel, más és más faj kerül a fennmaradó helyen. A hőmérséklet beállítását tervszerűen változtattuk, hogy az egyes hatásokat elkülönülten értékelhessük. A szimuláció időtartama 30 év volt a vizsgált esetekben. A sebességi paramétert két értéken beállítva két kísérletsorozatot futtattunk.

5.2.1. Konstans hőmérséklet

293 K, 294 K és 295 K hőmérsékleten végeztünk szimulációs kísérleteket két sebességi faktorról ($r=0,1$ ill. 1).

5.2.2. Egy éven belüli hőmérsékleti ingadozás szinuszos függvény szerint

Budapesti évi átlaghőmérséklet 10-11 °C körül van (1960-1990), a hőmérsékleti adatok terjedelme pedig 30-45 °C körül mozog. Ebben a kísérletben a hőmérséklet változik az év során egy szinuszos függvény szerint, 365,25 napos periódussal. A hőmérséklet az alábbi függvény szerint ingadozik:

$$T = s_1 \cdot \sin(s_2 \cdot t + s_3) + s_4 \quad (5)$$

Ahol $s_2=0,0172$, $s_3=-1,4045$, mivel a függvény periódusa 365,25 és a maximum és a minimum hely (június 23 ill. december 22) adott. (Legnaposabb és legkevésbé napos napok az évben.)

Az eredmények összehasonlíthatósága végett a szinusz függvény szerinti hőmérséklet ingadozás átlagértékének 284K értéket határoztunk meg, amely $s_4=284$ esetén teljesül.

A kísérletek során változtattuk a szinusz függvény magasságát (s_1). Az s_1 paraméter értékének meghatározásához figyelembe vettük a historikus hőmérsékleti adatsorok éves ingását a Föld különböző éghajlati helyein. Úgy választottuk a paramétereket, hogy megfelelő közelítéssel az évi terjedelem értékek azonosnak tekinthetők legyenek a valós és a szinusz függvény szerinti hőmérsékleti mintázat során. A beállított s_1 paraméter értékei és a neki megfelelő klimatikus helyek a 5-1. táblázatban találhatók.

5.1. táblázat: A szinuszos hőmérsékleti mintázat
 s_1 paraméter értékének megfelelő hőmérsékleti klímájú területek

s_1	megfelelő klíma	s_1	megfelelő klíma	s_1	megfelelő klíma
2	trópusi nedves éghajlat	8	Mediterrán éghajlat	15	Enyhe tengerparti. kontinentális éghajlat
4	száraz éghajlat, magashegységi éghajlat	10	Hűvös mérséklet éghajlat, nedves szubtrópusi éghajlat, alacsony földrajzi szélességű sivatagi éghajlat	22,5	Szubarktikus éghajlat
6	Közepes földrajzi szélesség sztyepp éghajlata	12	Tundra éghajlat		

5.2.3. Valós hőmérsékleti adatsorok (múltbeli és jövőbeli)

A valós hőmérsékleti klíma mintázatok az alábbi csoportokra bonthatók:

- Historikus hőmérsékleti adatok 1960-1990 Magyarországon (Budapest)
- Jósolt hőmérsékleti értékek 2070-2100 között Magyarországon
 - Met Office Hadley Centre for Climate Change, Exeter, Anglia
 - adhfa (Regional Model 3, SRES A2); Budapest esetében
 Az A2 scenárió, a legpesszimistább jövő képet festi elénk, a heterogén fejlődési utat követő, viszonylag alacsony jövedelemnövekedést produkáló forgatókönyv, a XXI. század során a Föld lakosságának folyamatos növekedését és az új technológiák lassú bevezetését feltételezi.
 - adhfd (Regional Model 3, SRES B2); Budapest esetében
 A B2 scenárió, szintén feltételezi a Föld lakosságának növekedését, azonban az A2-nél kisebb ütemben. A forgatókönyvben érvényesül a gazdasági, társadalmi és környezeti fenntarthatóságra való törekvés, emiatt a CO₂ kibocsátás alatta marad az A2 scenáriónak.
- Max Planck Institute für Meteorologie, Hamburg, Németország
 - MPI 3009 (SRES A2); Budapest esetében
- Hőmérsékleti értékek Budapestre 140 év időtartamra
 A 140 éves adatsor 1961-től 2000-ig terjedő időszakban historikus napi középhőmérsékleti adatokat tartalmaz, a 2070-2100 közötti időszakra a PRUDENCE projekt által dinamikusán leskáázott, Hadley Centre A2 scenárió szerinti GCM output adatokat, 2000 és 2070 között pedig a két időszak között pedig klímagenerátorral interpolált adatokat tartalmaz az ELTE Meteorológiai Tanszéke adatbázisából. Az elemzés célja áttekintő kép nyerése a klímaváltozás egy lehetséges ökológiai hatásáról és annak időbeli mintázatáról.
- Magyarországra jósolt hőmérsékleti viszonyok analógiája 2100-ra
 2011-2040 időszakra Magyarországon előreláthatóan az éghajlat a legjobb becslések szerint úgy alakul, mint a mostani Románia-Bulgária határán folyó Duna medencéjé-

nél található, és Theszaloniki környékén. A 2070-2100 időszakra vonatkozó becslések szerint hazánk éghajlata a jelenlegi Észak-Afrikaihoz lesz hasonló. (HORVÁTH, 2008)

- Turnu Magurele, Románia (43.75N, 24.88E, 31.0m)
- Kairó, Egyiptom (30.058° N, 31.229° E)
- Historikus nemzetközi adatok a Föld különböző éghajlatú helyein
Trewartha (PÉCZELI, 1981) szerint földünk éghajlata hat fő részre bontható. Az éghajlati öveknek megfelelően egy-egy napi átlaghőmérséklet adatsort (lehetőség szerint 30 évre, vannak olyan meteorológiai állomások, ahol 1995. jan. 1-től vannak napi adataink) vizsgálunk.
 - Trópusi nedves éghajlatok (Bangui 4°22'N 18°35'E, Közép-Afrikai Köztársaság)
 - Száraz éghajlatok (Taskent 35° 16' 15 N, 33° 23' 30 E, Ciprus)
 - Meleg-mérsékelt éghajlatok (Den Helder 51° 25' 60 N, 4° 31' 60 E, Hollandia)
 - Hűvös éghajlatok (Ulan Bator 47° 55' 0 N, 106° 55' 0 E, Mongólia)
 - Sarkvidéki éghajlat (Sodankyla, 67°25'00"N, 26°35'35"E, Finnország)
 - Magashegységi éghajlatok

A Föld különböző éghajlatú helyeiről gyűjtöttem napi átlaghőmérséklet adatokat internetes adatbázisok segítségével (KLEIN TANK et al., 2002). Minden fő éghajlati övből választottunk egy helyet, amely klímájára megvizsgáltuk az elméleti ökoszisztémánk összetételének alakulását.

Az egyes mintázatokat egy-egy matematikai függvénnyel írtuk le, illetve a valós vagy jövőbeli hőmérsékleti adatsorok esetén zárt függvényalakba illesztettük a mért adatokhoz. A klíma leírására használatos egyik paraméter a napi középhőmérséklet értéke. Hosszú időn keresztül (31 év) adatsorok esetében ez 31-365 db adatot jelent. Vizsgálatainkban a hőmérséklet egy éven belüli ingadozásait figyeljük, átlagolva a 31 év napi középhőmérséklet értékeit. Ezek az átlagértékek és a hozzájuk kapcsolódó szórásértékek az év napjainak függvényében szinuszos összefüggés szerint ingadoznak. Azért, hogy egyszerűsítsük a klíma meghatározását (31-365 pontról) és az évek közötti ingadozást elhanyagolhassuk, függvényt illesztettünk a mérési pontok 31 évi átlagaira és szórás értékeire a legkisebb négyzetek módszere szerint. Az találtuk, hogy a különböző helyekről érkező középhőmérsékletek átlagainak napi függése a következő függvény szerint ingadozik (determinisztikus tag):

$$T(t) = a_1 \sin(a_2 \cdot t + a_3) + a_4 + a_5 \sin(a_6 \cdot t + a_7) \quad (6)$$

A napi középhőmérsékletek szórásainak függése (sztochasztikus tag):

$$s(t) = b_1 \sin(b_2 \cdot t + b_3) + b_4 \quad (7)$$

A napi középhőmérséklet értékeket osztályozhatjuk a tekintetben, hogy múltbeli (historikus) adatsorról vagy jövőbeli (jósolt) adatsorról beszélünk. Ezen adatsorokra vonatkozó paraméterek értelmében generálhatunk egy évi adatsort, a különböző hőmérsékleti klíma mintázatokra. A közelítés ellenőrzésére olyan adatsort generáltunk, ahol

$$T_{\text{generált}}(t) = T(t) + \lambda \cdot s(t) \quad (8)$$

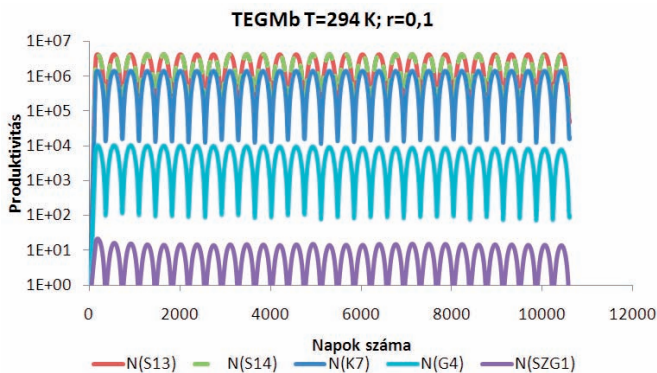
ahol t az év napjának sorszáma, λ : egyenletes eloszlású valószínűségi változó (1,75;3,5) intervallumban.

A klíma paramétereinek megfeleléségét ellenőriztük 30 napos átlagok összevetésével, az eredeti és generált adatsorból számítva. Azt kaptuk a páros-t próba eredményeül, hogy 95%-os szinten azonosnak tekinthetők a vonatkozó adatsorok.

5.3. Klíma-ökoszisztéma modell tesztelése

5.3.1. Versengés

Konstans hőmérsékleten vizsgálva az elméleti ökoszisztéma összetételének egyensúlyi állapotát megállapítható, hogy az adott hőmérsékleten legnagyobb szaporodási képességgel rendelkező faj kerül ki győztesen a versengésből. Például a TEGMa modell esetén 294 K hőmérsékleten azonos egyedszámmal, $5 \cdot 10^6$ egyeddel van jelen az S13 és az S14 faj, amelyek optimális szaporodási hőmérséklete 293K, ill. 295K. Hasonló figyelhető meg a TEGMb modell esetén is, csak ott az egyedszám a fény korlátozását is figyelembe véve az éven belüli ingadozást is mutatja (5.3. ábra). A szimuláció során megjelennek a K7, G4 és SZG1 fajok (mindhárom 293 K optimum hőmérséklettel).



5.3. ábra: A produktivitás alakulása a napok függvényében 294 K konstans hőmérsékleten elvégzett szimulált kísérletek esetén (TEGMb modell, $r=0,1$ sebességi faktoral)

5.3.2. A modell bizonytalansága

A kidolgozott TEGMb modell reprodukálási képességét vizsgáltuk különböző hőmérsékleti mintázatok során. A 10 alkalommal ismételt szimulált kísérletek kimeneti ingadozásait a korrigált tapasztalati szórás segítségével írtuk le a különböző hőmérsékleti függvények bemenetének hatására (5.2. táblázat).

A kidolgozott modellek tesztelése során az ismételt szimulált kísérletek eredményeinek ingadozása a legtöbb esetben elfogadható mértékű. A legnagyobb ingadozást Bangui

esetén, $r=1$ sebességi paraméter esetén találhatunk az ismételt szimulációk fajösszetételére utaló diverzitás értékében.

5.2. táblázat: TEGMb modell ismételt szimulációk statisztikai mutatói

Vizsgált helyek	r	Diverzitás átlag	Diverzitás szórás	Relatív szórás diverzitásra	Vizsgált helyek	r	Diverzitás átlag	Diverzitás szórás	Relatív szórás diverzitásra
Budapest hist.	0.1	0.926	0.0409	4.42%	Budapest hist.	1	1.923	0.1020	5.30%
Budapest HC adhfa	0.1	1.166	0.1769	15.17%	Budapest HC adhfa	1	2.254	0.5267	23.37%
Budapest HC adhfd	0.1	0.757	0.0532	7.03%	Budapest HC adhfd	1	1.898	0.4131	21.77%
Budapest MPI 3009	0.1	1.142	0.2122	18.58%	Budapest MPI 3009	1	2.490	0.0561	2.25%
Turnu Magurele	0.1	1.787	0.0787	4.40%	Turnu Magurele	1	1.733	0.0405	2.34%
Kairó	0.1	0.761	0.0327	4.30%	Kairó	1	1.641	0.0786	4.79%
Bangui	0.1	0.417	0.0852	20.43%	Bangui	1	0.019	0.0229	120.53%
Taskent	0.1	1.261	0.0490	3.89%	Taskent	1	2.006	0.1015	5.06%
Den Helder	0.1	1.009	0.0687	6.81%	Den Helder	1	1.887	0.1188	6.30%
Ulan Bator	0.1	1.863	0.0456	2.45%	Ulan Bator	1	1.672	0.1511	9.04%
Sodankyla	0.1	0.949	0.0202	2.13%	Sodankyla	1	1.736	0.0947	5.46%

5.3.3. Közepes bolygatási hipotézis jelenléte a szimulációs kísérletek során

Szimulációs kísérleteket végezve a TEGMb modellel az látható, hogy konstans hőmérsékleten az ökoszisztéma egyedszáma mindkét sebességi faktor esetében állandónak, maximálisnak mondható mindaddig, míg a véletlen számokat $0 - \pm 2K$ -ig változtatjuk. A jelentős egyedszám csökkenés a két sebességi faktor esetén más-más ingadozás mellett figyelhető meg. Kisebb sebességfaktor esetén hamarabb ($\pm 3K$ -as ingadozás), a nagyobb sebességi faktor esetén később ($\pm 6K$ ingadozás) történik meg a hirtelen egyedszám csökkenés.

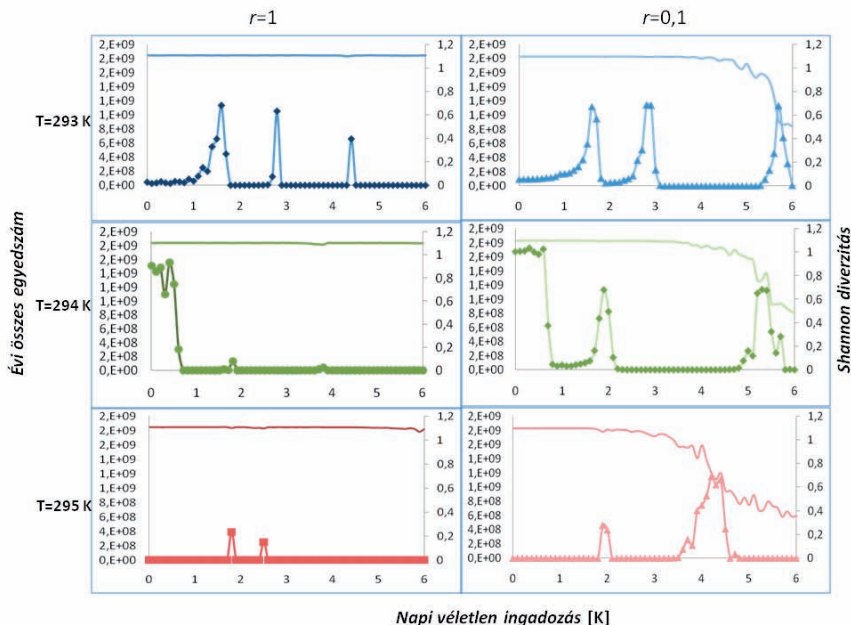
A diverzitás mértéke kisebb sebességi faktor esetében nagyobb, a gyorsabb szaporodási képességgel rendelkező közösségeknél pedig kevesebb. Abban az esetben, ha nincs zavarás, akkor 294 K hőmérsékleten mutatható kis a legnagyobb diverzitás mind a kisebb, mind a nagyobb sebességi faktor esetében. Ahol a zavarás $\pm 6 - \pm 9K$ értéket vesz fel, ott

minden paraméter beállítás mellett és minden vizsgálati szempont esetében, közel azonos alacsony értéket kapunk. A legnagyobb zavarás esetében ($\pm 11\text{K}$), minden esetben jelentősen megnő a diverzitás mértéke.

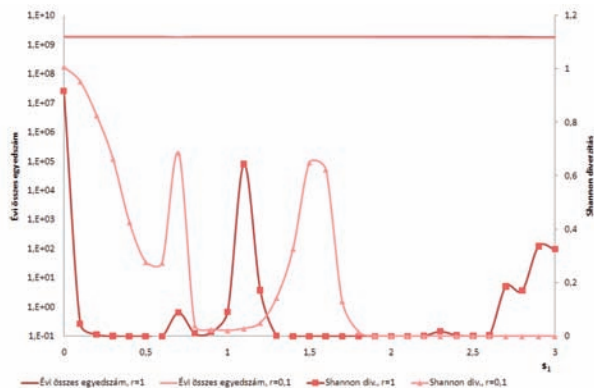
A kisebb és közepes zavarások hatásának részletezése során (5.4. ábra) látható, hogy alacsony zavarás esetében a biológiai sokféleség jellemzésére szolgáló függvények esetében alacsony értékek tapasztalhatóak, közepes zavarás esetében figyelhető meg a legnagyobb diverzitás.

A gyorsabb szaporodási képességű ökoszisztéma diverzitás értékei alacsonyabb helyi maximum értéket vesznek fel, mint a lassabban növekvő ökológiai rendszerek.

Az s_i paraméter függvényében láthatók a szinuszos hőmérsékleti függvénnyel történt kísérletek eredményei (5.5. ábra). Az évi véletlen ingadozásokat növelve két csúcsot érzékelhetünk a diverzitásmutató értékében alacsony értékeknél. Az évi összes egyedszám értéke a vizsgált véletlen zavarok tartományában ($s_i=0\dots3,5$) állandónak mondható mindkét szaporodási sebesség esetén, csupán a diverzitás változik. A diverzitás értékében két helyi maximum csúcs látható a véletlen zavarás függvényében.



5.4. ábra Évi összes egyedszám és diverzitás értékek konstans hőmérsékleten $\pm 6\text{K}$ véletlen zavarig részletezve TEGMb modell futtatása során (A kis ábrákon a jelölővel ellátott adatsorok a Shannon diverzitás értékeket mutatják, a jelölés nélküli vonal az évi összes egyedszámot jelzi.)



5.5. ábra Évi összes egyedszám és Shannon diverzitás indexek alakulása kis mértékű változások esetén szinuszos hőmérsékleti mintázatra TEGMb modell futtatása során

5.4. Szimulációs kísérletek

5.4.1. Konstans hőmérsékleti mintázat vizsgálata

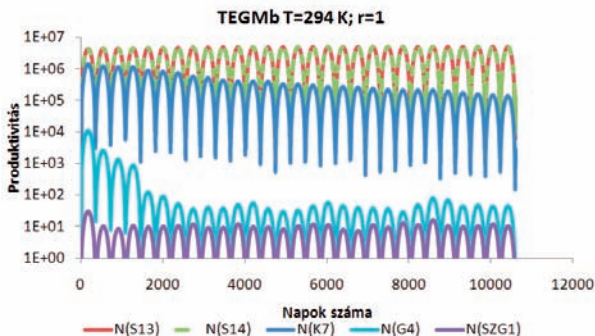
A hipotetikus konstans hőmérsékletet vizsgálva megállapítható, hogy a fajok versengése során az adott hőmérsékletnek leginkább megfelelő specialista és átmeneti fajok az uralkodóak, de kis mértékben megjelenik generalista és szupergeneralista faj is, a forráskihasználás 100 %-hoz közelít.

A szimulációs kísérleteket két sorozatban végeztük el, TEGMa és TEGMb modellel. A második, TEGMb modell figyelembe veszi az egy éven belüli fény elérhetőségének ingadozását is, ezért a szimulált kísérletek produktivitását ábrázolva a napok függvényében helyi maximum és helyi minimum helyek jelennek meg az ábrázolás során.

293 K az optimum hőmérséklete a szaporodáshoz az S13, K7, G4 és SZG1 fajoknak. Ezen fajok meg is jelennek a szimuláció során nagyságukat tekintve az előbbi sorrendben. A kétfajta szimulációt összehasonlítva látható, hogy a szupergeneralista faj (SZG1) kisebb maximum egyedszámmal jelenik meg a TEGMb modell esetén, a többi faj maximum egyedszáma megegyezik a két esetben. A futtatás során a sebességi faktort változtatva két szinten is látható, hogy TEGMa modell esetén a szupergeneralista faj (SZG1) egyedszáma magasabb értéket ér el a gyorsabb szaporodási képességű ökoszisztéma esetén. A közel 11000 napig (30 év) tartó szimuláció során az $r=0,1$ paraméterrel futtatott kísérlet egyensúlyi állapotot mutat, az $r=1$ sebességi faktor esetében az egyensúlyi állapotot még nem érte el az elméleti ökoszisztéma.

Egyetlen fajnak sincs optimuma 294 K hőmérsékleten. Az S13 és S14 fajok egymást átfedve, azonosan szaporodnak (egyenként maximum $5 \cdot 10^6$ egyedszámig), a K7 faj a kö-

zel 1 millió egyedszámot éri el a kísérlet alatt, amely nagyobb érték, mint a 293K hőmérsékleten elért egyedszáma. A G4 generalista faj is nagyobb egyedszámmal van jelen a 294K hőmérsékleten történt szimulációs esetében, mint a 293K esetében. Az egyensúly beáll minkét szaporodási képességű ökoszisztéma esetén a TEGMa modell futtatása során, míg a TEGMb modell esetén az $r=1$ sebességi faktorról jellemzett ökoszisztémánál nem éri el a rendszer az egyensúlyi állapotot 30 év alatt. (5.6. ábra)



5.6. ábra: 294 K konstans hőmérsékleten történt szimuláció eredménye TEGMb modell esetén, $r=1$ sebességi faktorról

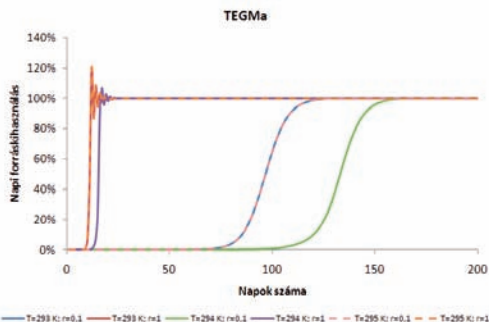
295 K a szaporodásra vonatkozó optimum hőmérséklete az S14 fajnak. A szimuláció során az S14 faj jelenik meg nagy mennyiségben, a többi faj (K7, K8, G4, SZG1) az elenyésző 100 egyedszám alatti értékeket adja. A lassabb szaporodási képességű ökoszisztéma esetén az egyensúly hamarabb beáll, nagyobb mennyiségben vannak jelen a közepes (K7, K8) és generalista (G4) fajok.

A napi forráskihasználás megmutatja, hogy a rendelkezésre álló források közül hány százalékot használ ki az elméleti ökoszisztéma az egyes esetek során. Látható, hogy TEGMa szimuláció esetén a gyorsabb szaporodási képesség beállításakor 32-34 nap alatt beáll az egyensúly, 293K és 295K esetén rövidebb idő alatt, mint 294K-en. Az $r=0,1$ sebességi faktorról jellemzett ökoszisztéma esetén 293K és 295K hőmérsékleten 151 nap szükséges a maximális, 100%-os forráskihasználás eléréséhez, 294K-en 187 nap alatt válik 100%-ossá. A szimulációt elvégezve a maximális forráskihasználást a gyorsabb szaporodási képességű ökoszisztéma esetén belengések során éri el, míg a lassabb esetben rásimul a maximális értékre. (5.7. ábra)

A TEGMb szimuláció esetén hasonló mintázatok figyelhetők meg, mint az előbbi, TEGMa modell esetében. Az eltérések a forráskihasználás értékében az egyes évek végén találhatók, amikor a fény elérése korlátozott (téli hónapok).

Az átlagos évi produktivitás a TEGMa modell minden beállítására esetén $3,65 \cdot 10^9$ egyed-szám, a fény elérésének korlátozását figyelembe vevő TEGMb esetén $1,83 \cdot 10^9$ egyed-szám értéknek adódik.

A diverzitás a konstans hőmérsékleti mintázatot tartalmazó szimulációs kísérletek esetén 294K hőmérsékleten éri el a legnagyobb, 1-es értéket.

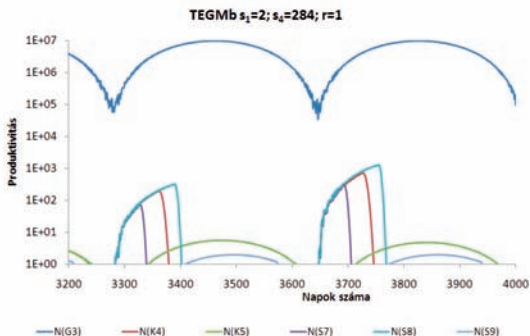


5.7. ábra: Napi forráskihasználás változása a konstans hőmérsékleten történt szimulációs kísérletek kezdetén TEGMa modell különböző beállításaira

5.4.2. Egy éven belüli hőmérsékleti ingadozás szinuszos függvény szerint

A szimulációs kísérleteket a két elméleti ökoszisztéma modellel (TEGMa és TEGMb) szinusz függvény szerinti hőmérsékleti bemeneti függvényekkel végeztük el. A szinuszos hőmérsékleti mintázat évi átlaghőmérséklete 284K körüli értéknek adódik.

A szimuláció során megjelenő fajok folyamatosan változnak attól függően, hogy a szinusz függvénynek mekkora az amplitúdója, az éves ingadozása. Abban az esetben, amikor s_1 paraméter értéke 2, akkor kevés faj jelenik meg (5-8. ábra). Legnagyobb egyedszámmal egy generalista faj (G3) jelenik meg, e faj optimális szaporodási hőmérséklete 285 K. Megjelennek kis egyedszámmal a K4, K5, S7, S8, S9 fajok. A TEGMa modell esetében a generalista faj uralja az ökoszisztémát, a többi megjelenő faj 10-nél kevesebb egyedszámmal van jelen az egyensúlyi állapotban. A TEGMb modell esetén az S8, K4 fajoknak van az év során maximuma, amely eléri a 100 egyedszám értéket is. A sebességi faktor beállításától függően az $r=0,1$ esetben az egyensúlyi beállása hosszabb a TEGMa modell futtatása során, a TEGMb modell esetén közel hasonló mintázatot kapunk.



5.8. ábra: TEGMb elméleti ökoszisztéma produktivitása $s_1=2$, $r=1$ paraméterű szinuszos hőmérsékleti mintázat esetén

A szinuszos hőmérsékleti mintázat s_j paraméterét növelve egyre több faj jelenik meg a szimulációs kísérletekben. $s_j=4$ esetén még döntően a generalista G4-es faj van jelen a legnagyobb egyedszámmal, a gyorsabb szaporodási képességű ökoszisztémánál már előretörnek az S7, K4, S8, K5 fajok is.

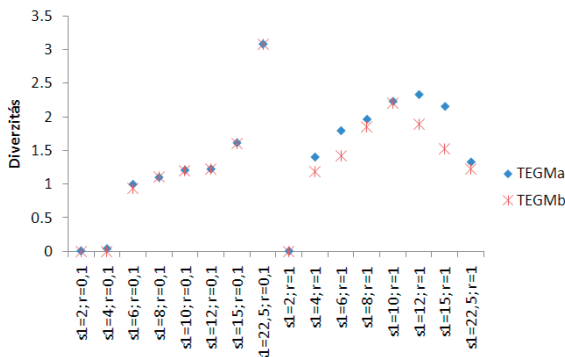
$s_j=6$ amplitúdóval jellemzett folyamatok esetén a specialista fajok (S7, S9, S6) vannak jelen nagyobb egyedszámmal és a közepes tűrőképességűek (K4, K5, K6).

Az évi hőmérsékleti ingadozás növekedésével egyre inkább megfigyelhetők az egyes évszakoknak megfelelő faj-csoportosulások (tavasz, nyár, ősz, tél). Az $r=1$ sebességi paraméterrel rendelkező ökoszisztéma esetén mindig van olyan faj, amely maximális, 10^7 egyedszám körüli értéket mutat, míg a lassabb szaporodású ökoszisztéma esetén helyi maximumokat figyelhetünk egy éven belül kétszer. A két különböző modell (TEGMa és TEGMb) fajösszetétele az $r=0,1$ esetben nem észrevehetően különbözik csupán egymástól, a gyorsabb szaporodásúnál viszont látható a téli időszakban levő korlátozás megjelenése.

A nagy amplitúdójú ($s_j=15$ ill. 22,5 esetén) szinuszos hőmérsékleti ingadozás során a lassabb szaporodással jellemzett ökoszisztémában szinte nincs jelen szaporodás. $s_j=15$ esetén a maximális egyedszám egy fajra 1000 db-ot jelent, a TEGMa és a TEGMb modell esetében is. Csökkenő egyedszámot figyelhetünk meg a gyorsabb szaporodási képességű ökoszisztémánál is elérve az $s_j=22,5$ beállítási paraméter értékét.

Az évi átlagos produktivitás értékeket a különböző beállítások függvényében ábrázolva láthatjuk, hogy a lassabb szaporodású képességű ökoszisztéma esetén az s_j paraméter növekedésével logaritmikusan csökken a produktivitás. Az $r=1$ paraméterrel jellemzett szimulációs kísérletek esetén az évi átlagos produktivitás értéke közel állandónak mondható $s_j=15$ értékig. A TEGMb modellel végzett szimulált kísérletek éves átlagos produktivitása mindig alatta van a megfelelő, TEGMa modellel végzett kísérleteknek.

Az ökoszisztéma biodiverzitás értéke közel 0 értéket az $s_j=2$ paraméter beállítása során az összes esetben, valamint $s_j=4$ esetben a lassabb szaporodási képességű ökoszisztéma esetében. Az $s_j=22,5$, $r=0,1$ szimulált kísérletek esetén nagyon magas, 3 körüli diverzitás értéket láthatunk. A kísérletek további beállításai esetén 1 és 2 közötti diverzitásértékeket látunk a paraméterek értékeitől függően. (5.9. ábra)



5.9. ábra: A diverzitás alakulása a kétféle modell esetén, szinuszos hőmérsékleti mintázat különféle paraméter-beállításai esetén

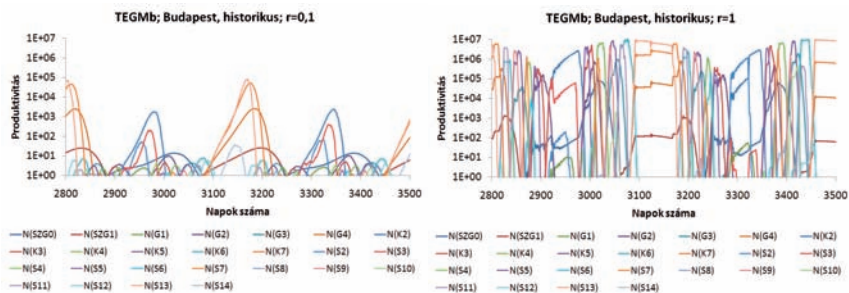
Az éves forráskihasználás értékei a gyorsabb szaporodási képességű ökoszisztéma esetén $s_f=12$ értékig, a lassabb esetben $s_f=4$ értékig folyamatosan csökken 70% értékig. A forráskihasználás mértéke nagyon alacsony az $r=0,1$ paraméterű ökoszisztéma esetén, ha az szinuszos hőmérsékleti mintázat amplitúdója 6 vagy annál nagyobb értéket vesz fel; valamint az $s_f=22,5$ értéknél az $r=1$ paraméterű folyamatnál.

5.4.3. Valós és jövőbeli hőmérsékleti klíma mintázatok

A valós hőmérsékleti mintázatoknál csak a TEGMb modell szerinti szimulációkat végeztük el. Magyarországra vonatkozó hőmérsékleti klíma mintázatok vizsgálatokor a szimulációs kísérletek során mindkét sebességi paraméter esetén elértük az egyensúlyt, egy év fajainak versengése látható az ábrákon (5.10. ábra). A gyorsabb sebességi faktorú ökoszisztéma sok specialista és közepes fajjal van jelen. A nyári időszakban elegendő sokáig tartó állandó hőmérsékletnek köszönhetően a gyorsabb és a lassabb szaporodási képességű ökológiai rendszerek közel azonos képen mutatnak (S13, K7, G4, SZG1 fajok jelenléte), télen a K2 faj jelenik meg. (Drégelyi-Kiss & Hufnagel, 2010a)

Az A2 scenárió (HC adhfa) szerinti jövőbeli hőmérsékleti viszonyok esetén nyáron a melegedés következtében sem a lassabb, sem a gyorsabb folyamat esetén nem lesz optimum hőmérséklete egy fajnak sem. Télen viszont több faj is megjelenik (G2, K3, S5, S6).

A B2 scenárió szerinti (HC adhd) hőmérsékletek esetén hasonló mintázat figyelhető meg a fajok egyedszám-eloszlásában, csupán a lassabb szaporodási képességű ökoszisztéma esetén a szaporodni képes fajok egy nagyságrenddel nagyobb egyedszámban vannak jelen, mint az A2 scenárió esetében.

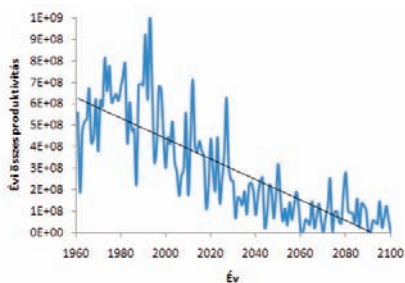


5.10. ábra: TEGMb elméleti ökoszisztéma összetételének alakulása a historikus budapesti hőmérsékleti mintázatra a lassabb és a gyorsabb szaporodási képesség esetén

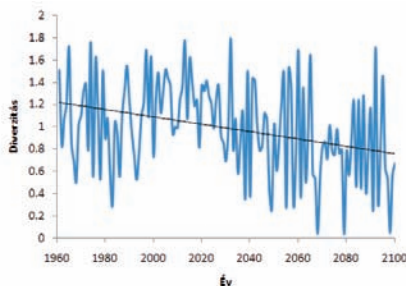
Az MPI 3009 szerinti 2070-2100-ra jóslott hőmérsékleti adatsort vizsgálva látható, hogy a nyári időszakban találunk olyan fajt (SZG1), amely jelen van kis egyedszámmal, ellentétben a Hadley Center által jóslott scenáriók esetével.

Egy 1961-2100 közötti 140 éves adatsor (HL A2 Szenárió) elemzésével képet kaphatunk arról, hogy a klímaváltozás milyen szezonális dinamikai eltéréseket eredményezhet. A stratégiai modell szimulációja alapján megállapítható, hogy a HC A2 Szenárió szerinti eredményeit alkalmazva, a novembertől – májusig terjedő időszakban alig várható jelentős változás az összegyedyszámban és annak szezonális dinamikájában. Nagyon drasztikus változások látszanak azonban a júniustól októberig terjedő időszakban. A fajkompozíció tekintve természetesen a téli félév is jelentős változásokat mutat, de ezek az összmenyiséget nem érintik, mivel itt inkább fajkicserélődésekről van szó. Az évi összes egyedszám értéke folyamatosan csökkenést mutat a 140 év folyamán (5.11. ábra). A diverzitás értékét vizsgálva átlagosan csökkenés jelentkezik az egy évre vonatkozó diverzitás értékében a vizsgálat időszakában. (5.12. ábra)

A Magyarországgal analóg hőmérsékleti függvényű helyek klíma viszonyait vizsgálva az ökoszisztéma összetételeit össze kell hasonlítani mind a múltbeli magyarországi adatokkal, mind pedig a jövőbeli becslésekkel. Turnu Magurele esetén a kapott fajösszetétel inkább a múltbeli adatokéhoz hasonló, a jövőre vonatkozó becslésekkel hasonlóság a téli időszakokban van. Kairó jelenlegi hőmérsékleti körülményei jól mutatják a hasonlóságot a MPI 3009 2070-2100-ra jósolt eredményeivel.



5.11. ábra: Éves összes produktivitás változása 140 év alatt a TEGMb modell futtatása során



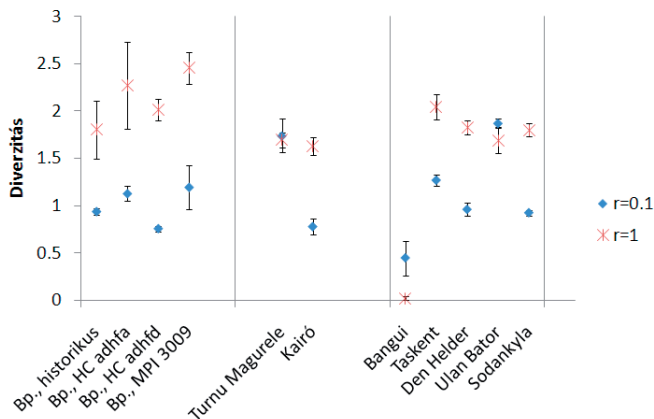
5.12. ábra: A diverzitás változása 140 év alatt a TEGMb modell futtatása során

A Föld különböző éghajlati viszonyainak megfelelő historikus hőmérsékleti függvényeket vizsgálva azt találtuk, hogy Bangui esetén G5 faj végig egyeduralkodó, mivel egész esztendőn át közel azonos hőmérsékleti viszonyok a mérvadóak. Ez látható az ökoszisztéma összetételét ábrázoló grafikonokon. A lassabb sebességű folyamat esetén S16-os faj is megjelenik a domináns fajok között. Taskent száraz, sivatagos éghajlatán hasonló mintázatot vehetünk észre a magyarországi 2100-ra történő előrejelzésekkel. Den Helder éghajlatán működő ökoszisztémánál jól elkülöníthetők az évszakok. Ulan Batorra jellemző, hogy télen nincs jelen egyetlen faj sem az ökoszisztéma egyedeiből. Sodankylán a hideg tűrésű fajok szaporodnak, kivéve a téli időszakot. Addis Abebán a gyorsabb szaporodási sebességű ökoszisztéma domináns egyede 4 év elteltével a SZG1 faj lett. A lassabb sebességű esetben nem jelent meg szupergeneralista faj domináns helyen, helyette a G4, K6, S12 fajok dominálnak.

A különböző hőmérsékleti mintázatoknak megfelelő évi átlagos forráskihasználás értéke közel 0%-ot mutat a lassabb szaporodási képességű ökoszisztéma esetén. Ez alól

a csupán Bangui kivétel, ahol 90% feletti forráskihasználási értéket tapasztalhatunk. A gyorsabb szaporodással jellemzett ökoszisztéma szimulációs kísérletei során a forráskihasználás 30% és 80% közötti értékeket mutat, Bangui esetében ez az érték 100%.

Az ökoszisztéma évi összes egyedszámát vizsgálva azt találtuk, hogy a különböző klímával rendelkező környezetek a gyorsabb ökoszisztéma esetén elősegítik az egyedek közel maximális jelenlétét. A lassabb szaporodási képességű ökoszisztéma esetén egy klíma esetén lehet elérni a maximális évi egyedszámot: Bangui esetében. A gyorsabb és a lassabb esetek évi összes egyedszám értékei közötti eltérés Ulan Bator esetén a legnagyobb. A kísérletek reprodukálhatósága a legtöbb esetben megfelelő (kisméretű kerítések). Az évi összes egyedszám értéke 10^9 értéket jelez az $r=1$ esetben bármely klimatikus környezetre. A diverzitás a gyorsabb folyamat esetén 1,5 és 2,5 értékek közé esik, ez alól kivételt Bangui jelent közel 0 diverzitás indexszel (5.13. ábra).



5.13. ábra: A diverzitás értékek a valós vagy jövőbeli klíma-mintázatokra TEGMb modell esetén, mindkét sebességi paraméter beállításával (A szimulációkat tízszer megismételtük, ezért a diverzitásértékek átlagai mellett a számított egyszeres szórás felfelé és lefelé megjelenítésre került.)

5.4.4. Megvitatás

A hipotetikus konstans hőmérsékleti mintázatok hatásaira a mesterséges édesvízi alga ökoszisztéma rendszer a várakozásoknak megfelelően reagál. Az adott hőmérsékleten optimális vagy közel optimális szaporodási hőmérséklettel rendelkező specialista fajok jelennek meg a legnagyobb produktivitással. A forráskihasználás értéke minden esetben közelít a maximális, 100%-os értékhez.

Az egyensúly kialakulása a gyorsabb és a lassabb szaporodási képességű ökoszisztéma esetén kissé eltér egymástól. A 293K hőmérsékleten optimális reprodukálódási hőmérséklettel rendelkező K7 faj a gyorsabb esetben az évek során csökkenő produktivitást mutat,

30 év alatt nem áll be egy egyensúlyra (TEGMb modell esetén). A fényviszonyok éven belüli változása miatt az S13 specialista faj évről évre előnyre tud szert tenni a K7 fajjal szemben, vagyis egy kismértékű periodikus produktivitás csökkenés jobban előtérbe helyezi az adott hőmérsékleten leggyorsabb reprodukálódásra képes fajt.

294K hőmérséklet egyik faj számára sem optimális szaporodási hőmérséklet. Az S13 és S14 fajok azonos mértékben vannak jelen, és a 293K optimális szaporodási hőmérséklettel rendelkező K7 és G4 fajok nagyobb produktivitást érnek el, mint az optimális hőmérsékletén elérték. A gyorsabb szaporodási képességű közösség, TEGMb modell esetén viszont egyre csökkenő értéket mutatnak az évek során, tehát a versengés hatása jól látszik a produktivitást a napok függvényében vizsgálva. 295K hőmérsékleten az egyensúly minden beállításnál beáll az évek során, az S14 faj szinte egyeduralmuként használja a rendelkezésre álló forrásokat.

Az egyensúly kialakulásának módjában különbözik a kétféle sebességi paraméterekkel jellemzett ökoszisztéma (Hufnagel et al., 2010). A gyorsabb szaporodási képességű esetén az egyensúlyi, maximális forráskihasználás elérése egy csekély csillapítás után jön létre, az $r=0,1$ paraméterű modell esetén alulról simul a 100% értékhatárhoz. Ez mutatja az ökológiai rendszer eltérő stabilitását a két esetben.

Szinuszos hőmérsékleti mintázatok során az s_1 paraméter értékétől függően eltérő összetételű fajgyűjtést találunk. Az $s_1=2$ esetében a konstans hőmérsékleti mintázathoz hasonlóan kevés fajt találhatunk, és az évi összes egyedszám, a forráskihasználás közel maximális a két különböző sebességű ökoszisztéma esetén. Az eltérés abban van a 284K konstans hőmérsékleten várt eredményektől, hogy a szinuszos mintázatnak megfelelő évi 2K terjedelem a napi hőmérséklet értékében már nem engedi a specialista (S8, S9) és közepes tűrésű (K5) faj előretörését, hanem a versengésben a 285K hőmérsékleten optimális G3 generalista faj kerül ki győztesen.

Az amplitúdó növekedésével egyre nagyobb számban jelennek meg a K4 és S7 fajok a téli időszakokban, a gyorsabb szaporodási képességű esetekben le is győzik a versengés során a G3 faj produktivitását. $s_1=6$ esetén a nyári időszakban megjelenik a K5 és az S8 faj is nagy egyedszámmal, kiszorítva a generalista fajt. Az évi hőmérséklet ingás további növelése kedves a fajgazdagságnak az esztendő során, de a lassabb szaporodási képességű ökoszisztéma esetén az éves produktivitás, és ezzel együtt a forráskihasználás jelentős csökkenést mutat. A lassabb szaporodás miatt nem jut elegendő ideig egy adott hőmérsékleti intervallum, hogy a fajok felszaporodjanak a maximális értékig.

Az adaptálódottság vizsgálata során azt találtuk, hogy a kétféle ökoszisztéma modell (TEGMa és TEGMb) eredményei közel azonosnak tekinthetők, tehát az éven belüli fénykorlátozás nincs hatással az ökoszisztéma adaptáltságára.

Szimulációs kísérleteink során a magyarországi historikus hőmérsékleti adatsorok generálta ökoszisztéma-összetételi eredményeket hasonlítottuk össze a különböző 2070-2100 időszakra jósolt hőmérsékleti adatsorok eredményeivel. A nagy klíma-központok (HC, MPI) globális előrejelzéseiből regionális illesztésekkel kapjuk a magyarországi területi eredményeket. Az újabb regionális előrejelzések (HC adhf, adhfd, és MPI 3009) egyértelműen az egyedszám csökkenését jelzik előre az elméleti ökoszisztémánk vizsgálatára. Magyarországra vonatkozó 140 éves napi hőmérsékleti adatsor eredményei azt

mutatják, hogy a nyári időszakban nagy változások lesznek, a fajgazdagság lecsökken. Az évi összes produktivitás mértéke és az éves diverzitás értéke egyértelmű csökkenést jelez előre. Az eredmények egyezést mutatnak a tapasztaltakkal, az átlaghőmérséklet növekedése során csökkenthet a biomassa mennyisége és a biodiverzitás (Wheeler et al., 1996, Fischlin et al., 2007).

Az előrejelzések sorában külön foglalkoztunk azokkal a helyekkel, amelyek olyan hőmérsékleti körülményekkel rendelkeztek a közelmúltban, amit Magyarországra jósolnak 2070-2100 között. Ezen „analóg” helyek hőmérséklet-értékeivel szimulált kísérletek azt eredményezték, hogy a kevésbé meleg román alföld éghajlatán az ökoszisztémánk közel hasonló módon működik, míg a meleg Észak-Afrikai éghajlaton mind az ökoszisztéma egyedszáma és forráskihasználása növekszik.

A valós hőmérsékleti adatsorok válaszait vizsgálva megállapítható, hogy Bangui egy teljesen különálló csoportot képez, egyik esetben sem mutat hasonlóságot a többi klimatikus környezettel. Az egyedszám alakulását megfigyelve megállapítható, hogy – Bangui kivételével – a lassabb szaporodási sebességű közösségekben az egyedszám változása sokkal kisebb, mint a gyorsabban szaporodó közösségek esetén. A diverzitás függvények tekintetében a gyorsabb szaporodással jellemzett közösségek esetében Ulan Bator és Turnu Magurele klimatikus viszonyai között magasabb értékek figyelhetők meg, mint lassabb szaporodás esetében.

A valós adatok alapján készült függvényből megállapítható, hogy a 2100-ra jósolt analóg helyek (Turnu Magurele, Románia; Kairó, Egyiptom) közül egyedszám és a vizsgált biológiai sokféleség jellemzésére szolgáló függvények értékei Turnu Magurele-val mutatnak hasonlóságot.

A trópusi nedves éghajlaton Bangui esetében hasonlóságot figyelhetünk meg az $s_1=2$ paraméterű szinuszos hőmérsékleti mintázattal, mert itt tapasztalható a legnagyobb egyedszám, amely esetben a diverzitás értéke minimális, vagyis kevés faj, nagy egyedszámmal fordul elő. Ennek oka, hogy az adott éghajlaton a hőmérsékleti ingadozás alacsony, amelynek következtében az adott környezetbe alkalmazkodni tudó faj vagy fajok elnyomják az újonnan érkezett fajokat, azaz érvényesül a kompetitív kizárás elve (Gause, 1934; Hardin 1960).

A valós hőmérsékleti adatok vizsgálata során a diverzitás függvények tekintetében a lassabban szaporodó közösségek esetében kisebb, míg a nagyobb szaporodási sebességgel jellemzett közösségek esetében nagyobb diverzitás figyelhető meg. Ez alól kivételt, Bangui (trópusi nedves éghajlat), Ulan Bator (hűvös éghajlat) és Turnu Magurele (analóg hely, a román alföldön) jelent.

A különböző hőmérsékleti paraméter beállítások vizsgálata során a lassabb szaporodási sebességgel jellemezett elméleti vízi ökoszisztémánál hamarabb tapasztalható az egyedszám csökkenés, valamint a biológiai sokféleség alakulásában is nagyobb változások játszódnak le, mint a nagyobb sebességi faktorról jellemezett ökoszisztéma esetében. Azonban általánosan elmondható, hogy végső eredményként egy kis egyedszámmal jellemezett ökoszisztéma alakult ki.

5.5. Diszturbancia hatása a közösség adaptáltságára a TEGM modellben

5.5.1. Egységimpulzus vizsgálata

Nagymértékű hőmérsékletnövekedés egy adott napon modellez egy kívülről jövő impulzust, amely kizozdítja az ökoszisztémát az addigi egyensúlyi állapotából. A különböző mértékű hőmérsékleti impulzus értékeket a szimulációs kísérletek során folyamatosan emeljük, és három féle konstans hőmérsékleti mintázat (293K, 294K és 295K) hatására vizsgáljuk az elméleti ökoszisztéma összetételét.

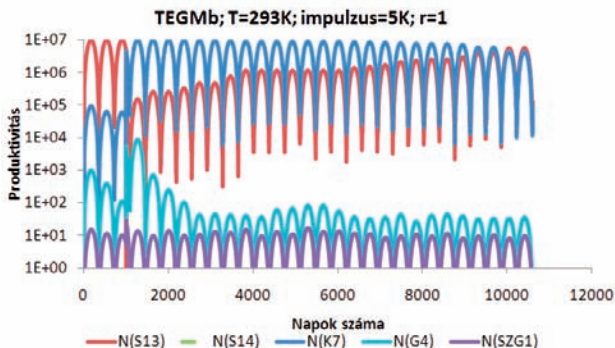
Az egységimpulzus vizsgálatokat a TEGMa modell szimulációs kísérleteivel elvégezve az impulzusként adott hőmérsékleti impulzus nagyságától függ (1-100 K mértékig) az újabb egyensúlyra beállási ideje (5-3. táblázat). A táblázat első sorában a szimuláció indításakor tapasztalható beállási idők vannak megjelenítve. A gyorsabb szaporodási képességgel rendelkező ökoszisztéma esetén a beállási idő 32 nap, illetve 34 nap, annak megfelelően, hogy milyen hőmérsékleten történik a szaporodás vizsgálata. Az $r=0,1$ paraméterrel jellemzett futtatások során az egyensúly elérésének maximális ideje 151 nap, illetve 187 nap. Az egyensúly elérésének idejét úgy határoztuk meg, hogy az egyedszám korlátozásnak beállított 10^7 egyedszám értéktől legfeljebb 0,01%-kal, azaz 1000 db egyeddel tér el az új egyensúlyi állapot produktivitása. Az egyensúlyra való újra beállást csak a TEGMa modell esetén határoztuk meg, mert ez egzakt módon számolható, és a TEGMb modell esetén az évi ingadozás miatt bizonytalanná válik a beállási napok számának pontos meghatározása.

5.3. táblázat Az egyensúly elérésének ideje különböző hőmérsékleteken a szimuláció indításakor és az 1001. napon $T_{impulzus}$ hőmérséklet hatására különböző sebességek esetén (TEGMa modell)

$T_{impulzus}$	$r=1$			$r=0,1$		
	$T=293K$	$T=294K$	$T=295K$	$T=293K$	$T=294K$	$T=295K$
indításkor	32 nap	34 nap	32 nap	151 nap	187 nap	151 nap
1 K	0 nap	21 nap	0 nap	0 nap	36 nap	0 nap
3 K	23 nap	21 nap	24 nap	51 nap	50 nap	51 nap
5 K	28 nap	18 nap	22 nap	62 nap	59 nap	62 nap
10 K	32 nap	31 nap	32 nap	88 nap	82 nap	89 nap
15 K	32 nap	34 nap	32 nap	114 nap	103 nap	132 nap
20 K	32 nap	34 nap	32 nap	136 nap	131 nap	151 nap
30 K	32 nap	34 nap	32 nap	151 nap	183 nap	151 nap
100 K	32 nap	34 nap	32 nap	151 nap	187 nap	151 nap

A konstans hőmérsékleti beállítások két csoportot alkotnak. A 293K és 295K hőmérsékleten elvégzett szimulációk eredményei hasonlítanak egymásra, az $r=1$ paraméterrel jellemzett esetben 10K vagy annál nagyobb hőmérsékleti impulzus során a maximális, az indításkor is tapasztalható beállási időt kapjuk eredményül. A lassabb szaporodási képességű ökoszisztéma esetén 20K, illetve 30K impulzus szükséges ezen érték eléréséhez. 294K hőmérsékleten végzett kísérletek során nagyobb impulzus szükséges a maximális beállási idő eléréséhez mind a két sebességgel jellemzett szimulációs kísérlet esetén.

Kis hőmérsékleti impulzus (1K) esetén nem észlelhető változás az ökoszisztéma összetételében. Közepes hőmérsékleti impulzus (3K, 5K, 10K, 15K) esetén elmondható, hogy az egyensúlyi összetételek az impulzus adása előtt és után nem azonosak. 293K és 295K esetén az adott hőmérsékleten legnagyobb egyedszámmal jelen levő specialista fajt kiszorítja a közepes faj, de megnő a generalista és a szupergeneralista faj egyedszáma is. Például 293K hőmérsékleten 5K impulzus hatására a TEGMb modell futtatása során 27 év is kevés arra, hogy az előtte stabil egyensúlyi állapotot elérjük a gyorsabb szaporodási képességű ökoszisztéma esetén (5.14. ábra). A lassabb szaporodási képességű ökoszisztémánál kvázi egyensúlyt láthatunk 30 év távlatában.

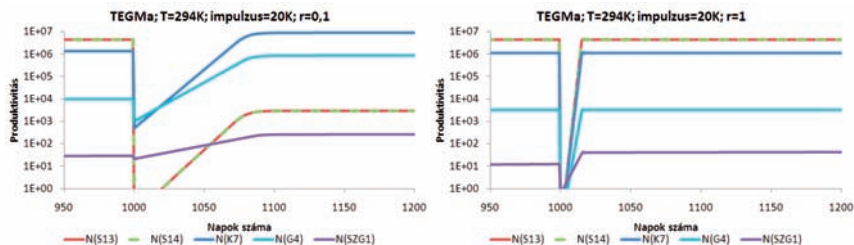


5. 14. ábra: Az 1001. napon adott 5K hőmérsékleti impulzus hatása a mesterséges ökoszisztéma összetételére TEGMb modell esetén, $r=1$ paraméterrel

294K hőmérsékleten hasonló mintázatokat figyelhetünk meg az ökoszisztéma összetételét illetően. Ha 3K hőmérsékleti impulzus éri a rendszert $r=1$ esetén, illetve 3K és 5K $r=0,1$ esetén, akkor a magasabb hőmérsékleten optimális szaporodási képességgel rendelkező specialista faj (S14) kiszorítja a másikat, holott mindkettő addig fele-fele arányban osztozott a rendelkezésre álló forrásokon. Ellenőrzésképpen, figyelembe véve, hogy az elméleti ökoszisztéma faji összetétele teljesen szimmetrikus, negatív irányú impulzusokat is vizsgáltunk. Ebben az esetben (-3K) hatására az alacsonyabb, 293K optimális szaporodási hőmérséklettel rendelkező S13 faj kerül ki győztesen az impulzus után a versengésből. A gyorsabb szaporodási képességű ökoszisztémánál 5K impulzus, illetve $r=0,1$ esetében 10K hatására a közepes, K7 faj nyeri a versengést és megnő a generalista faj produktivitása.

A gyorsabb és a lassabb szaporodási képességű ökoszisztémákat összevetve azt láthatjuk, hogy hasonló egyensúlyi összetétel változás láthatunk, ha $r=1$ esetét 3K impulzus éri és $r=0,1$ esetét 10K impulzus éri, valamint $r=1$ esetét 5K és $r=0,1$ esetét 15K impulzus éri. A gyorsabb szaporodási képességű ökoszisztéma esetén, ha 15K vagy annál nagyobb impulzus éri a rendszert, akkor az egyensúlyi összetételek azonosak a beavatkozás előtt és után. (5.15. ábra)

Az egyensúlyi állapot elérésének módját vizsgálva megállapítható, hogy gyorsabb reprodukáló képességű ökoszisztéma esetén az új egyensúlyt hullámzóan érjük el a szimulációk során.



5.15. ábra: Az 1001. napon történt 20 K hőmérsékleti impulzus hatása a gyorsabb és a lassabb szaporodási képességű ökoszisztéma összetételére, TEGMa modell kísérletei során, 294 K hőmérsékleten

Fontos megvizsgálni, hogy a diverzitás hogyan alakul a kisebb mértékű impulzusok során. Az elméleti ökoszisztéma egyedeinek eloszlása és diverzitása erősen függ attól, hogy milyen sebességi paramétert állítunk be a szimulációk során. A kisebb mértékű hőmérsékleti impulzusok (3K, 5K) a gyorsabb sebességi paraméterű ökoszisztéma diverzitását növeli meg a TEGMa típusú szimulációs során, a diverzitás értéke a TEGMb modell esetén 5K impulzus során folyamatosan növekszik 30 éven át, 3K esetén pedig folyamatosan csökken. A lassabb szaporodási képességű ökoszisztéma esetén nagyobb mértékű (10K, 15K, 20K) impulzus okoz diverzitásnövekedést, a kétféle modell (TEGMa és TEGMb) esetén azonos mértékben.

5.5.2. Egységugrás vizsgálata

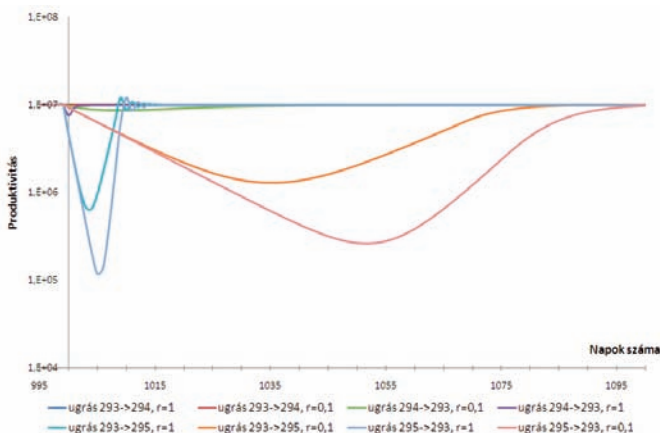
Az egységugrás vizsgálata során a konstans hőmérséklet értékét az 1001. napon megváltoztatjuk. A hőmérséklet kiindulási értékének 293 K hőmérsékletet választottunk, ez megfelel a S13, K7, G4 és SZG1 fajok optimális szaporodási hőmérsékletének. Ezen a hőmérsékleten az előző sorrendnek megfelelően alakul a nagyság szerinti eloszlás konstans, változatlan feltételek mellett (5-4. táblázat).

294 K konstans hőmérsékleten történő szimulációs kísérletek során az 1001. napon hőmérsékleti ugrás hatására mind a lassabb, mind a gyorsabb ökoszisztéma esetén az egyensúly összetétele lényegileg nem változik (S14 megjelenik 10 egyedszámmal. 294 K hőmérsékleten stabil (S13-S14 fajok egyenlő 5 milliós nagyságban) ökoszisztéma hőmérsékletének megváltozása 293 K hőmérsékletre az annak megfelelő egyensúly beáll (20 nap alatt).

5.4. táblázat T1 àT2 egységugrás vizsgálata különböző sebességű ökoszisztémák esetén (TEGMa modell)

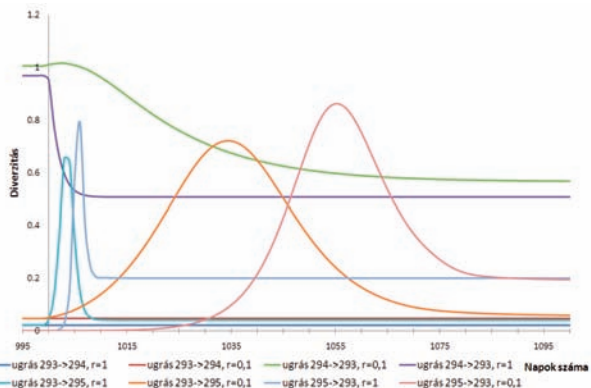
r	T1	T2	Beállítás ideje	Érdekesesség
1	293	294	-	nem változik
0,1	293	294	-	nem változik
1	294	293	20 nap (eddig tűnik el S14)	eltűnik S14, megnő S13
0,1	294	293	200 nap (eddig tűnik el S14)	eltűnik S14, megnő S13
1	293	295	10 nap (S13 20 nap alatt tűnik)	K7 lesz a leggyakoribb faj, nem a várt specialista.
0,1	293	295	80 nap (S13 200 nap után)	
1	295	293	10 nap (S14 20 nap alatt tűnik)	
0,1	295	293	80 nap (S14 200 nap után)	

A produktivitás mértékét vizsgálva különböző hőmérsékletugrás értékekre látható (5.16. ábra), hogy az erősen csökkenő összes egyedszám értéket azon a kísérletek mutatják, ahol 2 K hőmérsékleti ugrást szimuláltunk. Jobban elhúzódik az egyensúlyra beállás a lassabb ökoszisztéma esetén. Nincs észrevehető változás az összes egyedszám értékében 293 K-ről 294 K hőmérsékletre változtatás során mind a kétféle típusú szaporodású közösség esetén.



5.16. ábra Produktivitás a napok függvényében hőmérséklet-ugrás következtében (TEGMa)

Az ökoszisztéma Shannon diverzitás-index értékeinek alakulása során megfigyelhető (5.17. ábra), hogy hőmérséklettől függően egy lokális maximum értéket keresztül éri el az egyensúlyi állapothoz tartozó diverzitást. A modellezés során vizsgált ökoszisztéma egyensúlya megbomlott és új egyensúlyi állapot jött létre.



5.17. ábra Diverzitás változása a napok függvényében hőmérséklet-ugrás következtében (TEGMa)

294 K hőmérsékleten alapesetben levő egyensúlyi állapotokat nem érhetjük el oly módon, ha 293 K hőmérsékleten stabil összetételű ökoszisztéma hőmérsékletét 1 K-nel megemeljük. (Esetleg nagyon hosszú idő elteltével!). Fordított esetben (294 K-ről 293 K-re) ez nem jelentkezik. +2K egységugrás alkalmazásával nem tud legnagyobb egyedszámmal jelen lenni az adott hőmérsékleten legjobban szaporodó specialista.

5.5.3. Egységsebesség vizsgálata

Ha a hőmérséklet lineárisan lassan változik az időben, akkor az adott hőmérsékletnek leginkább kedvező specialisták és átmeneti fajok vannak leginkább jelen az ökoszisztémában (Melléklet „F” ábrái). A hőmérsékleti függvény meredekségének változtatását 0,0001K és 0,01 K közötti növekményekkel vezettük be.

• meredekség=0,0001

A fajok megoszlása tekintetében az a különbség a két eltérő sebességű folyamat között, hogy a lassabb folyamat során 10 év alatt nem történik változás a hőmérséklet változásának megfelelően (F-1. ábra). A lassabb szaporodású képességű ökoszisztémánál 20 évig maximális egyedszámmal van jelen az S13-as faj, majd lecsökken a mennyisége. Helyét az S14-es specialista veszi át, de növekedik a produktivitása a többi jelenlévő fajnak is. Hasonló mintázatot láthatunk mind a két, TEGMa és TEGMb modell esetén.

Az $r=1$ paraméterrel jellemzett szimulációk során a TEGMa modell esetén az S13 faj gyorsabban tűnik el, mint a lassabb esetben. Összehasonlítva a TEGMb modellel kapott eredményeket, eltérő mintázatot kapunk. Ez utóbbi szimuláció során az S13 faj produktivitása hamarabb elkezd csökkenni, valamint a K7 faj is eltűnik az évek során.

A napi diverzitást vizsgálva az idő függvényében azt láthatjuk, hogy a kezdeti helyi maximum érték után a TEGMa modell esetében a diverzitás értéke 1 körüli értéket mutat 20 éven át, majd az S13-as faj eltűnésével egy időben lecsökken a diverzitás 0,5 értékre.

TEGMB szimuláció esetén más mintázatot láthatunk a diverzitás alakulásában (F-5. ábra). A gyorsabb esetben már 10 év alatt a diverzitás nagyon lecsökken, közel 0 értékre, $r=0,1$ esetén pedig a TEGMa modellnél tapasztaltakhoz képest 2-3 évvel hamarabb csökken le a diverzitásmutató értéke 1-ről 0,5 körüli értékre.

• *meredekség=0,001*

A specialista fajok váltása ugyanott történik az 1-es és a 0,1 sebességi paraméter esetén, csupán a letörés menete eltérő a két esetben, az $r=1$ esetén gyorsabb az adott faj egyedszámának csökkenése (F-2. ábra). A kétféle modellt összevetve megállapítható, azonos mintázatokat találhatunk a két esetben. A diverzitás tekintetében a TEGMa modell esetén magasabb értékeket kapunk 20 év elteltével. A gyorsabb és a lassabb szaporodási képesű ökoszisztéma esetén a diverzitás menete megegyezik a legtöbb esetben (F-5. ábra).

• *meredekség=0,005*

A mintázat a két sebességi paraméter beállításával közel azonos (F-3. ábra). Látható, ahogy az egyes fajok versengenek, a diverzitás értékei a kezdeti beállási és a végső, kihalási szakaszt nem tekintve 0 és 1,78 értékek között mozognak. A diverzitás helyi maximum akkor keletkezik, amikor a specialista vagy közepes fajok éppen cserélődnek egymással (F-6. ábra).

• *meredekség=0,01*

A mintázat mind a két különböző sebességű szimulációs kísérletnél hasonlóképpen alakul, a specialista és a közepes fajok kerülnek ki a versengésből győztesen. A diverzitás 0 és 1,5 értékek között mozognak, hasonlóan az előbbi esethez.

5.5.4. Napi véletlen zavarás

A napi véletlen zavarás, mint diszturbancia vizsgálatát alap hőmérsékleti mintázatokra adott egyenletes eloszlású véletlen hőmérsékleti értékekkel modellezzük. A zavarás mértéke $\pm 1K$ és $\pm 11K$ közötti értékeket vehet fel.

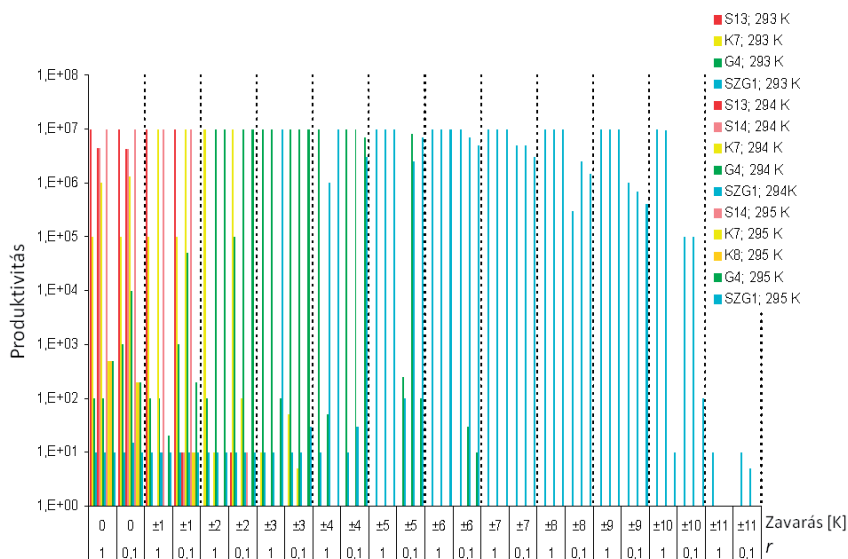
Az eddigi vizsgálatok arra mutattak rá, hogy a két modellel (TEGMa és TEGMB) történt szimulált kísérletek eredményei egy-két esettől eltérően nem különböznek egymástól, azért a hőmérsékleti véletlen zaj vizsgálatát csak a TEGMB modellel végezzük el.

Konstans hőmérsékleti mintázat

A véletlen szóródás figyelembevételével egyes fajok eltűnnek az ingadozás mértékétől függően. Először, már $\pm 1K$ véletlen hőmérsékleti ingadozás hatására eltűnik az addig nagy mennyiségben jelen levő specialista (pl. 295K esetén az S14 faj), majd az átmeneti, és $\pm 5K$ esetben már csak a szupergeneralista (példánkban az SZG1) faj van csak jelen. Átlagosan elmondható, hogy a nagy hőmérsékleti ingadozás hatására ($\pm 10K$ szóródás felett) teljesen eltűnnek a fajok.

Az 5.18. ábra mutatja az egyes fajok maximális egyedszám értékeit egyes kísérletek során, egy részen belül sorakoztatva a 293K, 294K és 295K kísérletek eredményeit. Az egyes fajokon belüli egyedszámok általában 2 nagyságrend tartományban ingadoznak az

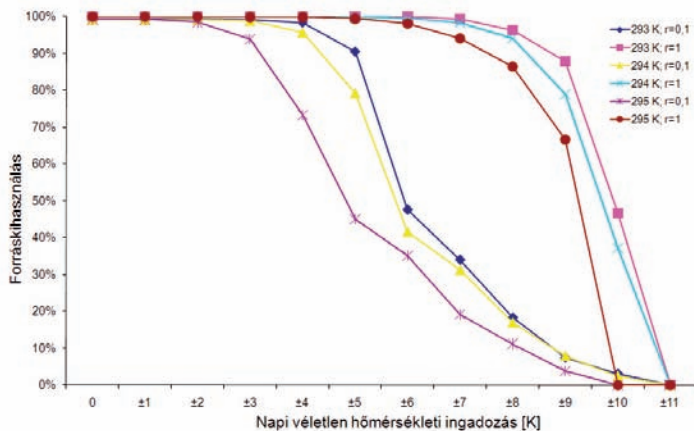
év során, mivel a fény elérésére korlátozva vannak. A piros színhez közeli színek a specialista fajokat mutatják, jól látszódik, hogy a kevés ingadozást tartalmazó szimulációkban jelennek meg. A kisebb sebességi faktorú szimuláció esetén még a nagyobb ingadozásnál is megjelenik. A sárga-narancssárga színek a közepes fajokat jelzik, amelyeket a zöld színű generalista faj követ. E generalista faj a lassabb folyamat esetén nagyobb ingadozás mellett is jelen van. A kék színű szupergeneralista az egyeduralkodó a $\pm 6K$ ingadozás felett, amíg nem akkora mértékű, hogy nem tud szaporodni ($\pm 11K$ zaj esetén).



5.18. ábra: Fajok évi maximális egyedszám értéke konstans hőmérsékleten, eltérő sebességű szimuláció során (logaritmikus ábrázolással, TEGMb modell)

A véletlen számokat változtatva ($\pm 1... \pm 10K$) értékekig azt találtuk, hogy $\pm 5K$ esetén a forráskihasználás lecsökken 93%-ra az első évben, de a többi évben már 99% feletti értékeket kapunk. A lassabb kísérletek esetén már kisebb zaj hatására is erősen csökken a forráskihasználás értéke (5.19. ábra). A lassabb kísérletek esetén már kisebb zaj hatására is erősen csökken a forráskihasználás értéke.

A 0,1-es sebességi faktor hatását vizsgálva megállapítható, hogy az egyensúly lassabban áll be, legalább 10 év kell a fajok versengésének állandósulásához a hipotetikus konstans hőmérséklet esetén, míg az 1-es sebességi faktorú kísérletnél elegendő volt akár 1 esztendő is az egyensúlyhoz. A lassabb versengés azt is eredményezte, hogy a konstans hőmérséklethez adott nagyobb mértékű naponkénti véletlen ingadozás eredményezte hasonló fajok jelenlétét. Az egyensúly elérésének ideje a sebességi faktor csökkenésével jelentősen növekszik.



5.19. ábra: Forráskihasználás értékei különböző sebességi faktorokra konstans hőmérsékleten (TEGMB modell)

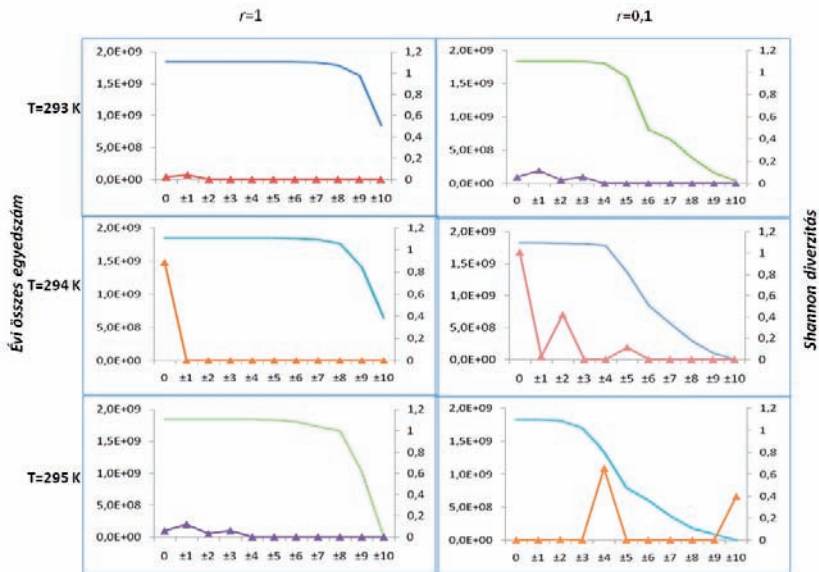
Konstans hőmérséklet beállításakor kisebb sebességi faktor esetében nagyobb, míg a gyorsabb szaporodási képességgel rendelkező közösségeknél kisebb változás figyelhető a diverzitás alakulásában. Az ökoszisztéma diverzitásának értéke az ingadozáson kívül erősen függ a beállított hőmérséklet értékétől (5-21. ábra). A legnagyobb diverzitás értéket akkor érjük el, amikor a beállított hőmérséklet egy fajnak sem optimális hőmérséklet a szaporodáshoz (294 K).

A különböző hőmérsékleti paraméterek és sebességi faktorok minden egyes beállítása során több kiugró értéket figyelhetünk meg a diverzitás mértékében:

- alacsony zavarás esetében a biológiai sokféleség jellemzésére szolgáló függvények esetében alacsony értékek tapasztalhatóak,
- közepes zavarás esetében figyelhető meg a legnagyobb diverzitás,
- túl magas zavarás esetében, ahogy a kismértékű zavarás esetében is alacsonyértékű diverzitás figyelhető meg.

A gyorsabb szaporodási képességű ökoszisztéma diverzitás értékei alacsonyabb helyi maximum értéket vesznek fel, mint a lassabban növekvő ökológiai rendszerek.

A zavarás növekedésével a diverzitás egy alacsony értékre áll be, de a lassabb és a gyorsabb szaporodási képességű folyamat esetén egy nagyságrend különbség van a kétféle eredetű diverzitásmutató között. A legnagyobb zavarás esetében ($\pm 11K$), minden esetben jelentősen megnő a diverzitás mértéke.



5.20. ábra: Egyedek számának és a Shannon diverzitás értékének alakulása különböző sebességi faktorokra konstans hőmérsékleten (A kis ábrákon a háromszög jelölővel ellátott adatsorok a Shannon diverzitás értékeket mutatják, a jelölés nélküli vonal az évi összes egyedszámot jelzi, TEGMB modell)

• Szinuszos hőmérsékleti mintázat

Az évi hőmérséklet ingadozás menetét szinuszos függvénykapcsolattal leírva az s_1 paraméter változtatásával a függvény amplitúdóját növeljük meg, az s_4 paraméter a felelős az évi hőmérséklet átlagértékéért. Az évi hőmérséklet lefutás amplitúdójának növekedésével a forráskihasználás értéke jelentősen csökken. Egy adott hőmérsékleti függvény esetén a véletlen ingadozás növelésével tovább csökken a forráskihasználás.

A kísérletsorozatot elvégezve a lassabb sebességű folyamattal, $r=0,1$ esettel azt tapasztaltuk, hogy a forráskihasználás értéke szinte minden esetben közel 0 értékű lett már a zaj nélküli esetben is. Két esetben tapasztaltunk zérustól eltérő értéket, az $s_1=2$, $s_4=284$ esetben zaj nélkül 0,924, $\pm 4K$ zaj esetén 0,7856 lett a forráskihasználás értéke; és az alább ábrázolt $s_1=8$, $s_4=284$ zaj nélkül 0,0115 lett a forráskihasználás értéke. Nagymértékben különbözik a fajok eloszlása a sebességi paraméterek változásával.

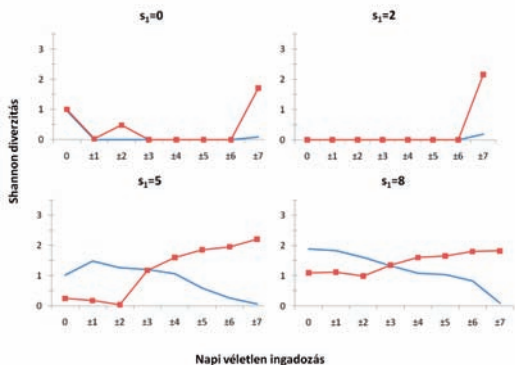
A kísérleteket $r=1$ esetén olyan mértékű véletlen zavarásig végeztük el, ahol az évi átlagos forráskihasználás 0,1% feletti értéket vesz fel. A véletlen zavarás növekedésével az egymást követő évek átlagos egyedszáma és fajösszetétele egyre jobban eltér egymástól.

$s_1=0$ esetén a lassabb szaporodási képességű folyamatnál (amely matematikailag azonos a 284 K konstans hőmérséklettel) már $\pm 7K$ véletlen ingadozás során eltűnnek a fajok, amely nem volt megfigyelhet 293-295 K konstans hőmérsékleteken, amelynél $\pm 11K$ véletlen zaj esetén fordult elő.

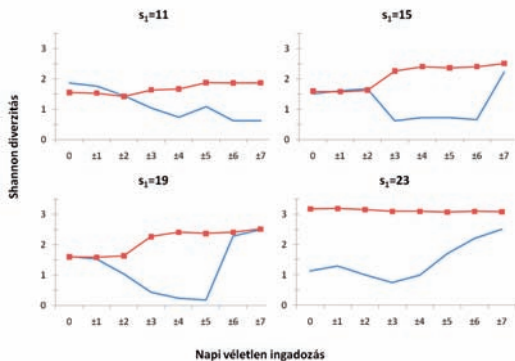
Szinuszos hőmérsékleti mintázat esetén az évi összes egyedszám értéke hogyan változik az évenkénti ingadozás (s_i , azaz a szinusz függvény amplitúdója) és a napi véletlen zaj ($0 \dots \pm 7K$) függvényében. A kétféle ingadozás azt eredményezi, hogy $\pm 7K$ véletlen zavar esetén már jelentősen lecsökken az egyedszám és a források kihasználtsága csekély lesz.

Az éves összes egyedszám értéke a gyorsabb szaporodási képességű folyamat és nagymértékű évi ingadozás ($s_i > 15$) esetén éri el a maximális értékét. A lassabb szaporodási képességű folyamat évi összes egyedszáma kis ingadozásnál ($s_i = 0, 2$) lesz maximális mértékű, de az évi hőmérsékleti amplitúdó növekedtével ezen érték nagyságrendekkel kisebb értéket ér el.

Az ökoszisztéma diverzitása tekintetében a gyorsabb és a lassabb szaporodási képességű ökoszisztémák esetén ellentétes trendek figyelhetők meg. A gyorsabb szaporodási képességű fajegyüttes esetén (5-22. ábra, 5-23. ábra) láthatjuk, hogy konstans és $s_i = 2$ paraméterrel jellemzett hőmérsékleti függvények esetén a diverzitás értéke alacsony, kivéve a napi véletlen ingadozást nem tartalmazó esetet. A Shannon diverzitás értékei a nagyobb évi ingadozást tartalmazó esetekben ($s_i > 5$ esetekben) fordítottan arányosak a napi ingadozás növekedésével.



5.22. ábra Shannon diverzitás értéke szinuszos hőmérsékleti függvény alacsony amplitúdójú beállításai esetén a napi véletlen ingadozás függvényében (a négyszöggel jelölt ábrák az $r=0,1$ lassabb folyamatra és a nem jelöltek a gyorsabb folyamatra utalnak, TEGMb modell)



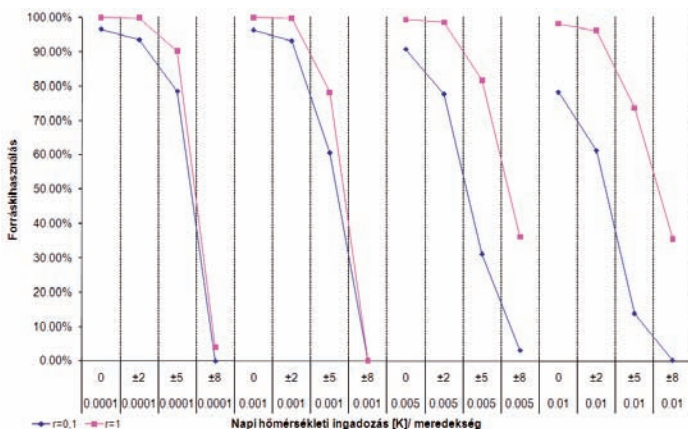
5.23. ábra Shannon diverzitás értéke szinuszos hőmérsékleti függvény magas amplitúdójú beállításai esetén a napi véletlen ingadozás függvényében (a négyszöggel jelölt ábrák az $r=0,1$ lassabb folyamatra és a nem jelöltek a gyorsabb folyamatra utalnak, TEGMb modell)

A lassabb szaporodási képességű ökoszisztéma esetén a diverzitás a kezdeti csökkenés után egyenesen arányos a napi véletlen hőmérsékleti ingadozás függvényével. Gyorsabb szaporodási képességű közösség esetében kisebb diverzitás értékek figyelhetők meg, mint a lassabban szaporodó közösség esetében.

• *Eltérő meredekségű hőmérsékleti mintázatok hatása*

A kísérleteket úgy végeztük el, hogy mindegyik hőmérsékleti függvény 268 K hőmérsékletről induljon, így összehasonlíthatóak legyenek az egyes esetek. A forráskihasználás értékeit megvizsgálva megállapítható, hogy az ingadozás növekedésével erőteljesebben csökken a forráskihasználás a lassabb sebességű folyamat esetén, ahogyan ezt a konstans hőmérséklet esetén is láthattuk. (5.23. ábra)

A nagyobb meredekségű (0,005 és 0,01) hőmérsékleti függvények esetén a forráskihasználás értéke a nagy véletlen ingadozás hatására ($\pm 7K$) nem csökken le zérus értékre, ahogy ezt láthatjuk a kisebb meredekségű eseteknél. Ez azért lehet, mert a szupergeneralista fajok optimális hőmérsékleteit ezekben az esetekben érzük csak el, és ezek azok a fajok, amelyek legkevésbé érzékenyek a naponkénti hőmérsékleti ingadozásra. A kisebb sebességű folyamatnál ez nem érvényesül.



5.23. ábra: Forráskihasználás értékének változása lineáris hőmérsékleti mintázatok esetén, különböző sebességi faktorok és véletlen ingadozás hatására (TEGMb modell)

5.5.5 A közösség kezdeti egyenletességének hatása a produktivitásra és összetételre

A szimulációs kísérletek eddigi eredményeiből látható, hogy az egyensúlyi állapotra való beállás eltérő módon jelentkezik a különböző zavarok, diszturbanciák hatására. Az ökoszisztéma adott időpontban levő egyensúlyi összetétele hatással van a zavarás hatására létrejövő új egyensúly kialakulására, összetételére. Ezért fontos megvizsgálnunk, hogy milyen egyensúlyi

állapotok alakulhatnak ki a szimulációs kísérletek során, ha az ökoszisztéma kezdeti összetételét szisztematikusan változtatjuk, vagyis milyen lokális egyensúlyi állapotok léphetnek fel a szimuláció során. Ezen vizsgálatokat 294 K hőmérsékleten kísérlettervvel vizsgáltuk meg, hogy a kiindulási értékek hogyan befolyásolják a későbbi egyensúly kialakulását, az egyensúlyi összetétel megváltozását.

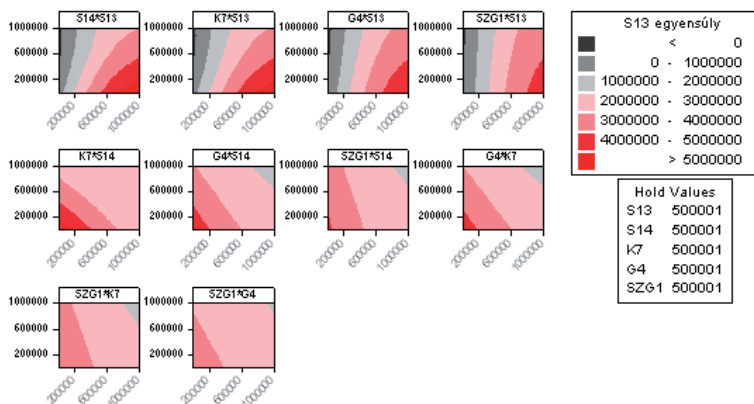
294 K hőmérséklet egyik fajnak sem optimum hőmérséklete, a fajok a forrásokért versengést folytatnak. A modell alapértelmezésben minden faj esetén 0,01 db egyedszámmal indít (ezt ún. spóraszámnak is nevezhetjük). Ebben az esetben a legnagyobb mennyiségben a két specialista faj (S3 és S14) van jelen, és K7, G4, SZG1 fajok vannak a kialakult egyensúlyi ökoszisztémában.

Ha a kiindulási értéket változtatjuk oly módon, hogy egyre nagyobb értéket adunk meg, de minden faj azonos értéket kap, akkor a versengés végén kialakult sorrend nem tér el egymástól, de az egyes fajok (K7, G4 és SZG1) a kiindulási érték növekedésével ($0,01 \dots 10^7$) egyre jobban megközelítik a specialista fajok produktivitását. Ha a kiindulási érték 10^8 vagy a fölötti egyedszám, akkor a szimuláció eredményeként kapott kép azonos a nagyon kis egyedszámú, 0,01 értékről induló ökoszisztéma egyensúlyi állapotával.

Tervezett, szisztematikus szimulációs kísérletek elvégzésével minden egyes jelen lévő faj egyensúlyi produktivitását megvizsgáltuk az alábbi ábrákon. A kis ábrák függőleges tengelye a fejlődésben látható első faj kiindulási egyedszámára utal, a vízszintes tengelyen a második faj kezdeti egyedszáma jelenik meg. A színskáláról olvasható le az egyensúlyi összetétel az adott fajra vonatkozóan.

Az 5.24. ábra mutatja az S13 fajra vonatkozó eredményeinket. Látható az ábrákból $r=1$ esetén, hogy az S13 faj egyensúlyi produktivitása akkor a legnagyobb, ha nagy egyedszámmal indul az S13 faj és mellette kevés egyedszámmal van jelen az S14 faj (bordó színnel jelölt eset).

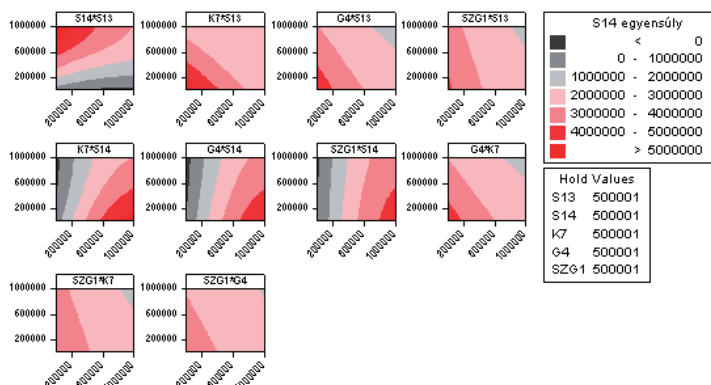
S13 egyensúlyi produktivitása



5.24. ábra: Az S13 faj egyensúlyi produktivitásának alakulása a kezdeti összetétel szisztematikus változtatásával

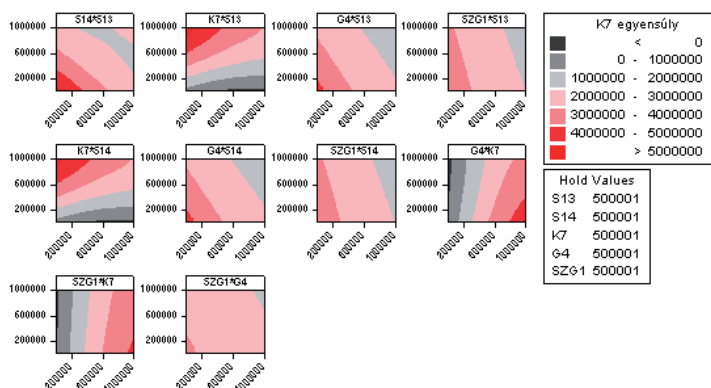
A fajok optimum-görbéinek szimmetriája miatt hasonló eredményeket tapasztalunk az S14 faj esetén. (5.25. ábra) A K7 faj akkor tud egyeduralkodó lenni, ha a kiindulási értékek a specialista fajokra kicsik. (5.26. ábra) A G4 faj legnagyobb produktivitással akkor rendelkezik, ha nagy kiindulási értéke mellett a nála specialistább fajok kevésbé jelennek meg a kiinduláskor. (5.27. ábra)

S14 egyensúlyi produktivitása



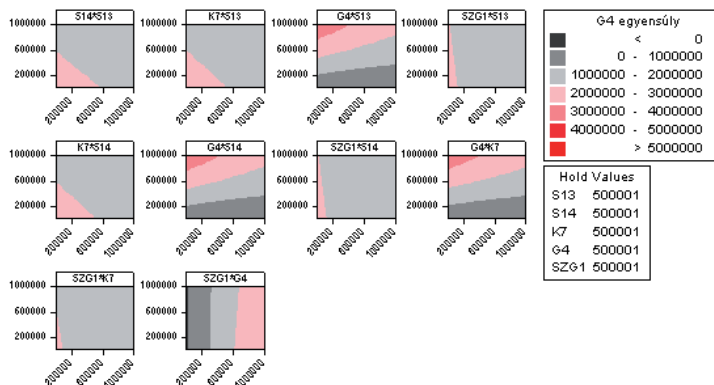
5.25. ábra: Az S14 faj egyensúlyi produktivitásának alakulása a kezdeti összetétel szisztematikus változtatásával

K7 egyensúlyi produktivitása



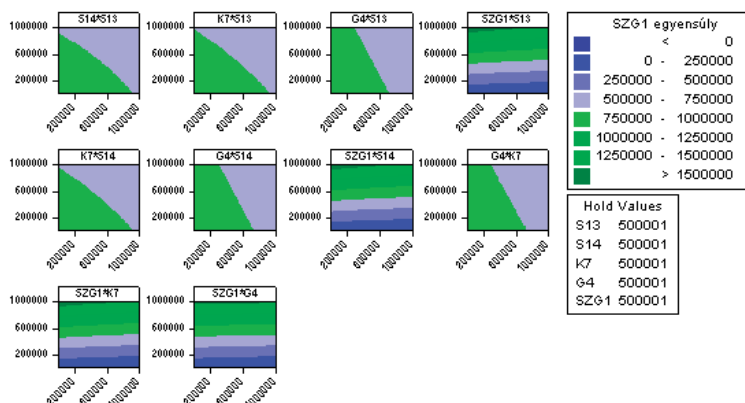
5.26. ábra: A K7 faj egyensúlyi produktivitásának alakulása a kezdeti összetétel szisztematikus változtatásával

G4 egyensúlyi produktivitása



5.27. ábra: Az G4 faj egyensúlyi produktivitásának alakulása a kezdeti összetétel szisztematikus változtatásával

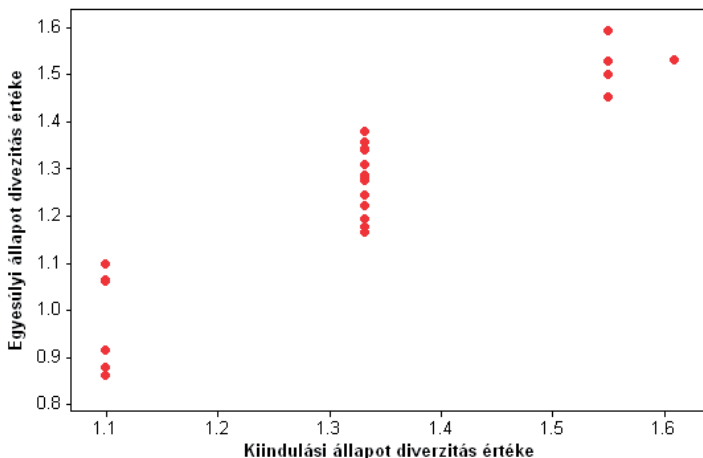
SZG1 egyensúlyi produktivitása



5.28. ábra: A SZG1 faj egyensúlyi produktivitásának alakulása a kezdeti összetétel szisztematikus változtatásával

Az egyensúlyi állapot kialakulásának vizsgálata céljából összehasonlítottuk a kiindulási és az egyensúlyi ökoszisztéma összetételének, diverzitásának alakulását (5.29. ábra). A magas diverzitású ($HS=1,6$) kiindulási állapot esetén az egyensúlyba kerülő ökoszisztéma

is magas értéket ad, az alacsony diverzitási kiindulási érték esetén az esetek egy részében még tovább csökken a diverzitás az egyensúlyi esetben.



5.29. ábra: A kiindulási állapot és a kialakult egyensúlyi állapot diverzitás értékeinek összehasonlítása

Összegezve tehát azt találtuk, hogy az eltérő kiindulási értékek eltérő dominancia-viszonyokat eredményeznek, vagyis más-más lokális egyensúlyi pontokat vesz fel a rendszer. Ez azt is jelenti, hogy az időbeli változások során a rendszernek memóriája van, vagyis a múltbeli időjárási mintázat hatással van az ökoszisztéma összetételére.

5.5.6. Megvitatás

A mesterséges édesvízi alga-közösség hőmérsékleti impulzus hatására az impulzus nagyságától függően (1K-100K mértékig) eltérően reagál. Ha az ökoszisztémát közepes mértékű lökésszerű zavarás éri, akkor a kialakuló egyensúlyi állapot eltér az adott konstans hőmérsékleten várható összetételtől. A hőmérsékletben történő 1K ugrás-változás nem változtatja meg az ökoszisztéma faj-összetételét 293K és 295K konstans hőmérsékletek esetében. Így a specialista S13 ill. S14 faj marad a legerősebb a versengés során. 294K hőmérsékleten történő 1K hőmérsékletugrás során már az adott hőmérsékleten optimális szaporodási képességgel rendelkező S14 faj szorítja ki a többi. A konstans hőmérsékleten történő kisméretű impulzus hatására a teret egymás között egyenlő arányban felosztó S13 és S14 fajok versengésében az a faj kerül ki győztesen, amelyik hőmérsékleti optimuma közelebb van az impulzus során kialakult hőmérséklethez.

Ha a konstans hőmérsékleten egyensúlyban levő ökoszisztémát hirtelen 2K hőmérsékleti változás éri, akkor a specialista fajok egyedszáma hamar lecsökken, és helyüket a K7 közepes tűrőképességű faj veszi át, és ez az egyensúly fennmarad legalább 25 éven át a

TEGMa modell esetében, a TEGMb modell esetén viszont lassú fajcserélődés mutatkozik az évek során. Ez arra mutat rá, hogy a megváltozott élőhelyi körülményeket leginkább a jó terjedő képességű generalisták tudják majd kihasználni. (Dukes & Mooney, 1999)

Ha a hőmérséklet lineárisan változik az időben, a specialista és a közepes tűrőképességű fajok versengését figyelhetjük meg az idő függvényében. A versengés során ott figyelhető meg a legnagyobb diverzitás érték, ahol a fajok éppen cserélődnek, vagyis kiszorítja egyik faj a másikat, és a közösség jelentősen átalakul. Ehhez hasonló dolgot figyelt meg SANFORD (1999), aki tengeri csillag és kagylók ökológiai rendszerét vizsgálta laboratóriumi és terepi kísérletekkel.

A napok közti véletlen jellegű hőmérsékleti ingadozás hatását a TEGMb modell vizsgálatával végeztük el. Konstans hőmérsékleti paraméter beállítás mellett a vizsgált elméleti ökoszisztéma modelljének futtatása során kialakult csúcsok vizsgálatánál megállapítható, hogy két helyi maximum fordul elő a diverzitás értékében a véletlen ingadozás növekedésének függvényében. Ez némi ellentétben áll azzal, hogy az IDH (Közepes bolygatási hipotézis) lefutási diagramja egy csúcsot tartalmaz a terepi ökológusok megfigyelései szerint (Connell, 1978; Padisák, 1998; Reynolds, 2006). Szinuszos hőmérsékleti mintázat esetén (az évi hőmérsékletingás növekedését szimulálva) azt találtuk, hogy szintén kimutatható az IDH elmélete. A konstans hőmérsékleti mintázatokhoz hasonlóan két csúcs különül el a diverzitás értékeiben a véletlen zavarások függvényében. Johst & Huth (2005) erdei ökoszisztémák szukcesszióját vizsgálva azt találták, hogy két csúcs hasonlóan jelenik meg a diverzitásban a diszturbancia intenzitásának függvényében, hasonlóan az általunk kapott eredményekkel.

A helyi maximum görbék alakja a zavarás függvényében úgy alakul, hogy lassan növekszik és gyorsan letörik. A napi véletlen ingadozás növekedésével a fajok átrendeződnek a speciális és átmeneti fajok eltűnésével és a generalista fajok előretörésével. Az IDH alakja a fajok cserélődését jól mutatja, mivel egy faj produktivitásának növekedése lassabban megy végbe, mint a kihalása diszturbanciák hatására.

Kisebb sebességgel jellemzett szimulációk esetében az egyedszám már kisebb zavarás mellett jelentősen lecsökken, a biológiai sokféleséget tekintve elmondható, hogy ezek a közösségek diverzebbek. Kezdetben a közösség alkalmazkodni próbál környezetéhez és sok faj, nagy egyedszámmal verseng a környezeti elemekért. Nagy zaj esetében a diverzitás mértéke azért nagy, mert az adott környezeti feltételekhez, már kevés faj (ezzel magyarázható a kis egyedszám), kis egyedszámmal tud csak alkalmazkodni a környezethez.

Az egyedszám és a diverzitás függvények kapcsolatáról elmondható, hogy alacsony és magas zavarás mellett a diverzitás mértékét mutató függvények szerint a vizsgált közösségekben nagyobb biológiai sokféleség figyelhető meg. Ez megfelel a Növekvő Zavarási Elméletnek (Gray, 1984), mely szerint az erősen zavart területeken a legalacsonyabb a sokféleség.

5.6. Fenológia és szezonális mintázatok

A szezonális dinamikai folyamatok elemzését 5.4.3. fejezetben szereplő 140 éves (1961–2100) szimulációs adatsor (HL A2 scenárió) alapján az állapotstíkok segítségével végeztük. A GIS program segítségével nemcsak egyszerű pontfelhőket, hanem domborzatos ábrákat is használhatunk. Ezek az ábrák a domborzatok kifejezésére használt színskálával jól láthatóvá váltak a mennyiségi különbségek.

Állapotstíkok

A TEGM modell (ld. 5. fejezet) által szimulált adatsorokból standardizált koordinátákat („xs” és „ys”) számoltunk ki, súlyozott átlaggal az MS Excel program segítségével az alábbi képletek alapján:

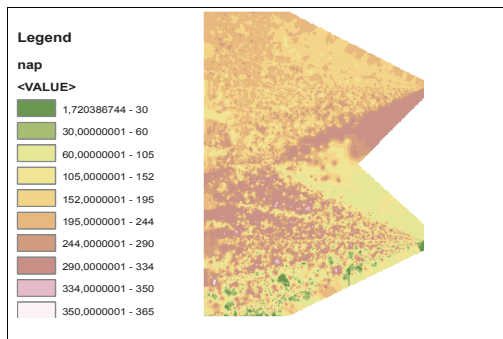
$$xst = \Sigma(f_i, t * \sigma_i) / \Sigma f_i, t;$$

$$yst = \Sigma(f_i, t * \sigma_i) / \Sigma f_i, t;$$

ahol „f_i, t” az „i” faj „t”-dik napon az egyedszáma, „σ_i” az „i” faj szórása, „y_i” az „i” faj várható értéke.

Ezeket a koordinátákat egy ArcGIS 9.2 programba tápláltuk be. A program a koordináták által meghatározott pozíciókat (minden év minden napját) az egyes fajokra jellemző várható értéket a fajcsoportok szórásainak függvényében helyezte el, ahol a legkisebb szórásnál specialisták, míg a legnagyobbánál a két szupergeneralista van. Az így keletkezett „pontfelhő” egy pontja egy év egy napját jelöli, azokhoz a fajokhoz közelebb, amelyek az adott napon a legnagyobb abundanciával rendelkeztek.

A mennyiségi, fenológiai és diverzitási adatokkal kapcsolatban interpolált felületek készítésére volt szükség, melyet IDW (Inverse Distance Weighted) módszerrel történt, ami a távolság négyzetével fordítottan arányos súlyozást jelent.



5.31. ábra: Napok sorszáma domborzatos ábrán a 140 éves adatsor alapján

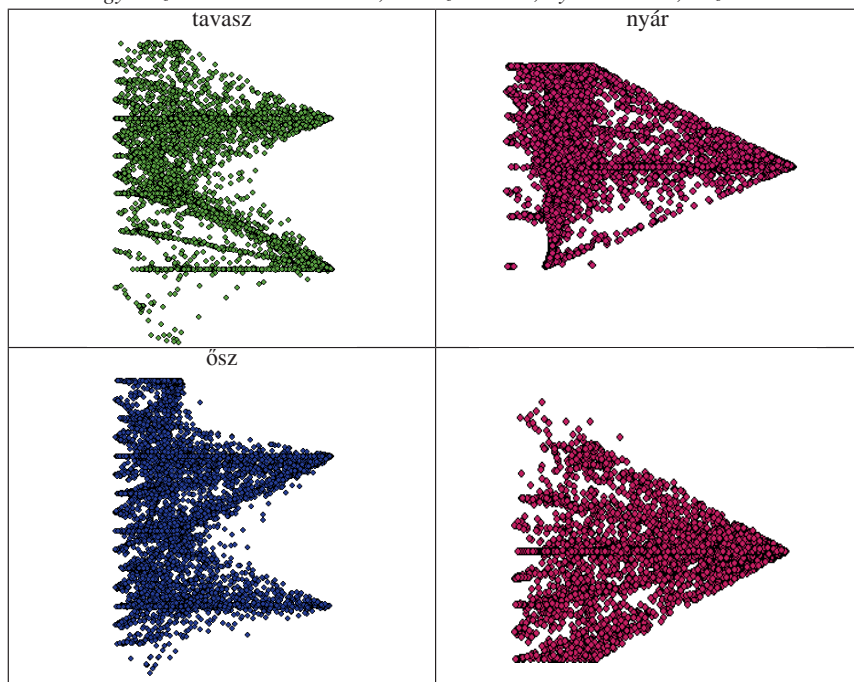
Elsőként a napok sorszámanak elhelyezkedését vizsgáltuk az állapotstíkon (5.31. ábra). Az állapotstíkon az év elejét jelentő zöld részek az alsó részen vannak, ahol a hidegtűrő fajok elsősorban a „G1” és „0” jelzésű generalisták közelében. Az év végét jelentő sötétbarna

és fehér foltok viszont sokkal kiterjedtebb, több fajt érintő területet foglalnak magukba. Ezen fajok közé taroznak a kissé melegebb kedvelő „S2”-, „S9” specialisták, a „K2”-, „K5” átmeneti, a „G2”, „G3” generalisták és az „1” szupergeneralista fajok.

Mind a négy évszakra külön-külön is készültek egyszerű pontfelhő ábrák (5.32. ábra), a napok évszakok szerinti szétbontásával: tél: 335-365+1-60; tavasz: 61-152; nyár: 153-244; ősz: 245-334. Ezen ábrák alapján az évszakok jobban elkülönültek és elemezhetőbbé váltak.

A tavaszi napok nagy többsége a melegkedvelő fajok, azon belül elsősorban az „S13”, „K7”, „G4” és „1” fajok körül, illetve még a „G3” és „1” fajok közötti vonalon csoportosulnak. Természetesen néhány kora tavaszi nap a hideget jobban tűrő fajok körül helyezkedik el. A nyári napok viszont kizárólag a melegkedvelő fajoknál láthatóak, különösen nagyobb arányban a generalisták és a „1” szupergeneralista körül. A téli napokra is gyakorlatilag hasonló mondható el, azzal a különbséggel, hogy a hidegtűrő fajoknál csoportosulnak és legfőképpen a „0” szupergeneralista körül. Az ősz viszont mind a három évszaktól eltérően elsősorban az átmeneti „K” fajok vonalán koncentrálódik, illetve a „K” fajokat a két szupergeneralistával összekötő vonalon. A specialisták esetében egyik évszakra sem volt megfigyelhető olyan egységes csoportosulás, mint az előbb leírt fajok esetében, hanem inkább az egyes fajoknál elkülönült szigetek alakultak ki.

Jelmagyarázat: tél: 335-365+1-60; tavasz: 61-152; nyár 153-244; ősz: 245-334.

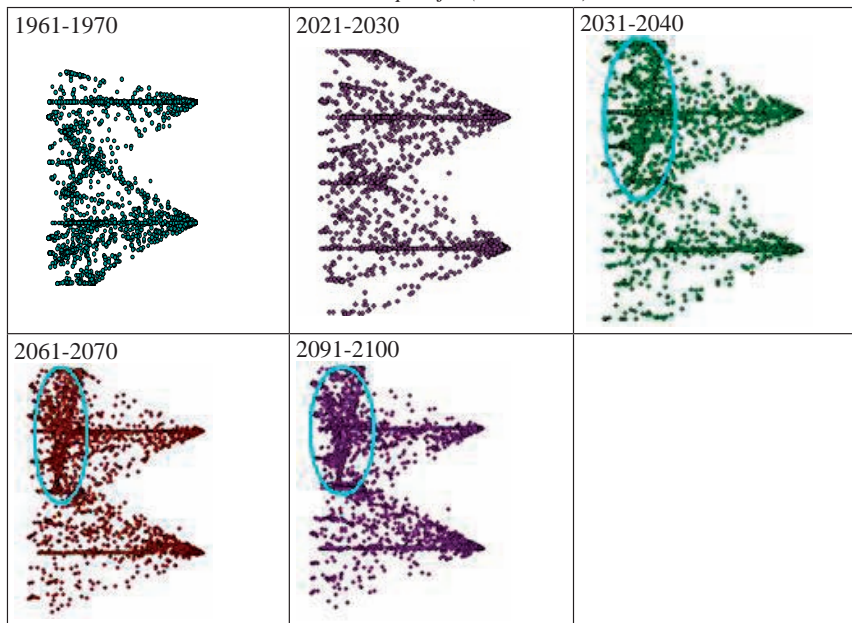


5.32. ábra: Évszakok alakulását mutató pontfelhők a napokból képezve a 140 éves adatsor alapján.

A klíma változása, illetve a növekvő átlaghőmérséklet által okozott a modellben szereplő elméleti ökoszisztémában bekövetkező változások nyomon követése érdekében 10 éves időszakokat átfogó ábrák is készültek (5.33. ábra). Öt periódus lett kiválasztva: az első tíz év 1961-1970, a 140 év középső két tíz éve 2021-2030 és 2031-2040, az átmeneti időszak változásainak alaposabb elemzése érdekében, végül az utolsó tíz év 2091-2100.

Az első tíz év viszonylag egyenletes eloszlást mutat, de megfigyelhetők kisebb- nagyobb csoportosulások „S2”-„S4”, „K2”-„K3” és „1” fajok környékén. Tehát ez az évtized inkább hidegebbnek bizonyult a későbbi évekhez hasonlóan. 2021-2030 évek esetében a pontfelhő enyhe eltolódása tapasztalható a nagyobb várható értékek felé, és a napok kisebb csoportosulásai a „0” és „1” szupergeneralisták közelében vehető észre. A napok nagyobb mértékű koncentrációja 2031-2040 időszaktól tapasztalható elsősorban a melegedve generalista és átmeneti fajok közötti síkon (késsel jelölt rész). Ezzel együtt a pontfelhő jelentősebb eltolódása is érzékelhető az alacsonyabb várható értékek felől a magasabbakig. Ezáltal az előzőekben tapasztalt csoportosulások mind a specialisták és közepesek, mind „0” szupergeneralista esetében fokozatos megszűnése vehető észre. tehát megállapítható, hogy ekkor már jelentősebb mértékben kezdetét veszi a vegetációs időszak kinyúlása, meghosszabbodása. 2061-2070 évtizedben az előbb leírt változások fokozódnak ugyanakkor a „0” szupergeneralista faj körüli csoportosulás újból erősödni kezd. Ezenkívül a pontfelhő enyhe elmozdulása is

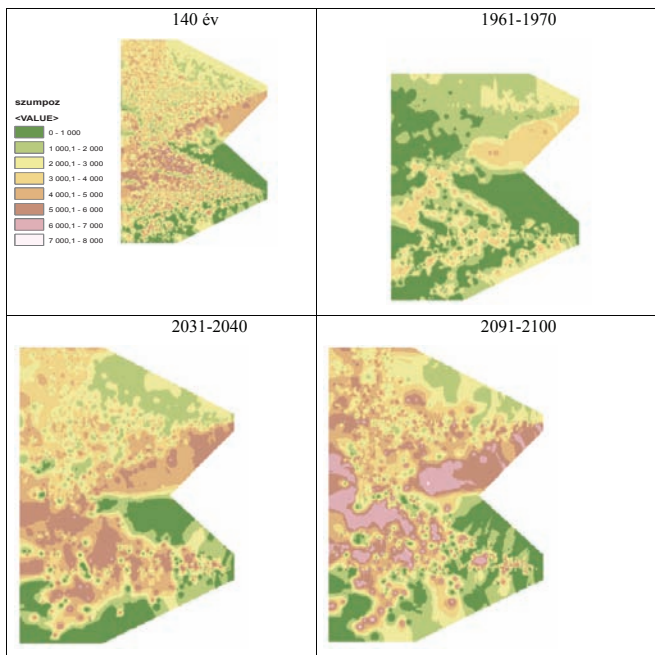
Jelmagyarázat: 140 év első 10 év pontjai (1960-70), középső tíz év pontjai(2020-2030), utolsó 10 év pontjai (2060-2070)



5.33. ábra: Tíz éves időszakokat átfogó pontfelhők látható az alacsonyabb értékek felé, tehát az „S6”, „S7”, és „K4” fajok körüli koncentráció. Az utolsó évtizedre mindezek a változások kissé fokozódnak.

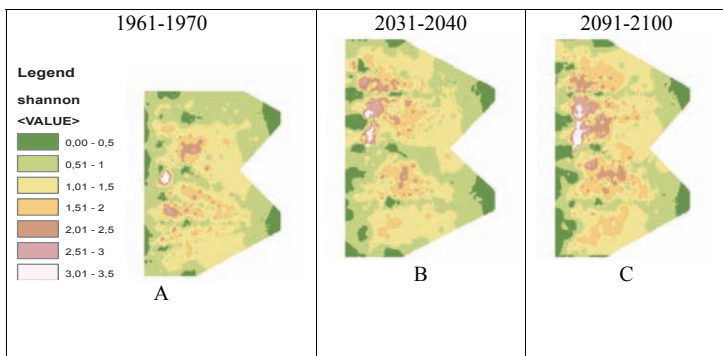
Az elméleti fajok fenológiai változásait hőösszegek alapján vizsgáltuk, domborzatos ábrák segítségével (5.34. ábra). 140 év együttes ábrázolása során láthatóvá vált, hogy a legmagasabb hőösszegek nem az év végét jelentő „I”-sel jelölt fajok körül voltak, hanem a náluk magasabb hőmérsékletet igénylő „S5”- „S9”, „K3”-„K5” és „G2” által behatárolt területen. A sötétzölddel legalacsonyabb hőösszegek számításainknak megfelelően év elejét jelentő területen vannak (5.34. ábra), ahol a szórás várható értékek alapján egyik elméleti fajnak sem felel meg.

Tíz éves felbontásban a hőmérséklet emelkedés által bekövetkező változások, azok folyamata is elemezhetővé vált. Jelen esetben három tíz éves periódust választottunk ki: 1961-1970, 2031-2040, 2091-2100. Az első tíz évet ábrázoló domborzatos ábrán nem figyeltünk meg sötétbarnával vagy fehérrel jelölt magas hőösszeget. A világos barnával jelölt hőösszegek, amelyek ebben az évtizedben a legmagasabbnak bizonyultak, kiterjedése nem foglal magába csak néhány fajt: a magasabb várható értékkel rendelkezők közül a „I” szupergeneralistát, a „G3” generalistát, és a „K9” átmeneti fajt. Az alacsonyabb várható értékkel rendelkezők esetében ezek a területek kiterjedtebbek, de nem egységesen, sok apró elkülönülő foltot alkotnak. Elsősorban a „G1” és „O” fajok közötti vonalon figyeltünk meg egy kiterjedtebb keskeny területet, továbbá „S3”, „S4”, „S5”, „K2”, „K3”, „G2” fajok körül kisebb, jobban elkülönülő foltokat.



5.34. ábra: Pozitív hőösszegek domborzatos ábrája 140 év, és három kiválasztott (1961-1970;2031-2040;2091-2100) évtized alapján

Hatvan év múlva 2031-2040 évtizedben nem figyeltük meg az előbb leírt területek elmozdulását egyik irányban sem úgy, mint az 5.33. ábra ábraszorozatainak esetében, viszont magasabb hősszegek jelentek meg, és területük kiterjedtebbé vált, a legalacsonyabb hősszeg értékeket jelentő sötétzöld területek aránya jelentősen lecsökkent. Továbbá az első tíz éves ábrán megfigyelt „G1” és „0” fajok közötti vonalon lévő magasabb hősszegek nagymértékben lecsökkentek. Az utolsó évtizedre (2091-2100) ez a tendencia a visszájára fordul, és ezen a területen újból emelkedni kezd a hősszeg. A többi területen is nagy mértéken megnőtt a hősszegek értéke, és ezzel arányosan a sötétzöld területek aránya is tovább csökkent, egészen minimálissá vált. Az első évtizedhez képest, amikor a specialisták körül nagyon alacsony hősszegek voltak az utolsó évtizedre itt is egészen magas hősszegek lettek.



5.35. ábra: Shannon diverzitás domborzatos ábrája a három kiválasztott évtized 1961-1970;2031-2040;2091-2100) alapján

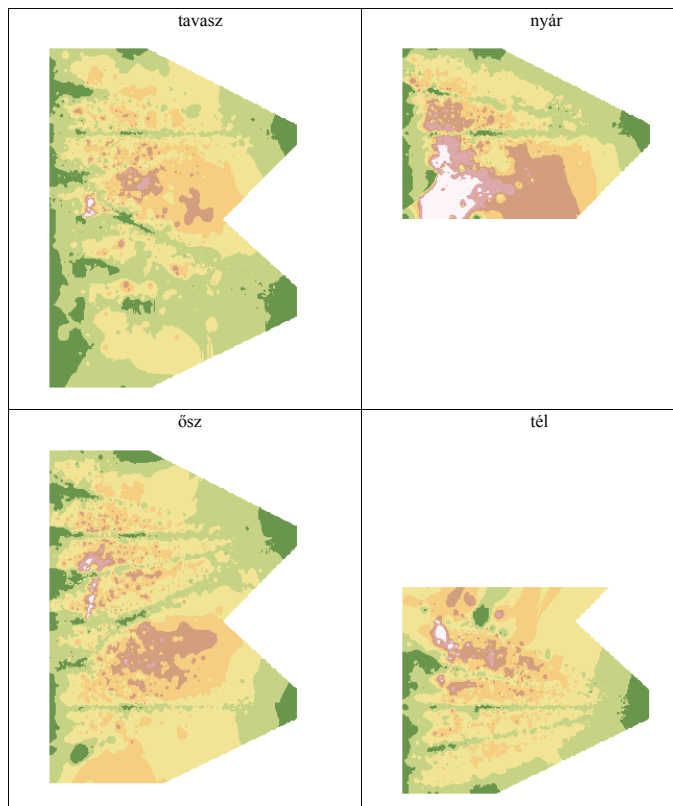
A faji diverzitás tekintetében, Shannon-diverzitási értékek alapján, jelentős változások nem történtek, annak ellenére, hogy a hősszeg értékekben ilyen nagymértékű emelkedése volt tapasztalható (5.35. ábra).

Az első évtizedben magas diverzitást mutató fajok („K4”, „K5”, „G2”, „G4”) diverzitási értékei az utolsó évtizedre tovább nőnek, illetve néhány újabb faj („K6”, „K7”) diverzitása is legmagasabb értéket mutatja, és fehér folttal jelölt, de „K4” diverzitása lecsökkent.

A 140 éves Shannon-diverzitási értékek évszakokra bontott domborzatos ábráin (5.39. ábra) jobban láthatóvá váltak a fajok szezonális diverzitásának alakulása. Tavasszal főleg a meleget kedvelő fajok körül vannak a magasabb diverzitási értékek, a legnagyobb a „G3”, „K6”, „K7” fajok közelében vannak a legnagyobb diverzitási értékek, míg a specialisták és a szupergeneralisták esetében ez az érték a legalacsonyabb. A nyári évszakban az 5. ábrahoz hasonlóan kizárólag a meleg kedvelő fajok mutatnak diverzitást, ezen belül a legmagasabb értékek (fehér és sötétbarna színnel jelölt) a „K6”, „K7”, „K8”, „G3” és „G4” fajok körül vannak. A legalacsonyabb értékek viszont a specialisták és „0” szupergeneralista fajok esetében láthatók. Talán ősszel a legnagyobb magasabb diverzitású területek aránya. A legmagasabb diverzitás érhető módon a hidegtűrő fajok között van, mégpedig „G2” és „G3”. Télen viszont a „G2” és „G3” fajoknál is, amelyek diverzitás kisebb télen, magasabb értéket

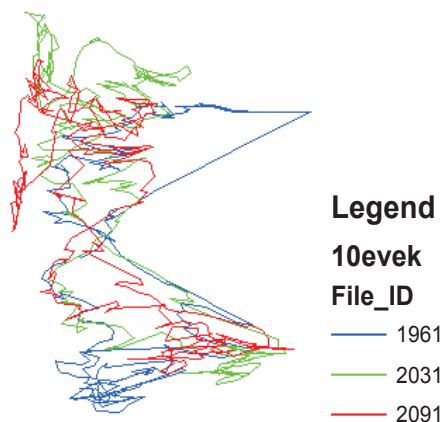
mutat „K4” közepes tűrőképességű faj. A melegkedvelő fajok az 5.32. ábrához hasonlóan egyáltalán nem mutatnak diverzitást, kivételt képez viszont néhány faj, mint „K6” és „G3”.

Végezetül trajektóriákat is készítettünk három kiválasztott évre (1961, 2031, 2091), amely egy adott év napsorszámait köti össze sorrendben egy vonallal (5.37. ábra). 1961. év trajektória vonala nem érinti a legmelegebbet kedvelő fajokat, mint „K7”, „K8”, „K9” és „G5” illetve egyik specialistát sem. Viszont érinti a melegebbet kedvelő fajok közül „K5”, „K6”, „G3”, „G4” és „1” szupergeneralistát, a hidegtűrő fajok közül esősorban „K2”, „K3” és „G2” fajokat, de „0” szupergeneralistát nem. 2031-ben a trajektória vonal elmozdul a magasabb várható értékek irányában, ezáltal érinti a „S14”, „S15”, „S16”, „S17”, „K7”, „K8”, „K9” és „G5” fajokat is, de specialisták ebben az évben sem. A hidegtűrő fajok esetében „0” szupergeneralistát és „G2” fajt érinti a legjobban. 2061. évhez képest nem érinti a trajektória „1” szupergeneralistát, „K2”, „K3” és „G2” fajokat. 2091-ben pedig 1961-hez hasonlóan nem érinti „K7”, „K8”, „K9”, „G5”, viszont kiterjed számos specialista fajra is „S9”-„S14”-ig. A hidegtűrő fajok közül csak „G2” és „0” fajokat érinti.



5.36. ábra: Shannon-diverzitási értékek domborzatos ábrája, évszakokra bontva, a 140 éves adatsor alapján

A trajektóriavonalak alapján jól láthatóvá vált a 140 év tendenciája. 1961. a későbbi évekhez képest hideg évnak számít, ezáltal elsősorban hidegtűrő fajok jelennek meg. 2031-re jelentősen elmozdul a fajösszetétel a melegebbet kedvelő fajok felé, de a specialisták ebben az időszakban sem jellemzőek úgy, mint a hidegtűrő fajok sem. 2091-re a trajektória vonal kissé „összemeget”. Nem tér ki se a nagyon meleget, se hideget tűrő fajokra sem (kivévelt képez természetesen az előbb leírt két faj), viszont ebben az évben már sok specialista faj is megjelenik.



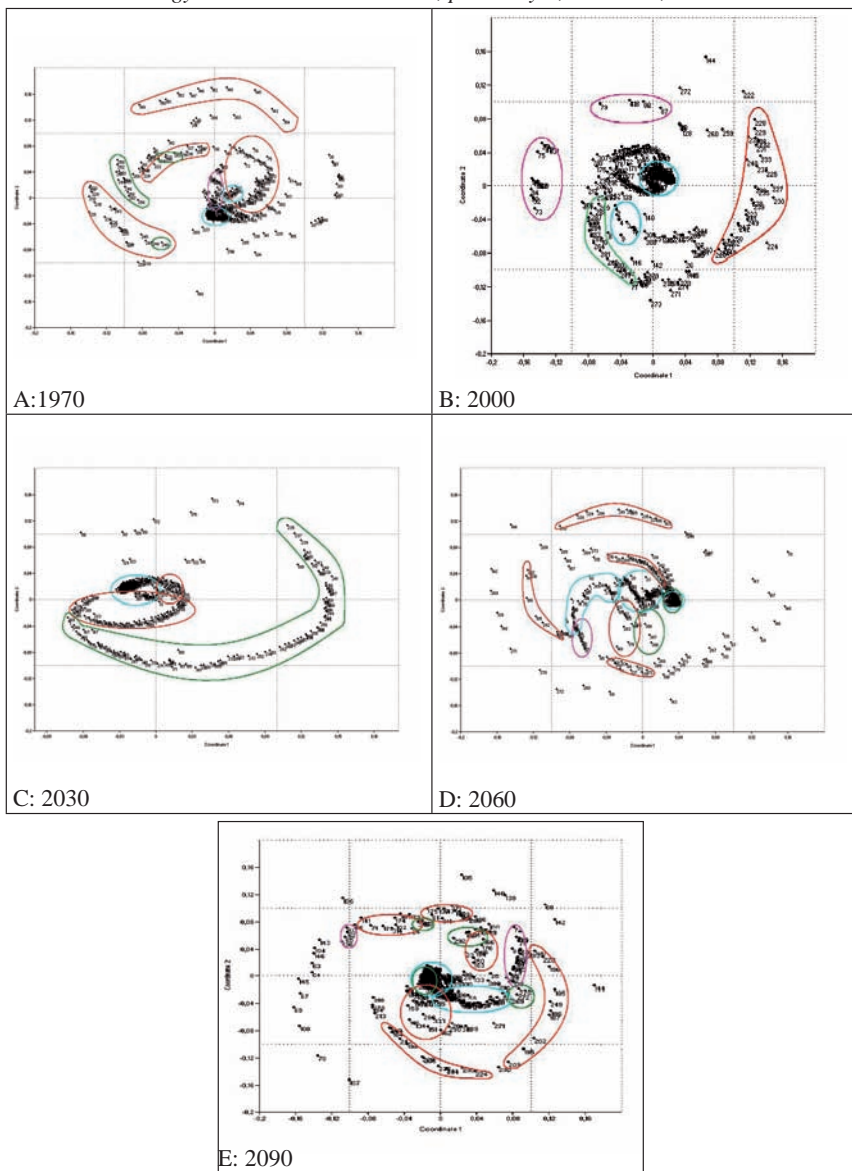
A 5.37. ábra: 1961, 2031 és 2091 évek trajektóriás ábrája

5.6.1. Aszpektualitás elemzése stratégiai modellezés segítségével

Az éven belüli aszpektualitás és változásának vizsgálata céljából kiválasztottunk öt évet 30 évenként: 1970, 2000, 2030, 2060, 2090. Mindegyik évre külön-külön elvégeztük az ordinációs hasonlósági vizsgálatot Euklideszi távolságok alkalmazásával (5.38. ábra). Az ábrákon egységesen rózsaszínnel jelöltük a tavaszt, pirossal a nyarat, zölddel az őszt, és késsel a telet.

1970-ben (5.38/A ábra) a téli napok, elsősorban január és február egy pontban koncentrálódnak a nullához közel, december néhány napja kissé elkülönülő csoportot alkot, de még közel a nullához. A tavaszi napok már érthető módon kicsit jobban eltávolodnak, és májustól kezdődően már jelentős távolságok jelentkeznek a téli napokhoz képest. Augusztustól viszont már kissé csökkennek a különbségek, többségükben a szeptemberi napokhoz közelednek. Október és november napjai viszont nem alkotnak az előzőekben leírt jól elkülönülő csoportokat, elszórtan találhatók meg főleg nullához, a téli napokhoz közel.

Jelmagyarázat: rózsaszín - tavasz, piros - nyár, zöld - ősz, kék - tél



5.38. ábra: 1970. (A), 2000. (B), 2030. (C), 2060. (D), 2090. (E) évek ordinációja

2000-ben (5.38/B ábra) jelentős változásokat tapasztaltunk az egyes évszakok ordináción történő elhelyezkedésében. A téli napok továbbra is egy gócban, nullához közel csoportosulnak, de január első napjai jelentősen eltávolodtak ettől a naptól. Ugyanez mondható el márciusról is. Míg 1970-ben nagyon közel volt nullához, most nagy különbséget mutat, ezenkívül napjai is egymáshoz képest nagyobb távolságra vannak egymástól, mint az előző évben, de még csoportokat alkotnak. A nyár is hasonlóan 1970-hez a téli napoktól távol helyezkedik el, ellenben most csak egy csoportot alkot. Az őszi napok most kissé közelebb vannak a téli időszakot jelző góchoz, mint az előző évben és egységesebb csoportot alkotnak.

2030-ban (5.38/C ábra) gyakorlatilag az őszi kivételével minden évszak a nullához közelít. A nyár kissé elkülönül, de nem olyan mértékben, mint az előző években, viszont a tavaszt nem lehet elkülöníteni, a téli napokkal együtt egy csoportot alkot. Az őszi napjai viszont fokozatosan távolodnak el, sokkal jobban, mint azt korábbi éveknél tapasztalni lehetett. Ezáltal a 2030-as év nagyon különbözik a másik négy évtől, hiszen a későbbi években sem tapasztalható se az őszi ilyen nagymértékű eltávolodása a téli napokat tartalmazó csoporttól, se a nyárnak ilyen nagymértékű közelsége ugyanehhez a csoporthoz.

2060-ban (5.38/D ábra) az évszakok jobban elkülönülnek, nagyobb különbséget mutatnak, még a tél is. Az eddigi évektől eltérően a téli napok nagymértékben eltávolodnak nullától. A tavasz itt is nagyon távol helyezkedik el a nullától, de a téli napokhoz közel, annak folytatásaként. A nyár itt is nagyon különbözik a tavasztól és a téltől is, de ebben az évben jóval több csoportot alkot, és azok is nagyon elszórtan, egymástól is távol helyezkednek el az ábrán. Az őszi ebben az esetben nem húzódik szét annyira, mint az előző ábrán, hanem inkább a téli napokhoz közel helyezkedik el, egy része azokkal egy csoportot is alkot.

2090-ben (5.38/E ábra) is a téli napok központi, nullához közeli gócpontja van, hasonlóan 1970-hez, és néhány nap is eltávolodik attól 2060-hoz hasonlóan. A tavasz ebben az évben nem mutat olyan nagy különbséget, mint 2060-ban vagy 2000-ben, de még 1970-ben sem, és nincs is olyan közel a nullához, mint 2030-ban. Viszont több kisebb-nagyobb csoportot alkot, de ezek a csoportok nincsenek olyan távol egymástól, mint 2060-ban. Az őszi napok is több kisebb csoportra oszlik, amelyek többsége közel marad a központi góchoz, de néhány el is távolodik attól és inkább néhány nyári naphoz mutat hasonlóságot.

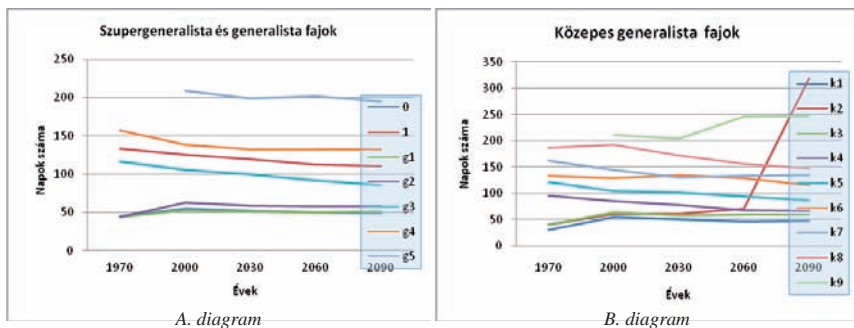
Összességében tehát megállapítható, hogy a tél fokozatos elhúzódnása, eltávolodása a nullától az ordinációs ábrán a vegetációs időszak kitolódását jelenti. Valószínűleg erre utal a nyári napok a téli napokhoz való közeledése is. Továbbá a 140 év során bekövetkező melegeedés következményeként az évszakok közötti különbségek fokozatosan csökkennek. Ez a tendencia 2030-ban tetőzik amikor csak az őszi napok mutattak jelentősebb különbséget, eltávolodást. Majd 2060-ban és 2090-ben kissé visszaáll a korábbi évekhez hasonló tendencia azzal a különbséggel, hogy a nyári és őszi napok nem mutatnak akkora különbséget, mint 1970-ben, viszont egyre több téli nap távolodik el a központi gócponttól, ahol 1970-ben a téli és tavaszi napok többsége csoportosult.

5.6.2. A fajcsoportok fenofázisának változása 30 évenként vett adatok alapján

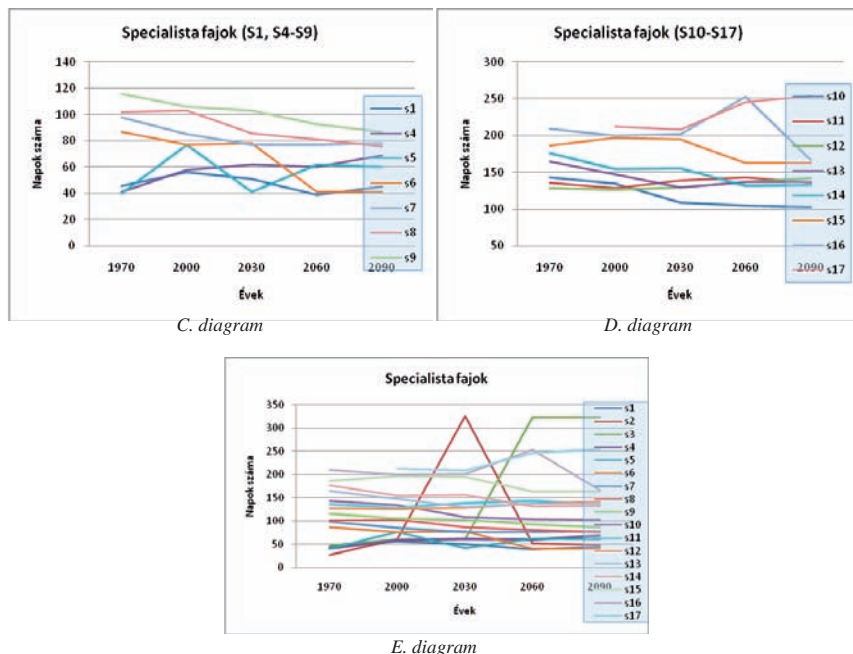
A 140 évből kiválasztott 1970, 2000, 2030, 2060 és 2090-es adatok alapján vázlatos áttekintést kapunk a modell ökoszisztémájában szereplő fajok fenofázisának változásáról.

A generalista (G1-G5) és szupergeneralista (0 és 1) fajok (lásd 5.39./A diagram) eléggé tágtűrőseknek bizonyultak a hőmérséklet változásával szemben. Alig történik bármiféle változás 140 év alatt a fenofázis eléréséhez szükséges napok számát illetően. Talán mégis a legszembetűnőbb a G5-s faj élete, ami a kezdeti időszakban még csak el sem érte a fenofázist a későbbiekben már megmutatja és, igaz nem annyira szembetűnően, de egyre korábban is hozza. A G3, a G4 és az 1 faj vonaldiagramjainak szép egyenletes csökkenését figyelve arra jutottunk, hogy a fenofázisai előrébb tolódnak az öt évet nézve, akár 20-30 nappal is a vizsgált időszak elejéhez képest. A G1, G2 és 0 fajok diagramja kicsit eltér a többitől, abból a szempontból, hogy mindháromnál az első harminc évben egy picit megemelkedik, de aztán egy alig észrevehető csökkenést tapasztalunk. Viszont e három faj esetében nem igazán beszélhetünk a fenofázisok korábbra hozásáról.

A közepes generalista (K1-K9) fajok diagramjai (lásd 5.39./B diagram) eléggé vegyesek, nem lehet általánosságban jellemezni őket. A K1 és K3 fajok vonalrajza leginkább az előző diagram G1, G2 és 0-s fajaira emlékeztet, ugyanaz a kezdeti emelkedés, majd lényegtelen csökkenés a fázis eléréséhez szükséges napok számát illetően. A K4 és K5 fajok szép egyenletes csökkenést mutatnak, mely során 30-35 nappal korábbi fázisokat is produkálhatnak 140 év elteltével. A K8-as fajt egy kicsi emelkedés az első 30 évben, majd jelentős csökkenés jellemzi, mely során közel 40 nappal kevesebb értéket kapunk, mint a kezdetekkor. A K7 faj vonalrajza csak a vizsgált időszak feléig mutat némi csökkenést, majd egész végig egy minimális emelkedést. A K6 alig észrevehetően, szinte cikk-cakkosan változik. A K9 pedig kezdetben nem mutatja meg a fenofázist, de a hőmérséklet emelkedésével már képes lesz elérni azt a fejlődési szintet, mint a többi, a 140 év második felében viszont inkább későbbre hozza a fázist. A K2-es faj érdekessége, hogy a kezdeti, lassú egyenletes növekedést követően 2060 és 2090 között jelentősen, szembeszökően megugrik a fázis eléréséhez szükséges napok száma. Igaz, 140 évet 5 év alapján nehéz bemutatni, de már itt is látszódik, hogy a K2 2090-ben valamiért igen későn hozza a fázist.



5.39. ábra. A fenofázis változása 1970-2090-ig, 5 kiemelt év (1970, 2000, 2030, 2060, 2090) és a kiválasztott 50-es fenofázis eléréséhez szükséges napok száma alapján, az A diagram a szupergeneralista (0, 1) és generalista (G1-G5) fajokat ábrázolja, a B diagram a közepes generalista (K1-K9) fajokat.



5.39. ábra. A fenofázis változása 1970-2090-ig, 5 kiemelt év (1970, 2000, 2030, 2060, 2090) és a kiválasztott 50-es fenofázis eléréséhez szükséges napok száma alapján, a C diagram az s1 és az s4-s9 specialista fajokat, a D diagram a S10-S17 specialista fajokat, az E diagram az összes specialista (S1-S17) fajt mutatja be

A specialista fajok (5.39. ábra) esetében alig lehet egyértelmű növekedésről vagy csökkenésről beszélni a napok számát tekintve a diagramok alapján. Az S8, S9, S10 és S14 (5.39/C és D diagram) mutat egyfajta egyenletes csökkenést, mely során közel 30-40 nappal korábban hozzák a fázist. Az S7-es és S13 faj vonalrajza (5.39/C diagram) nagyon emlékeztet a K7-ére, a vizsgált időszak feléig egyenletes csökkenés, majd minimális növekedés. Az S6-os esetében egy pici csökkenés van ez elején, majd semmi változás, majd újabb jelentősebb csökkenés, majd megint nem történik semmi, végül több mint 40 nappal korábban hozta a fázist, mint 1970-ben. Az S5 cikk-cakkos rajzában, mintha az ugráló értékek közt az idő előre haladtával egyre csökkenne a különbség, majd egy köztes állapotban válik egyenletessé a vonal, mintha úgy igazodna a melegebb környezethez, hogy nem korábban vagy később mutatná a fenofázist, hanem folyamatosan közel azonos időpontokban hozná a fázist. Az S1 faj kezdetben emelkedést, majd lassú csökkenést végül pedig megint egy pici emelkedést mutat, aminek következtében a kezdeti és a végső érték között minimális a különbség. Ehhez nagyon hasonló az S11 (lásd 5.39/D diagram), de itt kezdetben minimális csökkenést, majd pici emelkedés és a végén egy újabb csökkenés, mely során az eleje és a vége között

elhanyagolható különbség van. Az S4-s fajnál egy viszonylag egyenletes növekedést tapasztalunk a vizsgált időszakban a napok számát illetően. Az S12 (lásd 9/D diagram) egy egyenletes pici növekedést mutat. Az S15 faj kezdeti növekedés majd az azt követő csökkenés után megállapodni látszik. Az S16 végén látni cikk-cakkosságot, ami talán azt mutatja, hogy a melegedés során hol nagyon hamar, hol nagyon későn hozza a fázisát. Az S17 vonalrajza egy kicsit emlékeztet a K9 diagramjára, kezdetben nem látni tőle az 50-es fázist, de a későbbiekben már igen, viszont későbbre tolódik, mint kezdetben, mikor először látni engedte azt. Az S2 faj (lásd 5.39/E diagram) kezdeti jelentéktelen emelkedését 2000 és 2030 között egy óriási kiugrás követ, amit egy ugyanolyan mértékű csökkenés követ. Az S3 faj lassú emelkedése 2030 és 2060 között drasztikussá válik, már csak az év vége fele több mint 300 nap elteltével lesz hajlandó elérni a vizsgált fejlettségi szintet és ez később sem változik majd.

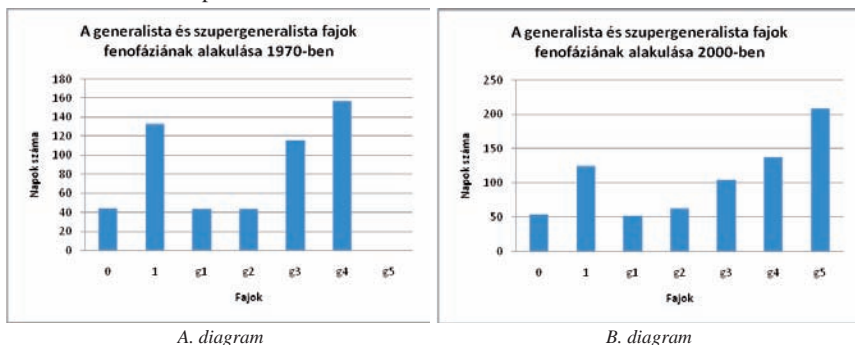
5.6.3. A fenofázis idejének változása 30 évenként

A következő oszlopdiagramoknál az egyes fajcsoportokat látjuk 1970, 2000, 2030, 2060 és 2090 években, amely azt mutatja be mennyi idő elteltével érték el az 50-es fejlettségi szintet.

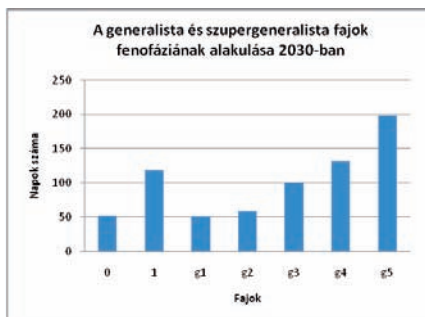
A szupergeneralista fajok estében (lásd 5.40. ábra) a fenofázis eléréséhez szükséges napok száma az idő előrehaladtával elkezd szép lassan csökkenni. Az 1 faj esetében ez jelentősebb mértékű, mint a 0-nál, sőt a 0 faj esetében egy pici emelkedést láthatunk 1970 (5.40/A diagram) és 2000 (5.40/B diagram) között.

A generalistáknál 1970 (5.40/A diagram) és 2000 (5.40/B diagram) között az a különbség, hogy a G1 és a G2 értéke növekedett, a G3 és G4 esetében pedig kevesebb lett a szükséges napok száma. A legfeltűnőbb mégis, hogy a G5 faj pedig megjelent. Ezután a többi diagramon a G1 és G4 fajok nem is változnak. A G2 és G3 pici csökkenést mutat, a G5 pedig 2030-hoz (5.40/C diagram) képest 2060-ban (5.40/D diagram) egy kicsit megemelkedik, majd 2090-ben (5.40/E diagram) 2030-hoz (5.40/C diagram) képest is kevesebb értéket mutat.

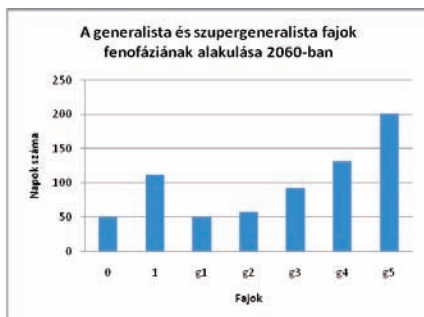
Ezek a változások, mindkét fajcsoportnál tényleg alig észrevehetők a hőmérsékletváltozás mértékéhez képest.



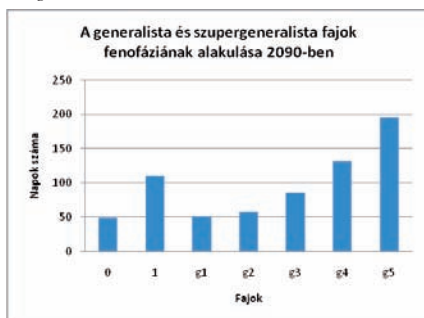
5.40. ábra: A diagramok a szupergeneralista (0, 1) és a generalista (G1-G5) fajok fenológiájához szükséges napok számának a változását mutatja be a kiválasztott 5 év során (1970, 2000, 2030, 2060, 2090). Az A diagram az 1970-es évet, a B diagram 2000-es évet mutatja be a fajok neve és a napok száma alapján



C. diagram



D. diagram



E. diagram

5.40. ábra: A diagramok a szupergeneralista (0, 1) és a generalista (G1-G5) fajok fenológiájához szükséges napok számának a változását mutatja be a kiválasztott 5 év során (1970, 2000, 2030, 2060, 2090). A C diagram a 2030-as évet, a D diagram a 2060-as évet, az E diagram a 2090-es évet mutatja be a fajok neve és a napok száma alapján



A. diagram

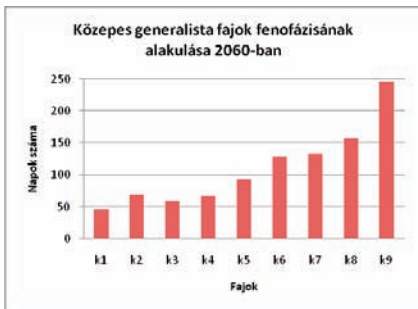


B. diagram

5.41. ábra: A közepes fajok (K1-K9) fenológiájának változása a kiválasztott öt év során (1970, 2000, 2030, 2060, 2090). Az A diagram az 1970-es évet, a B diagram 2000-es évet mutatja be a fajok neve és a napok száma alapján. Az A diagramon a közepes fajokat látjuk 1970-es évben. Elöl vannak a hideg kedvelők, hátul pedig a meleg kedvelők. A K2 és K3 fajok értékei megegyezők. A K9 egész évben nem mutatja meg az 50-es fenofázist



C. diagram



D. diagram

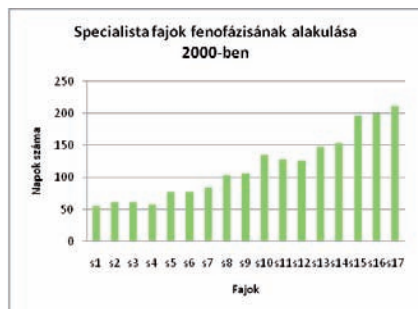


E. diagram

5.41. ábra: A közepes fajok (K1-K9) fenológiájának változása a kiválasztott öt év során (1970, 2000, 2030, 2060, 2090). A C diagram a 2030-as évet, a D diagram a 2060-as évet, az E diagram a 2090-es évet mutatja be a fajok neve és a napok száma alapján. Az A diagramon a közepes fajokat látjuk 1970-es évben. Elöl vannak a hideg kedvelők, hátul pedig a meleg kedvelők. A K2 és K3 fajok értékei megegyezők. A K9 egész évben nem mutatja meg az 50-es fenofázist



A. diagram



B. diagram

5.42. ábra: A specialista fajok (S1-S17) változása az öt kiválasztott évben (1970, 2000, 2030, 2060, 2090). Az A diagram az 1970-es évet, a B diagram 2000-es évet mutatja be a fajok neve és a napok száma alapján



C. diagram



D. diagram



E. diagram

5.42. ábra: A specialista fajok (S1-S17) változása az öt kiválasztott évben (1970, 2000, 2030, 2060, 2090). A C diagram a 2030-as évet, a D diagram a 2060-as évet, az E diagram a 2090-es évet mutatja be a fajok neve és a napok száma alapján

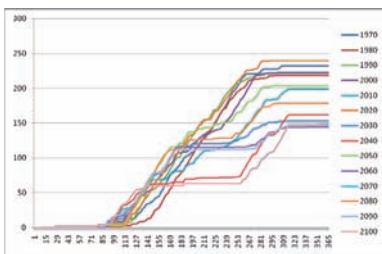
A közepes fajoknál (5.41. ábra) 1970 (5.41/A diagram) és 2000 (5.41/B diagram) között a K1, K2 és K3 esetében a napok számának értékei 50 fölé ugranak, holott addig jóval alatta voltak. Az idő múlásával a K1 és K2 csökkenést mutat, ami a K1 esetében jelentősebb. A K2 értéke viszont apró léptékben növekedni kezd. 2090-ben (5.41/E diagram) viszont erősen megugrik a többi évhez képest, több mint 300 nap kell a fenofázishoz, ami meghaladja a K9 faj fenofázishoz szükséges értéket is. Ugyanis, a K9, miután 2000-ben már látni engedte a fenofázist még így is sok időbe telt neki, hogy elérje ezt a fejlettségi szintet. Habár 2000 és 2030 (5.41/C diagram) között az érték lecsökken, 2060-ra (5.41/D diagram) viszont megugrik és úgy is marad. A többi faj szép lassú csökkenést mutat, habár a K8 az A és B diagram között megemelkedik, K6 pedig a B és a C diagram között, de összességében a fázis eléréséhez szükséges napok száma kevesebb lesz.

A specialisták (5.42. ábra) közül 1970 (5.42/A diagram) és 2000 (5.42/B diagram) között az S1, S2, S3, S4, S5 fajok megugranak és átlélik a napok számát tekintve az 50 értéket. Az S1 ezután szép lassan ismét csökken. Az S5 esetében is egy jelentős visszaugrást tapasztalhatunk 2030-ra (5.42/C diagram), de a többi diagramnál megint 50 nap fölött lesz. Az S4 egy szép las-

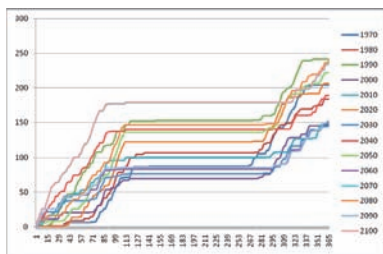
sú növekedést mutat. Az S2 2030-ban feltűnően megugrik, de ezt a 300 fölötti értéket a többi diagramon nem látni. Az S3 2060-ban (5.42/D diagram) és 2090-ben (5.42/E diagram) mutat 300 fölötti értéket. Az S6, S7, S8, S9, S10 szép lassú csökkenéseket tapasztalunk. Leginkább az S6 és S10 esetében feltűnő az értékek csökkenése. A többi faj a diagramokon hol csökken, hol nő rendszertelenül. Az 1970 és 2090 évet összehasonlítva az S11 és S12 kivételével átlagosan csökkennek, az S11 nem változik, az S12 inkább nő. Az S16 értéke a vége felé ugrál, 2030 és 2060 között majdnem 50 nappal később érte el a fejlettségi szintet, 2090-ben pedig majdnem 90 nappal korábban 2060-hoz képest. Az S17 2000-ben mutatja meg a fázist, majd egy kezdeti csökkenést végül pedig növekedést mutat a napok számában.

5.6.4. A növények fejlődésének változása 10 évenként 3 faj esetében

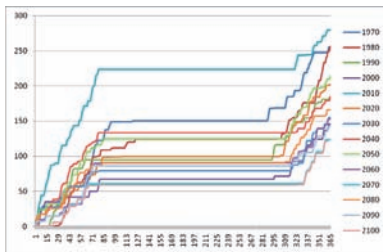
A következő ábrák a vizsgált ökoszisztéma néhány fajának fejlődését mutatja be 10 éves időközönként. Az éveket egymással összehasonlítva a következő megállapításra jutottunk: A G4-es fajnál (5.43. ábra) 2040, 2070 és 2100 években nagyon hasonlóan alakult a fejlődése, hamar indult meg és az év közepén lelassult, szinte megállt a növekedése több hónapon keresztül, majd felgyorsult és az év vége felé végleg leállt, az összes vizsgált év közül a legkésőbb, ezzel tolva ki a vegetációs időszakot. 1970, 1980, 1990, 2000, 2020-ban szépen egyenletesen ment végig a fejlődése, egyszer sem állt meg benne. Ezekben az években érte el a legnagyobb fejlettséget és a növekedést is hamar befejezi. 2060 és 2090-ben egy erőteljes fejlődéssel indul, majd hosszabb időre leáll a növekedésben, magasabb fejlettségi szintre, mint 2040, 2070 és 2100-ban, de az év végén közel ugyanolyan fejlődési fázisban fejezik be, mint 2040 és 2070-ben.



5.45.a ábra G4-es generalista faj fejlődésének változása 10 évenként (1970-2100-ig), a vízszintes tengely a napok számát, a függőleges tengely pedig megmutatja a fejlődési ráta értékét a hősszeg alapján



5.45.b ábra A K4-es közepes faj hősszegének változása 10 évenként (1970-2100-ig), a vízszintes tengely a napok számát, a függőleges tengely pedig megmutatja a fejlődési ráta értékét a hősszeg alapján



5.45.c ábra Az S5-ös specialista faj hősszegének változása 10 évenként (1970-2100-ig), a vízszintes tengely a napok számát, a függőleges tengely pedig megmutatja a fejlődési ráta értékét a hősszeg alapján

A K4-es faj (lásd 5.44. ábra) fejlődésének vizsgálatakor azt lehet látni, hogy 2100 és 2070 években a fejlődése közel azonos. Ezekben az években a fejlődése kezdetben a leggyorsabb a többi évhez képest és ekkor áll le leghosszabb időre a fejlődésben és a legkésőbb folytatja azt. A legnagyobb mértékű fejlődése 1990-ben van, és ekkor fejezi be legkorábban a fejlődést is. A fejlettségét nézve a legkedvezőtlenebb évek a 2000, 2030, 2060, 2090. Az 1970-es évben volt a legrövidebb az az időszak, amikor megállt a fejlődésben. Az év vége felé pedig a növekedési időszakát is nagyon hamar befejezte a többi vizsgált évhez képest.

Az S5 fajnál (5.45. ábra) megfigyelhető, hogy 2100 egy különösen kedvező év számára. Ekkor kezdetben hihetetlen gyorsan fejlődik és igaz, hogy nagyon hosszú időre megáll a fejlődésben (a többi évhez képest szinte a leghosszabb időre) mégis a legnagyobb fejlettségi szinten fejezi be az évet. 2100 és 2070 közel egyforma év a számára a fejlődését tekintve. Viszont ezek az évek a legkedvezőtlenebbek a számára. Nagyon hosszú időre megáll a fejlődésben, egy nagyon alacsony fejlettségi szinten és csak nagyon későn folytatja azt. 1970 is nagyon kedvező év a számára, ugyanis ekkor áll meg legrövidebb időre a fejlődésben a vizsgált évek közül. Nagyon kedvező még az 1980-as év, mikor is szintén rövid ideig vegetál a faj és mikor folytatta a fejlődést hihetetlen gyorsan növekedett.

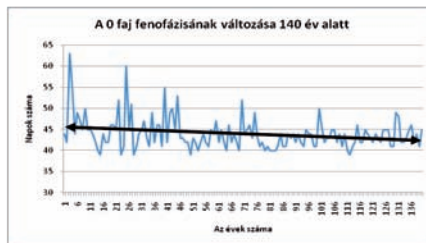
Ezekkel a diagramokkal leginkább azt lehetne szemléltetni, hogy a klímaváltozás nem egy egyszerű, lineárisan leírható folyamat. Sokkal összetettebb annál.

5.6.5. Az „50-es fenofázisának” 140 év alatti változása néhány faj esetében

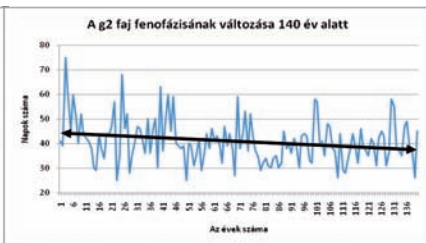
A következő ábrákon azt lehet megfigyelni, hogy néhány kiválasztott faj esetében milyen változások mennek végbe 140 év alatt a kiválasztott 50-es fenofázis elérésének idejében. Itt az 2. ábrával szemben, ahol csak 5 évben figyeltük meg az időpontokat, minden évben vizsgáljuk.

A 0 szupergeneralista faj (5.46. ábra) fenofázisa, ha az összes évet figyelembe vesszük érdekesen alakul. Kezdetekben a fenofázis eléréshez szükséges napok száma az évek között erős eltéréseket mutat. Akár két egymást követő év között is lehet 20 nap különbség. Viszont az évek közötti különbsétek idővel lecsökkennek, és a vizsgált időszak második felében csak néhány napos eltéréseket lehet látni. Egyre több a korábbi időpont és nincsenek olyan magas kiugró értékek. A trendvonal pedig megmutatja, hogy átlagosan mennyit csökkenést tapasztalunk 140 év alatt a fenofázis eléréséhez szükséges napok számában. Ebben az esetben ez az érték körülbelül 3 nap.

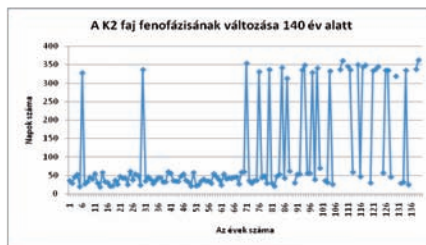
A G2-es generalista fajnál (5.47. ábra) is, hasonlóan a 0-s fajhoz azt tapasztaljuk, hogy a napok száma elég nagy intervallumok között változik az egymást követő években. Az idő elteltével ezek az eltérések lecsökkennek, de nem olyan mértékben, mint a szupergeneralistánál. Kevesebbek a magas értékek és azok sem annyira kiugróak az ábrán, mint a 140 év első felében. Átlagosan a vizsgált időszak végén pedig 5-6 nappal korábban hozza a fenofázist, mint kezdetekben.



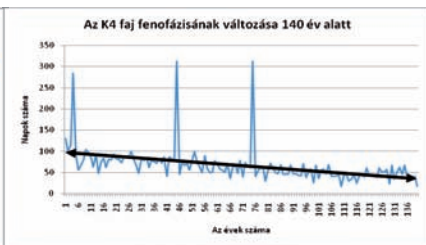
5.46. ábra A 0-szupergeneralista faj fenofázisának alakulása az évek száma és az 50-es fenofázishoz szükséges napok száma alapján



5.47. ábra A G2-es generalista faj fenofázisának alakulása az évek száma és az 50-es fenofázishoz szükséges napok száma alapján



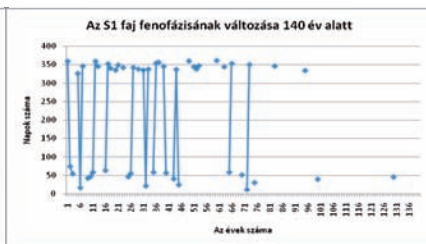
5.48. ábra A K2-es közepes faj fenofázisának alakulása az évek száma és az 50-es fenofázishoz szükséges napok száma alapján



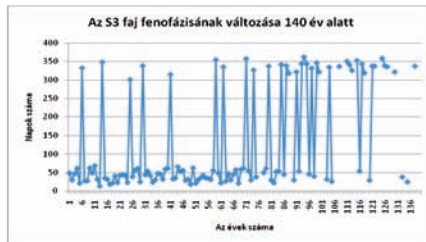
5.49. ábra A K4-es közepes faj fenofázisának alakulása az évek száma és az 50-es fenofázishoz szükséges napok száma alapján



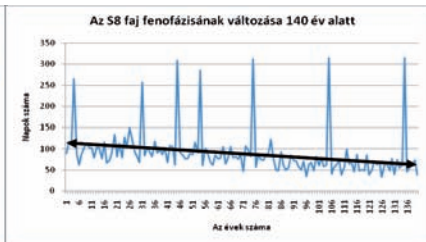
5.50. ábra A K7-es közepes faj fenofázisának alakulása az évek száma és az 50-es fenofázishoz szükséges napok száma alapján



5.51. ábra Az S1-es specialista faj fenofázisának alakulása az évek száma és az 50-es fenofázishoz szükséges napok száma alapján



5.52. ábra Az S3-es specialista faj fenofázisának alakulása az évek száma és az 50-es fenofázishoz szükséges napok száma alapján



5.53. ábra Az S8-as specialista faj fenofázisának alakulása az évek száma és az 50-es fenofázishoz szükséges napok száma alapján

A K2 (5.48. ábra) inkább a hűvösebbet kedvelő közepes faj. Az első 70 évben szépen, apró eltérésekkel igazán hamar hozza az 50-es fenofázist. Habár már ebben az időszakban is látható, hogy volt számára két igen kedvezőtlen év, mikor is a fejlettség eléréséhez, több mint 300 napra volt szüksége. A 140 év második részében egyre többször van olyan, hogy ilyen hosszú időre van szüksége a fázis eléréséhez. Végül pedig már sokszor el sem éri ezt a fejlettségi szintet.

A K4-es fajt ábrázoló vonaldiagramon (5.49. ábra) jól látható, hogy egyre korábban hozza a fenofázist az idő előre haladtával. A vizsgált időszak első felében van három év, amikor is igen sok idő kellett a fejlettségi szint eléréséhez, de ez később már nem tapasztalható. A trendvonal lejtésén pedig egyértelműen látszik, hogy mennyire kedvező ez a változás. A faj körülbelül, átlagosan 60-70 nappal korábban hozza a fenofázist.

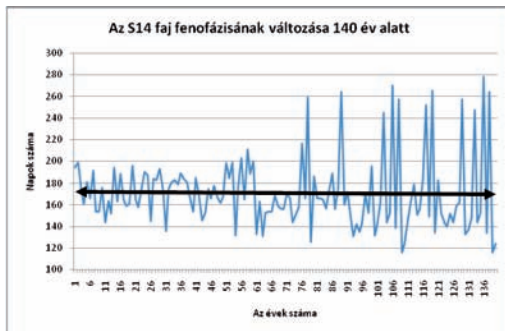
A K7-es faj (5.50. ábra) esetében elmondható, hogy a megfigyelés időtartamának első felében a végéhez képest kicsiny eltéréseket tapasztalunk a fázis eléréséhez szükséges napok számában. A 140 év második részében ugyanis sokszor akár 40-50 napos eltérések is lehetnek két egymást követő évben. Egyre több és nagyobb értékűek a magasabb számértékek, viszont többször lesz olyan is, amikor kevés idő kell a fejlettség eléréséhez. Éppen ezért a trend vonal közel egyenes, csak éppen egy kis emelkedést mutat, ami csak pár napot jelenthet.

Az S1 specialista faj (5.51. ábra) már a vizsgálat kezdetén sem reagált pozitívan a környezetre. Mikor még csak 5 évet figyeltünk meg nem látszott ennél a faj esetében semmilyen változás, most viszont látható, hogy sok az olyan év, mikor közel 350 napra van szüksége a fenofázis eléréséhez. Ez pedig az idő előre haladtával úgy fog változni, hogy már ezt a fejlettségi szintet is képtelen lesz elérni. A második 70 évben mindössze hétszer képes megmutatni a fenofázist.

Az S3-as faj esetében (5.52. ábra) is egy kedvezőtlen esetet lehet látni. A vizsgált időszak első felében látható, hogy habár van néhány olyan alkalom, amikor igen sok időre van szüksége a fejlettségi állapot elérésére, minden alkalommal képes elérni a fenofázist. Ez később megváltozik és egyre többször lesz olyan alkalom, amikor több mint 300 napra lesz szüksége, az utolsó évtizedekben pedig sokszor már el sem éri a fejlettségi szintet.

Az S8-as faj ábrája (5.53. ábra) kicsit a K4-ére emlékeztet. Kezdetben sok kiugró, magas értékei vannak, majd később ezek száma lecsökken és egyre kevesebb napra van szüksége a fejlettségi szint eléréséhez. A trendvonal segítségével pedig megállapítható, hogy körülbelül 40-45 nappal korábban mutatja meg a fenofázist.

Az S14-s faj (5.54. ábra) fejlődésének alakulása a K7-hez nagyon hasonlóan alakul. A vizsgált 140 év első felében nem voltak akkora eltérések, mint a második felében. Az idő előrehaladtával egyre nagyobb intervallumok között változnak az értékek. Egyre később vagy egyre korábban hozza a fenofázist. A trendvonal közel egyenes, csak egy enyhe lejtést mutat, ami annyit jelent, hogy átlagosan pár nappal korábban éri el az 50-es fejlettséget.



5.54. ábra Az S14-es specialista faj fenofázisának alakulása az évek száma és az 50-es fenofázishoz szükséges napok száma alapján

5.6.6. Megvitatás

Az elemzések alapján megállapítható, hogy nem lehet egyszerű, lineáris folyamatként jellemezni a klímaváltozás hatását a fenofázisok időpontjára, a szezonalitásra és az aszpektualitásra. Sokkal bonyolultabb és összetettebb folyamatról van szó.

A stratégiai modell segítségével mindössze az átlaghőmérséklet emelkedését figyelembe véve is igen meglepő eredményeket kaptunk.

A szezonális vizsgálatok, amelyeket a stratégiai modell által egy elméleti ökoszisztémára készült adatsorok alapján végeztünk, kimutatták, hogy az évszakok közötti különbségek csökkennek az elméleti fajok egyedszáma alapján, a szakirodalommal ellentétben, amely a szezonális növekedését jósolja (Hulme and Viner, 1998.). Ennek oka egyrészt a vegetációs időszak kitolódása, a korábban kezdődő tavasz, és a később kezdődő tél, másrészt a felmelegedés következtében a téli napok enyhülése, amelyet a szakirodalom is alátámaszt (Gargano et al. 2010, Houghton 1995, Moza et al. 2005, Primack et al. 2007, Sherry et al. 2007, Kudo and Hirao 2006, Dunne et al. 2003, Studer et al. 2005, Bradley et al. 1999, Cotton 2003). Másfelől a modell a klímáparaméterek közül csak a hőmérsékletemelkedéssel járó változásokat szimulálta, és nem vette figyelembe a klímaváltozással járó másik fontos következményt, a csapadékmennyiség csökkenését, amire a szakirodalomban igen nagy hangsúlyt fektettek (Studer et al. 2005, Adler et al. 2009, Lloret et al. 2009, Mendoza et al. 2009, Miranda et al. 2009, Rhazi et al. 2009, Borchert 1998, Hulme és Viner 1998, Prance 1990, Condit 1996, Nepstad et al. 1995, Bonell 1998, Leighton et al. 1986, Chapman et al. 2005, Singh and Kushwaha 2005.). Néhány szakirodalmi adat szerint a trópusi, szubtrópusi területeken a jövőben jelentkező csapadékhány miatt a vegetációs idő csökkenése várható azáltal, hogy a száraz évszak hossza növekedni fog. Ez viszont az előbb említett szezonális erősödését is magában foglalja (Lloret et al. 2009, Borchert 1998, Hulme and Viner 1998, Singh and Kushwaha, 2005). Éppen emiatt érdemes lenne a jövőben a csapadékat is beilleszteni a modellbe, ami további vizsgálatok lehetőségét is magában rejt.

Az állapotsíkok, trajektória vonalak és ordinációk vizsgálata során egyaránt megfigyelhető volt, hogy az évszakok közötti különbségek csökkenése nem egyenletes, egyfajta csúcspontot ér el 2030-ban, majd utána az évszakok újból mutattak különbséget egymáshoz viszonyítva. Ehhez hasonló jelenséget a fajok között fellépő aszinkronizáció helyreállításában tapasztaltak (Ash et al., 2007), amikor is a fajok viszonylag gyorsan alkalmazkodtak a megváltozott körülményekhez. A modell esetében alkalmazkodásról nem lehet ugyan beszélni, de a természetben mégis reálisnak tűnik egy ehhez hasonló tendencia.

Az évek összehasonlításában tapasztalt nagy hasonlóság oka a 2010. utáni éveknél, illetve a nagy különbözőség a korábbi éveknél, valószínűleg az lehet, hogy a modell adatai 1961-2000-ig historikus adatokon alapulnak, míg a többi szimulált, mesterséges adat, ami kizárólag a klíma szcenáriók által jósolt hőmérsékletemelkedést vette figyelembe. Más tényező nem befolyásolta az elméleti fajok egyedszámának az alakulását a különböző években, ezért nem mutatnak olyan mértékű különbözőséget 2010-2100-ig az évek, mint korábban.

A fajok diverzitására, egyedszámára és fajösszetételre vonatkozó vizsgálatok kimutatták az egyedszám csökkenését, ellenben a diverzitás a munkánk során összehasonlított két sebességtényező esetében ellentétes tendenciát mutatott. Kisebb sebességnél a diverzitási értékek nőttek, míg nagyobb sebességnél csökkentek. Az egyedszám csökkenését a szakirodalmi adatok is alátámasztják (Fabina et al. 2010, Mendoza et al. 2009, Bawa and Dayanandan 1998), de a diverzitás növekedését nem, hanem inkább csökkenését jósolják (Báez and Collins 2008, Fan et al. 2008, Mendoza et al. 2009, Miranda et al. 2009, Bawa and Dayanandan, 1997). Az ellentmondás oka szintén abban kereshető, hogy az elméleti ökoszisztémát a hőmérséklet emelkedésén kívül más tényező nem befolyásolja nem úgy, mint a természetben, ahol az őshonos társulások diverzitásának csökkenését az idegen fajok inváziójával magyarázzák. A diverzitás növekedése kisebb sebességtényező esetén viszont azzal magyarázható, hogy egy olyan ökoszisztémában, ahol a fajok generációs ideje hosszabb, a klíma változásaira adott válaszreakcióik, így a diverzitásban bekövetkező változások is később jelentkeznek (Bawa and Dayanandan 1998).

Annak ellenére, hogy a modell csak a hőmérséklet növekedésének hatását vizsgálja, mégsem azt kaptuk eredményül, hogy a melegkedvelő specialisták fognak előnyt élvezni. Elsősorban a melegkedvelő közepes tűrőképességű fajoknak („K4”, „K6”, „K7”, „K8”) és a hidegtűrő generalistáknak („G2”, „G3”) fog kedvezni a hőmérséklet növekedése. A specialisták esetében a rangsor analízisek alapján láthatóvá vált, hogy a hidegtűrő specialisták fenofázisai lassabban fognak bekövetkezni, ugyanakkor a melegkedvelő fajoké viszont nem fog előbb bekövetkezni, mint ahogy azt váránk.

A modell ökoszisztémájában a szupergeneralisták (0,1) és a generalisták (G1-G5) kedvezően fogják megélni a hőmérséklet emelkedését 140 év során. Sokuknál nincs változás, míg másoknál átlagosan csökken a napok száma. Ez a 0 esetben kb. 3 nap, a G2 estében kb. 5 nap 140 év alatt.

A közepes (K1-K9) fajok közül a meleg kedvelők (mint a K7) és a hideg kedvelők (mint a K2) kezdetben viszonylag jól érzik magukat nálunk, de ez a későbbiekben feltehetőleg változni fog. A K2-nél sok lesz a 300 nap fölötti érték. A K7-nél nem fog változni 140 év során átlagosan a napok száma, de lesz olyan év, amikor sokkal hamarabb fog meg-

jelenni a fenofázis, de lesz olyan is, amikor sokkal később, mint mostanság. Közepesek közül a K4-es faj reagál kedvezően, ami közepes hőtűrésű.

A specialisták (S1-S17) közül se a meleg se a hideg kedvelők nem reagálnak pozitívan. Az S1-es faj ráadásul már sokszor nem is lesz képes az 50-es fenofázist elérni. Ez a sors vár majd az S3-ra is. Az S14-nél ugyanaz az eset áll fenn, mint a K7 esetében. Az S8 kedvezően reagál, kb. átlagosan 50 nappal korábban mutatja meg a fenofázisát 140 év elteltével.

A szakirodalomban leginkább arról van szó, hogy a hőmérséklet mennyivel hozza átlagosan előrébb vagy későbbre a fenofázisokat (Chmielewski és Rötzer 2001, Chmielewski et al. 2004, Chmielewski et al. 2005, Galán et al. 2005, Kudo és Hirao 2006, Lu et al. 2006, Lu et al. 2006, Meer et al. 2002, Rötzer et al. 2000, Rushing et al. 2006, Schröder et al. 2006, Wolfe et al. 2005, Zheng et al. 2002, Chmielewski et al. 2003, Bergant et al. 2002, Chung et al. 2009, Doi és Katano 2008, Frei és Gassner 2008, Hu et al. 2005, Primack et al. 2005, Pudas et al. 2008, Schleip et al. 2008, Walkovszky 1998, Williams és Abberton 2004). Arról viszont nincs szó, hogy egyes esetekben, igaz átlagosan előbbre vagy későbbre tolódik a fenofázis, de az évek közötti eltérés megnő, vagy épp fordítva, kezdetben nagyobb az eltérés 2 év között és később csökken le az évek közötti eltérés a fenofázis eléréséhez szükséges napok számát illetően. Van úgy, hogy átlagosan nem csökken vagy nő a fejlettség eléréséhez szükséges időtartam (mint a 0, S14, K7), viszont az ábrákon látható, hogy sokkal rendszeresebben vagy rendszertelenebbül hozza fenofázisait, így próbál meg alkalmazkodni a melegebb időjáráshoz. Viszont még az is megemlíthető, hogy a sok faj között volt olyan reakció is, amit a fent említett irodalmi forrásokban is bemutatnak, azaz egyenletes csökkenést vagy épp növekedést tapasztalunk (mint a K4 és az S8 esete).

Néhány szerző megemlíti az őszi időszakban történő változásokat a fenofázisok idejét illetően (Chmielewski et al. 2005, Luo et al. 2007, Meer et al. 2002, Chmielewski et al. 2003). Ezek az adatok gyakran nem mutatnak változást (Meer et al. 2002), de néha későbbre jósólják a fázisokat (2005, Luo et al.) és a vegetációs időszak végének eltolódását jelzik. G4-es faj esetében azt tapasztaltuk, hogy azokban az években fejezi be a fejlődést és kezdi el a nyugalmi időszakát a legkésőbb, mikor a számára a legkedvezőtlenebbek voltak a körülmények. Tehát akkor, amikor nem tudott az év során megfelelően fejlődni.

Egy fajcsoporton belül a közepes hőtűrésű fajok esetében kedvező a modellben vizsgált mértékű felmelegedés. A melegkedvelők, amelyeknél inkább elvárható lett volna a kedvező reakció, a napok száma az évek során egyre szélesebb intervallumban fog mozogni, a fejlődési szint eléréséhez szükséges időtartam rendszertelenebbé, kiszámíthatatlanná válik.

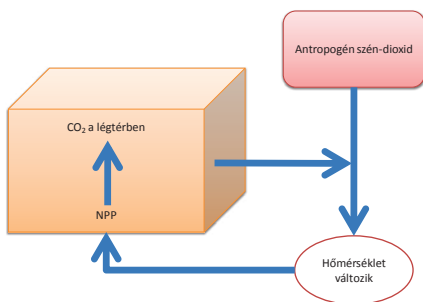
5.7. Szabályozás

Az ökoszisztémák működésük során a klíma-ökoszisztéma rendszer visszacsatolásán keresztül befolyásolhatják a környezetüket, a helyi és globális klíma viszonyokat (Drégelyi-Kiss et al., 2008; Marx, 1993; Friedlingstein et al., 2006). Az elméleti ökoszisztéma

modell szabályozó hatásának vizsgálatát végeztük el a globális szén-cikluson keresztül.

Az elméleti ökoszisztémát úgy képzeljük el, hogy az ökológiai rendszer által tárolt szén egy része, a biomassa mennyisége vagy a növényzet felépítésében vesz részt vagy a légkör szén-tartalmát befolyásolja. Feltesszük, hogy az élőlény az elpusztulása pillanatában már légköri CO_2 -dá alakul. (5.55. ábra) A növényi biomassa produkciójaként a nettó primer produkció (NPP) értékét vesszük figyelembe.

A növényi biomassa mennyiségét a mérsékelt övi édesvizek produkciójának feleltettük meg. Az édesvízi tavak, folyók és lápok mérete a Földön $10,3 \text{ millió km}^2$ (MEA, 2005), ezen ökoszisztémák átlagos nettó primer produkció értéke $0,36 \text{ kg C/m}^2/\text{év}$. Feltételezzük, hogy az édesvíz a Föld felszínén egyenlő részben oszlik meg a trópusi és a mérsékelt övben, ezért a mérsékelt övi édesvízi ökoszisztémák területének $5,15 \text{ millió km}^2$ adódik. Tehát $1,854 \text{ Pg C NPP}$ értékkel rendelkezik.



5.55. ábra: A visszacsatolás folyamatának szemléltetése

A közelmúltban végzett légköri CO_2 -koncentráció mérések és a hőmérséklet változásából azt találták (Keeling et al., 1989), hogy 6 Pg C légköri széntartalom-növekedés felel meg 1 K hőmérsékletemelkedésnek.

A kísérleteknél figyelembe veendő antropogén hatást úgy határoztuk meg, hogy a légköri növekedés $4,1 \text{ Pg C}$ -nek felel meg (Canadell et al., 2007), amely a mérsékelt övi növényzet területével (a Föld területének 3%-a) arányosan $0,123 \text{ Pg C}$ mennyiséggel egyenlő. Ezért a hőmérsékletet évente $0,123 \text{ PgC}/6=0,0205 \text{ K}$ hőmérséklettel emeli meg. A szimulációt úgy végeztem el, hogy naponta $0,0205 \text{ K}/365=6,616 \cdot 10^{-5} \text{ K}$ hőmérsékletnövekedés történik a szimuláció kezdetétől.

A budapesti 1960-1990 közötti napi adatsort tekintve alap hőmérsékletnek azt találtunk, hogy $r=1$ sebességi paraméter esetén a napi összes egyedszám átlaga $1,17 \cdot 10^6$ egyed, amely megfeleltethető $1,854 \text{ Pg C}$ nettó primer produkció értéknek. (Mivel az elméleti ökoszisztéma egyedei egy napig élnek, ezért vettünk a napi átlagos egyedszámot az ökoszisztéma produkciójának.)

Az elméleti ökoszisztéma szabályozó hatását budapesti historikus adatsorra dolgoztuk ki TEGMb modell esetén, $r=1$ beállításra (5.56. ábra). A szimulációs kísérlet során többféle hőmérsékleti adatsort használtunk, ill. számítottunk ki:

T(0): azokat a hőmérsékleti adatsorokat jelenti, amelyben nincs jelen az ökoszisztéma visszacsatoló hatása a klímára, a historikus adatsorok esetén azt a hőmérsékletet jelzi, amely az eredeti hőmérsékleti adatsorból az ökoszisztéma visszacsatoló képességét elveszítjük.

T(1): olyan hőmérsékleti adatsorra utal, amely az ökoszisztéma hőmérsékletre való szabályozását tartalmazza, vagyis a historikus adatsor.

T(2): olyan hőmérsékleti adatokat tartalmaz, amely mentes az ökoszisztéma szabályozó hatásától, de az antropogén hatásokkal terhelt.

T(3): ezen adatsor tartalmazza mind az antropogén, mind pedig az ökoszisztéma szabályozó hatását is.

Az egyensúly úgy jön létre, hogy míg egy egyed képződik, a légkörből szén távozik, hogy beépüljön a növénybe. A légkörből távozó CO₂ mennyiségének arányában a levegő hőmérséklete csökkenni fog a következő egyenlet szerint:

$$T_{(0)j} = T_{(1)j} + \frac{1,854 [PgC / \acute{e}v]}{1,17 \cdot 10^6} \cdot \frac{1}{6 [PgC / K]} \cdot N_{(0)j} = T_{(1)j} + 2,641 \cdot 10^{-7} \cdot N_{(0)j} \quad [K] \quad (9)$$

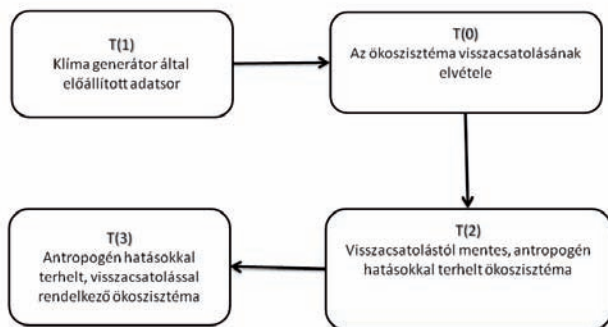
$$T_{(2)j} = T_{(0)j} + 6,616 \cdot 10^{-5} \cdot j \quad [K] \quad (10)$$

$$T_{(3)j} = T_{(2)j} - 2,641 \cdot 10^{-7} \cdot N_{(2)j} \quad [K] \quad (11)$$

ahol (0) a növények nélküli eset, (1) a historikus adatsor, (2) az antropogén hatással terhelt, növények nélküli eset, (3) antropogén hatással terhelt, növényekkel együtt eset, *j* a napok számát jelenti, *N* az egyedszám.

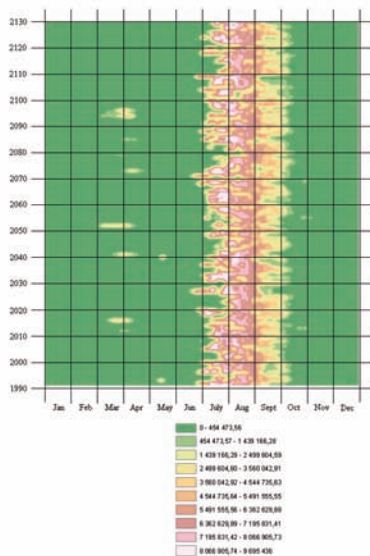
Tehát, ha nem lenne jelen egyetlen növény sem, akkor a hőmérséklet magasabb értéket mutatna.

A szimulációs kísérleteket kétféle hőmérsékleti inputtal futtatjuk. Az egyik esetben az 1960-1990 budapesti hőmérsékleti adatsor a kiindulás, a másik esetben figyelembe vesszük az antropogén hatást is, és 120 éven át végzünk szimulációt 2010-től kezdődően (DRÉGELYI-KISS et al., 2010c).

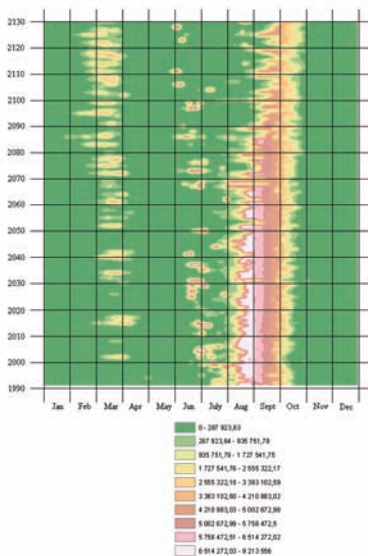


5.56. ábra: A klíma generátorral előállított hőmérsékleti adatsor szimulációs kísérletének elvi vázlata

A 140 év időszakát felölelő historikus és jövőbeli, Budapestre vonatkozó hőmérsékleti adatok ökoszisztémára való hatását vizsgáltuk. Az antropogén hatásoktól mentes $T(0)$ esetben az évi egyedszám legnagyobb összetevője az őszi és a nyári egyedekből ered. (5.57. ábra) A diverzitásmutató értékei a 140 éven át a tavaszi és a téli időszakban 1,8 körüli értéket adnak, a nyári és az őszi mutatók ennél kevesebbet, 1,4-1,5 értékeket.



5.57. ábra A produktivitás alakulása antropogén hatástól mentes esetben



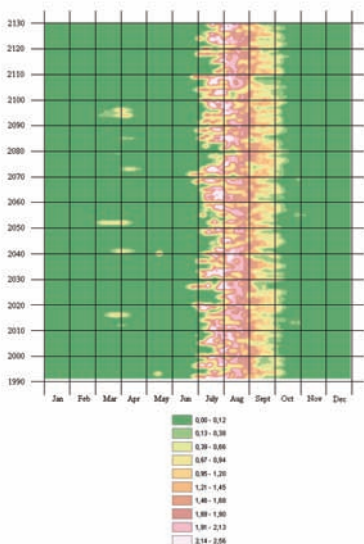
5.58. ábra A produktivitás alakulása antropogén hatással terhelt $T(2)$ hőmérsékleten

Az antropogén hatások figyelembevétele ($T(3)$) az összes egyedszám csökkenését vonják maguk után. (5.58. ábra) A diverzitásmutató a nyári faj-elűnés miatt erőteljesen növekedik a 70. év után, az össze vonatkozó mutató kevésbé meredeken nő. A többi évszakban átlagosan 2 érték körül alakul a Shannon diverzitás.

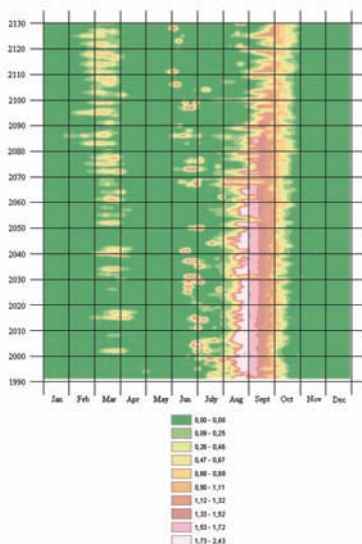
Az egyedszám jól észlelhetően csökken az évek során az antropogén hatást figyelembe vevő esetben. A kétféle ökoszisztéma napi átlaghőmérsékleteinek eltéréseit ábrázoltuk, az évek múlásával a visszacsatolás mértéke enyhén növekszik, átlagosan $0,5^{\circ}\text{C}$ hőmérséklet-emelkedést mutat a szabályozást is figyelembe vevő esetben. (5.59. ábra, 5.60. ábra)

Az évek során diverzitásban nem látható változás, a fajok átrendeződnek. Az évszakonkénti diverzitás értékeket vizsgálva azt találtuk, hogy nyári időszakban és a téli időszakban csökkenés mutatkozik az évek során.

Az 1960-1990 közötti budapesti napi középhőmérsékleti értékekre az elméleti ökoszisztéma a nyári időszakban fejthet ki hűtő hatást akár 3 K hőmérsékletig, összesen 2 K hőmérsékletig; míg a tavaszi és a téli időszak alatt kevésbé jelenik meg a biotikus visszacsatolás.



5.59. ábra: Az antropogén hatásoktól mentes elméleti ökoszisztéma visszacsatoló képessége, K-ben



5.60. ábra: Az antropogén hatásokat figyelembe vevő szimuláció során keletkező ökoszisztéma szabályozó hatása (K-ben)

Ha az antropogén hatásokat is figyelembe vesszük, akkor az látható, hogy a nyári időszakban a visszacsatolás, az ökoszisztéma „hűtő” hatása már nem teljesül, így az antropogén hatásból származó felmelegedéséhez még hozzáadódik a biotikus hatásokból eredő. Az őszi időszaknál is megfigyelhető hasonló; míg tavasszal és télen némileg csökkenhet a hőmérséklet.

Az ökoszisztémák a bioszféra szerves részét képezik, nagy szerepük van az ökológiai egyensúly kialakításában és fenntartásában. A hőmérsékleti anomáliákat tekintve nem csupán a hőmérsékleti és egyéb környezeti viszonyok hatnak az ökoszisztéma összetételére, hanem a fotoszintetikus és respirációs ciklusokon keresztül a növények is hatnak a környezetiükre, a szén-cikluson keresztül akár a hőmérsékleti viszonyokra.

Az ökoszisztémák működésük során, a klíma-ökoszisztéma visszacsatolásokon keresztül befolyásolják a környezetüket, a helyi és globális klíma viszonyokat (Lovelock 1990, Marx 1993). Nagy mennyiségű szén van jelen az élő vegetációban és a talajban szerves anyagként, amely felszabadulása esetén a légköri CO_2 vagy metánná alakulhat, ezáltal befolyásolva a globális klímát. A szárazföldi ökoszisztémák CO_2 -ot vesznek fel a fotoszintézis során, és veszítenek elsősorban a lélegzés során, de szenet bocsáthatnak ki metán, szerves illékony komponens (VOC) vagy oldott szén formájában. A szén-körforgás - klíma visszacsatolásának mennyiségi meghatározása nehéz a folyamatok bonyolultsága miatt.

Szimulációs kísérleteink során azt találtuk, hogy az antropogén hatások figyelembevételével az ökoszisztéma produktivitása mind éves, mind napi szinten jelentősen változott az antropogén hatástól mentes esethez képest. A produktivitás összefüggésben áll a légkörben levő szén-dioxid mennyiségével, a kifejlődő növényzet szén-tartékát köt meg a légkörben levő mennyiségből. Abban az esetben, amikor nincs jelen az antropogén hatás a növényzet „hűtő” hatásának 0-2,5 K hőmérsékletek felelnek meg a hónapoktól, évszakoktól függően. Ha figyelembe vesszük az ember által a légkörbe juttatott szén-dioxid mennyiségét, és ezáltal okozott globális felmelegedés mértékét, akkor azt tapasztaltuk, hogy 100 év elteltével a növények „hűtő” hatása lecsökken 0-1,3 K hőmérséklettartományig. Mindez azt jelenti, hogy az növényzet klímára való szabályozó képessége miatt további maximum 1,2 K hőmérsékletnövekedés fog bekövetkezni az antropogén felmelegedésen kívül. Ezen szimulált kísérleteken alapuló eredményeink összhangban vannak Friedlingstein és munkatársai (2006) által találtakkal, mely szerint további 0,1-1,5°C felmelegedés várható a növényzet biotikus visszacsatolási képessége miatt. A vegetációs folyamatok modellezése során elengedhetetlen a biológiai egyszerűsítés, a kevésbé fontos részek elhanyagolása. Fontos, hogy minél több visszacsatolást figyelembe vegyünk, hogy a becslések bizonytalanságát ezáltal csökkentsük.

6. A KLÍMAVÁLTOZÁS KÖZÖSSÉGÖKOLÓGIAI HATÁSAINAK TAKTIKAI MODELLEZÉSE (DPGM)

Számos megközelítés lehetséges arra, hogy az édesvizek fizikai vagy kémiai jellemzőinek, alapvető populációinak vagy bizonyos közösségi komponenseinek klímaváltozás hatására várható megváltozásait felvázoljuk modellek segítségével. A modellek egy része csak a tó vagy folyó, mint élőhely fizikai paramétereinek változásait próbálja meg leírni, így a benne élő szervezetek, közösségek változásairól jelenlegi ismereteink alapján tudunk sejtéseket megfogalmazni (pl. Hostetler & Small 1999; Blenckner et al. 2002; Gooseff et al. 2005; Andersen et al. 2006). Bizonyos modellek meghatározott vízterületek egyes rész-kérdéseinek megválaszolásával foglalkoznak (pl. Matulla et al. 2007; Hartman et al. 2006; Peeters et al. 2007), amelyek nagyon hasznosak lehetnek az adott kérdés szempontjából, de módszertani megközelítésük vizsgálata alkalmat adhat a témával kapcsolatos más kérdéskörre vagy élőhelyre való adaptálásra is. Az édesvízi rendszerek legtöbb alapvető folyamatát magába építő, összetett ökoszisztéma modellek (pl. Elliott et al. 2005; Mooij et al. 2007; Komatsu et al. 2007; Malmaeus & Håkanson 2004; Krivtsov et al. 2001) lehetnek a kulcsok a klímaváltozás hatásainak széleskörű megismeréséhez. Azonban a klímaváltozás vizsgálatának szempontjából is releváns eredményeket szolgáló, modellező kutatások módszertana mégsem tekinthető megoldottnak (Sipkay et al. 2009b). A probléma forrása a szintetizáló modellek hiányában, illetve körülményes megvalósíthatóságában keresendő. Ez utóbbiakhoz ugyanis rengeteg információ szükségeltetik, melyeknek még nem vagyunk feltétlenül a birtokában. Másrészt sokszor ugyan fel lehet állítani egy bonyolult modellt, de a paraméterekhez szükséges információt még nem tudjuk megmérni a terepen. Ezért az összetett ökoszisztéma modellek helyett sokszor taktikai modelleket készítenek, melyek a lényeg megragadására koncentrálnak és sok, esetleg fontos információt elvesztenek. Mégis eredményesek lehetnek, ha az egész rendszer általános működését akarjuk megérteni. Ez többnyire egy legfontosabbnak tartott befolyásoló tényező kiemelésével és a többi folyamat elhanyagolásával valósul meg (Hufnagel & Gaál 2005; Sipkay et al. 2008a, 2008b; Sipkay et al. 2009a; Vadadi-Fülöp et al. 2008a, 2008b). A vízi ökoszisztémákkal kapcsolatos modellező megközelítésekről részletesebben is írtunk a 4.6. fejezetben.

Jelen fejezetben bemutatott munkánkban megkíséreltük a Duna gödi térségéből származó adatsorok alapján a fitoplankton szezonális alakulását diszkrét időszemléletű, determinisztikus modellel leírni. Ehhez kiindulásul egy tisztán elméleti ökoszisztéma stratégiai modelljét, az előző fejezetben részletesen tárgyalt, ún. TEGM („Theoretical Ecosystem Growth Model”) modellt használtuk fel (Hufnagel et al. 2008, Drégelyi et al. 2008, Drégelyi & Hufnagel 2009a). Taktikai modellezésünk során a modell prognosztikai használhatóságát tekintettük elsődlegesnek a leginkább lényegesnek tartott befolyásoló tényezők kiemelésével, ahelyett, hogy megpróbáltuk volna a fitoplanktonra ható valamennyi környezeti és biotikus tényezőt egy bonyolult szintetizáló modellbe építeni (Sipkay et al. 2009b; Hufnagel & Gaál 2005). A szezonális dinamikai folyamatok modellezésében

a hőmérséklet kiemelése kézenfekvő megoldásnak tűnik. Ebben az esetben a modell arra a hipotézisre épül, hogy a hőmérséklet az egyetlen befolyásoló tényező, így a mintázatot a napi hőmérséklet értékek határozzák meg, az összes többi hatás (mint a trofikus kapcsolatok és más interpopulációs kölcsönhatások) ebbe ágyazottan, vagy rejtve jelennek meg. További feltételezésünk szerint a hőmérséklettől függő reakciógörbének optimum-görbék összegeként kell előállnia, mert a fitoplanktont alkotó fajok vagy fajcsoportok hőmérsékleti optimumgörbéi együttesen összeadódnak. A dunai fitoplanktonnal kapcsolatos kutatási eredmények alapján nem hagyhattuk figyelmen kívül a fény elérhetőségét sem, amely szintén fontos befolyásoló tényezőnek számít. Továbbá figyelembe vettük, hogy a csökkent beesési szög miatt télen a fitoplankton számára lényegesen kevesebb fény hasznosítható. Célunk volt egy olyan taktikai modell készítése, amely a napi hőmérsékleti adatsorok, mint bemenő paraméterek alapján képes választ adni egy folyami fitoplankton közösség szezonális dinamikáját érintő kérdésekre. Ilyen módon a globális felmelegedés kérdésköre szempontjából széleskörűen hasznosítható modell állítható elő. A modell felhasználásával többféle megközelítésben is vizsgáltuk, hogyan hat a felmelegedés a dunai fitoplankton biomasszájára.

6.1. A „Danubian Phytoplankton Growth Model” (DPGM) bemutatása

A gyakori mintavételezések alkalmassá teszik adataink időjárásfüggő szimulációs modellezésre való felhasználását. A dunai fitoplankton szezonális dinamikáját diszkrét időszemléletű, determinisztikus modellel kíséreltük meg leírni.

A kiindulásként felhasznált stratégiai modell, az ún. „TEGM” – Theoretical Ecosystem Growth Model (Drégelyi & Hufnagel 2009a, 2009b) egy elméleti algaközösség modellje, amelynek kifejtését az 5. fejezet tartalmazza.

Az elméleti algaközösség stratégiai modelljét valós terepi (dunai) adatokra adaptáltuk. Taktikai modellezés eredményeként így jött létre a „Danubian Phytoplankton Growth Model” (DPGM). Az illesztéshez az MS Excel Solver optimalizációs segédprogramját használtuk.

Az optimalizáció során 21 elméleti populáció lineáris kombinációjával sikerült a legjobb illesztést elérni az összes fitoplankton biomasszájának szimulációjában. A Duna vizsgált szakaszán több mint 500 planktonikus algafaj él, így az elméleti populációk a létező fajok hőmérsékleti igényeik alapján létrejövő kombinációjaként értelmezhetők. Az egyes elméleti populációk biomasszában (mg/l) kifejezett mennyisége megkapható az előző napi biomassza és egy hőmérséklettől vagy a fénytől függő érték szorzataként. Minimumfüggvénnyel határoztuk meg, hogy adott esetben a hőmérséklettől, vagy a fénytől való függés befolyásol.

$$N_{i,t} = \min(R_p; R_L)^v \cdot N_{i,t-1} + 0,005$$

ahol $N_{i,t+1}$ az i-edik elméleti populáció biomasszája a t-edik időpont után egy nappal, $N_{i,t}$ az i-edik elméleti populáció biomasszája a t-edik időpontban, „v” egy sebességi tényező

(az egyes elméleti populációk eltérő sebességgel szaporodhatnak), a 0,005 konstans az ún. „spórát” szimbolizálja (egy minimális biomassa, amely a populáció kihalásának megakadályozása végett építettünk a modellbe). R_t a hőmérsékleti függvény (hőmérséklettől függő szaporodási ráta, amely normál eloszlás sűrűségfüggvényével írható le), R_L pedig a fénytől függő szaporodási ráta. Ez utóbbi a következő összefüggéssel írható le:

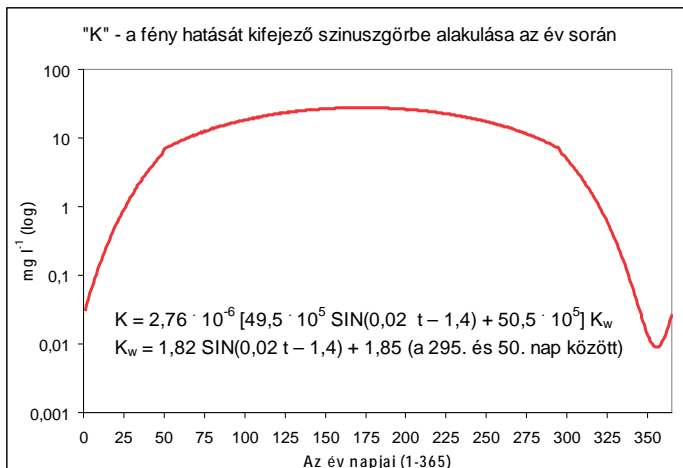
$$R_{L=a} = 1 - (\sum N_i / K)^c$$

ahol „a” jelenti a maximális szaporodási rátát, a K szimbólum pedig a környezet eltartó képességére utal, ami a fény hatását fejezi ki. A K egy szinuszgörbét rajzol ki (6.1. ábra), amelynek paramétereit irodalmi adatok alapján állítottuk be:

$$K = 2,76 \cdot 10^{-6} \cdot [49,5 \cdot 10^5 \cdot \sin(0,02 \cdot t - 1,4) + 50,5 \cdot 10^5] \cdot K_w,$$

ahol t az év napja (sorszám). Felföldy (1981) alapján figyelembe vettük a lehető legkisebb és legnagyobb fitoplankton mennyiség közötti eltérések nagyságrendjét, valamint azt, hogy a nyári és téli maximumok közötti eltérés két nagyságrendnyi lehet (Vörös & Kiss 1985). A $2,76 \cdot 10^{-6}$ konstans szorzóra azért volt szükség, hogy az egyedszámmra beállított TEGM alapmodellt átskálázzuk biomásszára. A pontos szám optimalizáció eredménye. A képletben szereplő K_w szorzó csak az év 50. napja előtt és a 295. nap után hat (azaz a téli időszakban), amikor a csökkent beesési szög miatt az algák jóval kevesebb fényt tudnak hasznosítani (Felföldy 1981). A módosító szinuszgörbe az alábbi módon fejezhető ki:

$$K_w = 1,82 \cdot \sin(0,02 \cdot t - 1,4) + 1,85$$



6.1. ábra: A fitoplankton biomasszájának fényfüggő elméleti alakulása egy év során, log skálán (az év 50. napja előtt és a 295. nap után a téli „ K_w ” is befolyásol)

Végül a fitoplankton összes mennyiségét az egyes elméleti fajok lineáris kombinációjával kapjuk meg:

$$N_{\text{sum}} = \sum (c_i \cdot N_i)$$

A képletben a c fajspecifikus konstans szorzót jelent, amely az egyes elméleti populációk fényhasznosítási képességének ill. méretének szerepét szimbolizálja.

Alapesetben a modell 1979 január 1. kezdettel, 0,01 mg/l kezdő értékkel indul. Az MS Excel „Solver” program felhasználásával végzett optimalizáció során változtatható paraméterként az egyes elméleti populációk várható értékei és szórásai, a sebességi hatvány (v), valamint a populációk lineáris kombinációi során használt fajspecifikus szorzók (c) lettek megadva (4. táblázat). A kiindulást jelentő TEGM 33 elméleti populációjából (Drégelyi-Kiss & Hufnagel 2009a) összesen 21 elméleti populáció elegendőnek bizonyult az elérhető legjobb illesztéshez. Továbbra is a leginkább generalista „0” és „1” jelű elméleti populációk bírnak a legszélesebb toleranciatarománnyal, és a generalista populációk (G1-G5) szintén nagyobb szórással jellemezhetők, a közepes („K” jelű) populációk szórásai pedig rendszerint magasabb értékek a specialista („S” jelű) populációkénál. Azonban ez utóbbiak közt előfordul olyan faj is, amelynek toleranciataromány szélessége alapján inkább a „K” jelű csoportba lenne illeszthető (S14). A lineáris kombináció során használt fajspecifikus szorzók értéke olyan módon lett beállítva, hogy a legkisebb és a legnagyobb érték közti különbség ne legyen nagyobb a valós alfafajok méretbeli eltérésének mértékétől, az egyes fajokhoz tartozó, biomassa számítása során használt, méretet reprezentáló szorzóik alapján.

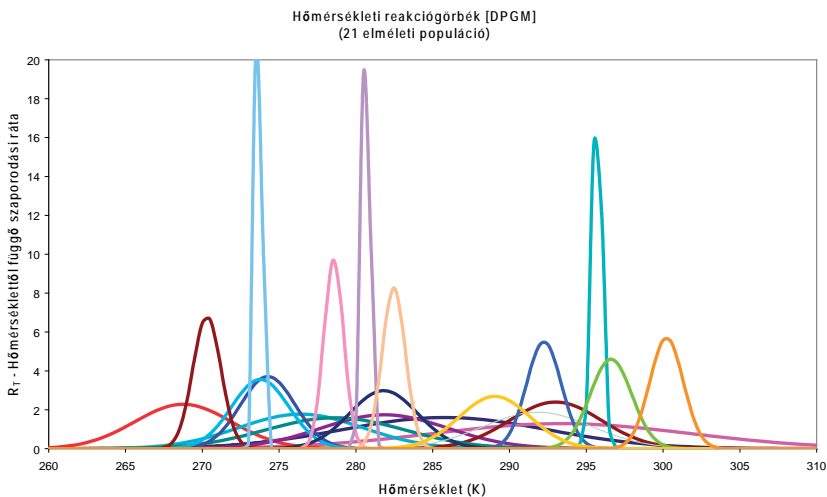
6.1. táblázat: A DPGM illesztése során optimalizált paraméterek értékei. c : fajspecifikus szorzó az elméleti populációk lineáris kombinációja során; v : sebességi hatvány; E : az egyes elméleti populációk várható értékei; S : az egyes elméleti populációk szórásai. A sorok az elméleti populációkat tartalmazzák, a kiindulási állapotnak megfelelő, TEGM modellben alkalmazott jelölést (Drégelyi-Kiss & Hufnagel 2009a) meghagyva.

	c	v	E	S
0	0.95	1.14	285.79	6.71
1	1.01	1.22	293.38	8.35
G1	0.57	1.34	268.75	3.15
G2	1.49	1.21	276.41	4.05
G3	0.68	1.16	281.86	4.12
G4	0.4	1.19	293	2.99
G5	0.25	1.12	278.65	4.52
K2	0.05	1.31	274.27	1.79
K3	4.77	1.17	273.77	1.86
K4	1.34	1.17	281.8	2.22
K7	0.12	1.22	291.83	3.54
S1	7.95	1.34	270.3	0.91
S3	1	2.4	273.67	0.22
S5	30	1.25	278.56	0.64
S7	19.12	2.23	280.65	0.28

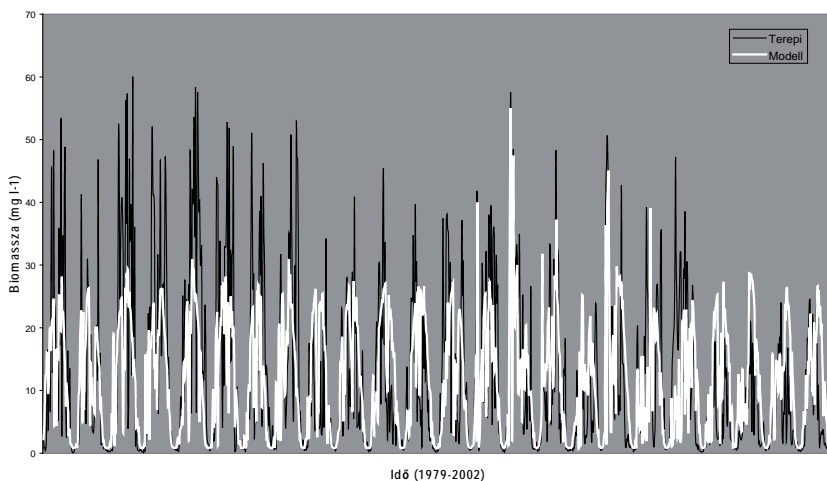
	c	v	E	S
S9	9.23	1.29	282.47	0.75
S10	2.33	1.2	292.24	1.13
S12	60	1.51	295.69	0.34
S13	10.84	0.94	296.61	1.35
S14	1.24	1.04	289.04	2.32
S16	16.38	1.21	300.23	1.09

A hőmérsékleti optimumgörbék alapján (6.2 ábra) látványosabban bemutatatható a 21 elméleti populáció közti különbség. Ezek alapján négy rendkívül széles hőmérsékleti tartományon létező, generalista populációt, valamint három nagyon szűk tartományon létező, specialista populációt lehet elkülöníteni, a köztük lévő 14 populáció pedig átmenetinek tekinthető.

A 21 elméleti populáció alapján, kizárólag a napi hőmérsékleti értékektől függően, de a megvilágítottságot korlátozó tényezőként is figyelembe véve, az éven belüli változatosságot többnyire jól követő illesztést sikerült előállítani (6.3. ábra). Azonban jól látszik, hogy a modell nem követi a 24 év során a terepi adatokban megmutatkozó, határozott csökkenő tendenciát. Az időszak első felében alulbecslés jellemző, az utolsó négy évben viszont inkább felülbecslés figyelhető meg.



6.2. ábra: A DPGM 21 elméleti populációjának hőmérsékleti optimumgörbéje Kelvin skálán



6.3. ábra: A DPGM illesztése 1979-2002. évek terepi adataira.

6.2. A DPGM módosítása két, eltérő környezeti állapotot feltételező időszak alapján: DPGM-sA és DPGM-sB

A dunai fitoplankton mintákon alapuló taktikai modell illesztése során azt is figyelembe vettük, hogy a rendelkezésre álló 24 év során a tápanyag túlkínálat mértéke trendszerűen változott (Horváth & Bartalis 1999, Varga et al. 1989). Ez a rendelkezésünkre álló nagytényei környezeti háttéradatakban a $\text{PO}_4\text{-P}$ adatsorban mutatkozik meg a legszembevetőbben. A Környezetvédelmi Felügyelőség Nemzeti Monitoring Adatbázisa alapján a $\text{PO}_4\text{-P}$ terhelés mértéke 1990-ig tekinthető igen magasnak, majd 1991-től kezdve egy jóval alacsonyabb szint jellemző (7.5.17. ábra). Mindez egybevág a vizsgált fitoplankton közösség időbeli cönológiai mintázatában megmutakozó jelenséggel, amelynek kifejtése a 7.5. fejezetben található. Amennyiben a fitoplanktont alkotó összes faj logaritmikus transzformációja után végzett NMDS eredményeit nézzük (7.5.13. ábra), megállapítható, hogy az ordinációs síkon az 1979-1990. évek egyértelműen elkülönülnek az 1991-2002. évektől.

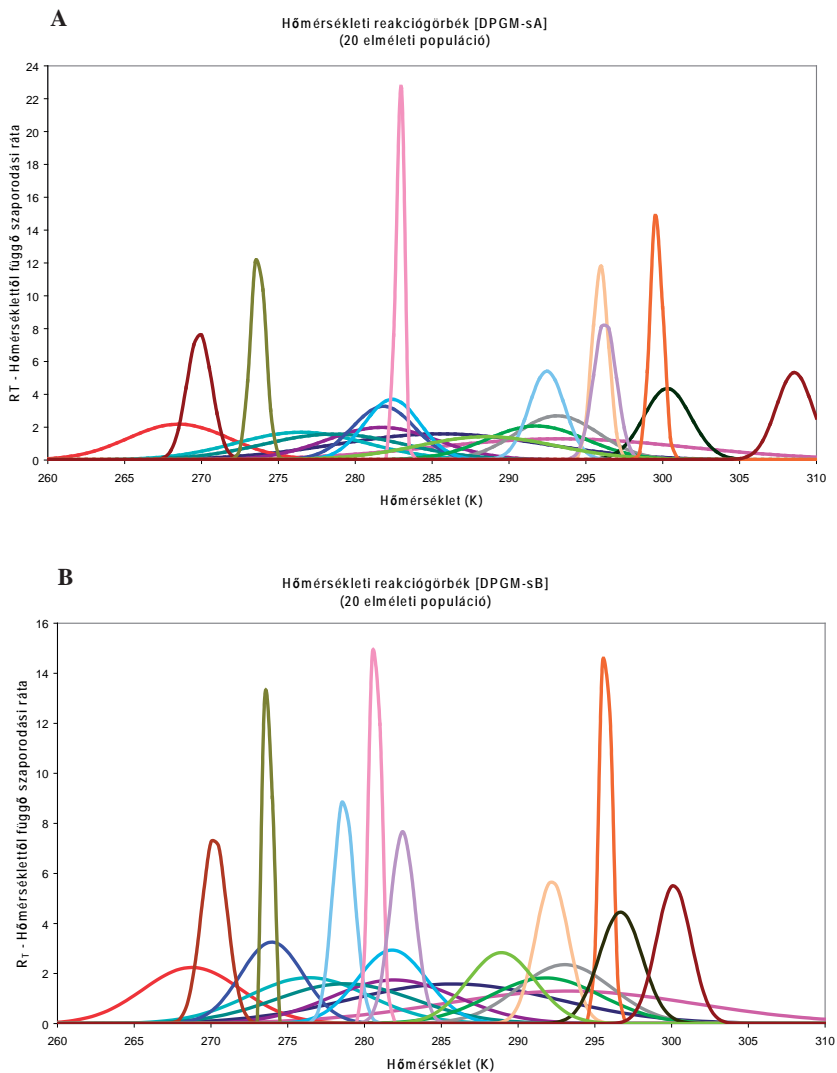
Így a jelentős tápanyag-túlkínálattal jellemezhető, 1979-1990. időszakra és a kevésbé túlterhelt, 1991-2002. időszakra újraillesztettük a modellt, két szubmodell eredményezve: „A” jelű szubmodell, DPGM-sA az első 12 évre illesztve, és „B” jelű szubmodell, DPGM-sB a második 12 évre illesztve. Mindkét szubmodell 20-20 elméleti populáció lineáris kombinációjával írható le. A két verzió között csak kis mértékű eltérések vannak a hőmérsékleti reakciógörbék paramétereiben (középérték és szórás) (6.2.2. ábra). Jelenlétebb eltérések a szűkebb hőmérsékleti toleranciatartománnyal rendelkező fajok esetén

érzékelhetők. A 24 évet leíró taktikai modell a két verzió egyesítéséből áll össze: DPGM-sAB (6.2.3. ábra).

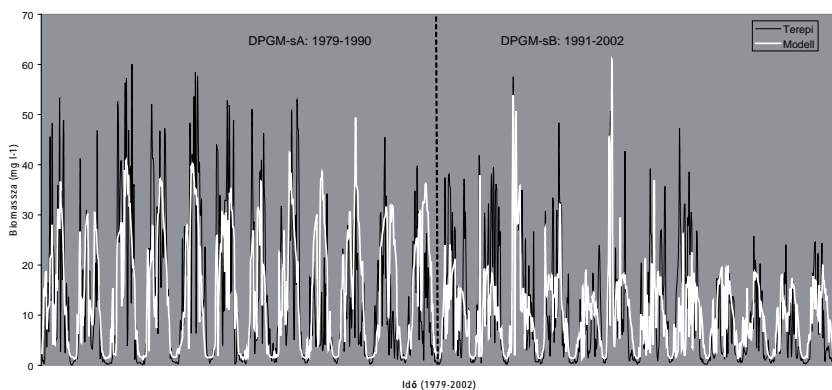
A 33 kiindulási populációból (Drégelyi-Kiss & Hufnagel 2009a) összesen 20 elméleti populáció maradt minkét szubmodell esetén (6.2.1. táblázat). Az elméleti populációkról hasonló megállapítások tehetők, mit a DPGM alapmodell esetén. Az S14 jelű faj mindkét esetben (különösen DPGM-sA esetén) szélesebb toleranciartományja miatt nem tekinthető specialistának.

6.2.1. táblázat: A DPGM-sA és DPGM-sB illesztése során optimalizált paraméterek értékei a 20-20 elméleti populáció esetében. Jelölések ld. 6.1.1. táblázat

DPGM-sA					DPGM-sB				
	c	v	E	S		c	v	E	S
0	1.04	1.16	285.56	6.74	0	0.70	1.12	285.80	6.79
1	1.35	1.19	293.35	8.32	1	0.62	1.21	293.34	8.29
G1	0.08	1.31	268.51	3.29	G1	3.02	1.37	268.76	3.20
G2	1.80	1.25	276.49	4.26	G2	0.97	1.20	276.37	3.92
G3	0.47	1.12	281.71	3.62	G3	0.89	1.15	281.94	4.12
G4	0.28	1.10	293.15	2.68	G4	0.42	1.22	293.06	3.05
G5	0.41	1.32	278.61	4.57	G5	0.32	1.13	278.73	4.52
K4	0.76	1.13	281.84	2.03	K3	4.97	1.21	273.97	2.04
K5	0.41	1.27	282.41	1.80	K4	1.81	1.16	281.80	2.26
K7	0.01	1.19	291.78	3.22	K7	0.16	1.24	291.80	3.64
K9	26.06	0.81	300.30	1.53	S1	6.93	1.26	270.22	0.83
S1	16.78	1.22	269.86	0.81	S3	76.64	0.72	273.73	0.15
S3	0.64	2.37	273.68	0.48	S5	25.68	1.20	278.64	0.69
S9	10.00	2.71	282.88	0.24	S7	24.29	2.09	280.69	0.37
S10	1.35	1.31	292.47	1.16	S9	9.46	1.23	282.48	0.81
S12	1.41	1.85	295.95	0.53	S10	2.76	1.19	292.21	1.09
S13	90.00	0.86	296.24	0.73	S12	90.00	1.43	295.70	0.37
S14	3.21	2.15	288.58	4.47	S13	10.66	0.84	296.68	1.40
S16	68.04	2.85	299.59	0.41	S14	1.72	1.07	288.92	2.20
S17	7.13	0.00	308.57	1.18	S16	18.48	1.16	300.14	1.13



6.2.2. ábra: A DPGM-sA (A) és a DPGM-sB (B) 20-20 elméleti populációjának hőmérsékleti optimumgörbéje Kelvin skálán

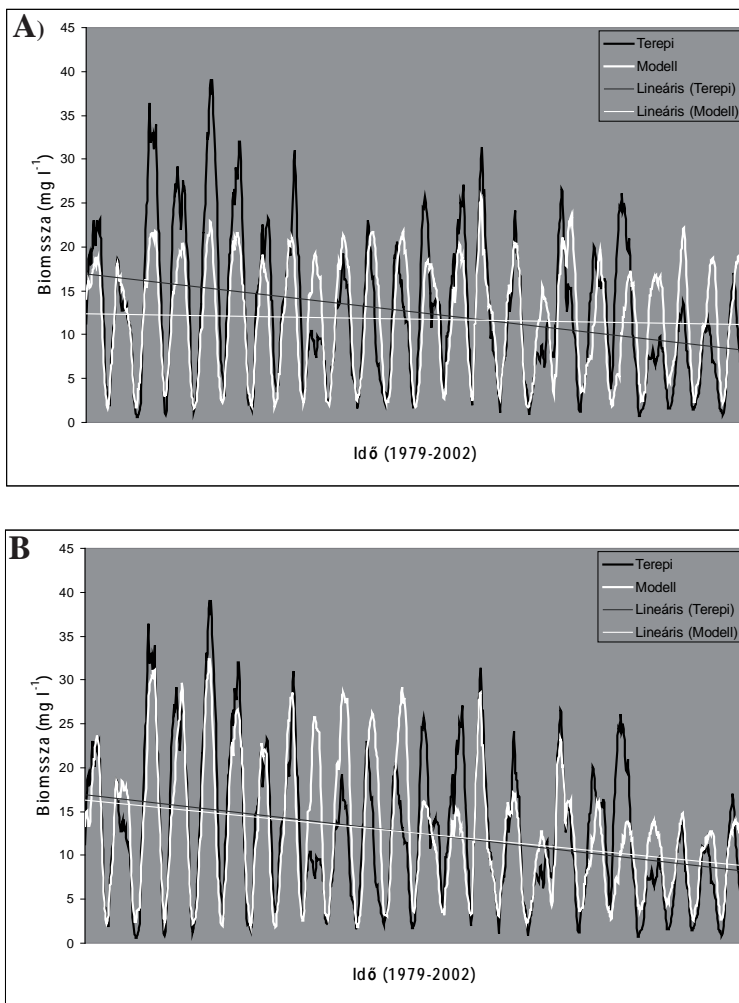


6.2.3. ábra: A DPGM-sA és DPGM-sB egyesítésével létrejött DPGB-sAB illesztése

A DPGM-sA szubmodell jelentősen javította az első nyolc évet magába foglaló, rendszeres alulbecslő szakasz illesztését, a DPGM-sB pedig az utolsó négy év felülbecslését szüntette meg. A két szubmodell együttesen életszerűbben írja le a 24 év fitoplankton biomasz-számának változásait, az időszak során észlelhető abundancia csökkenést is láthatóvá téve.

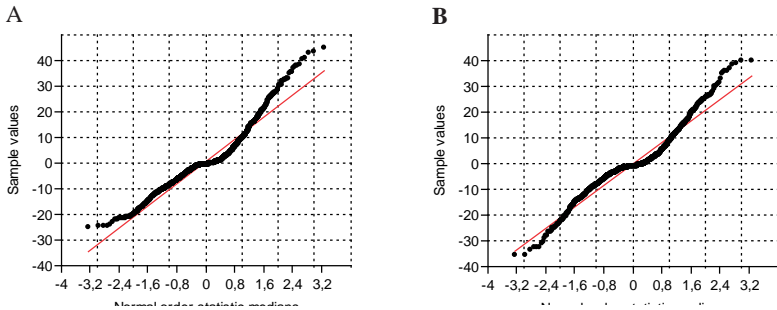
6.3. Az illeszkedés ellenőrzése

A DPGM alapmodell esetén a 24 év során a fitoplankton mennyiségében megfigyelhető trendszerű változás nem mutatkozik meg (6.3.1./A ábra), azonban a DPGM-sAB esetén ez a trend egyértelműen láthatóvá vált (6.3.1./B ábra).

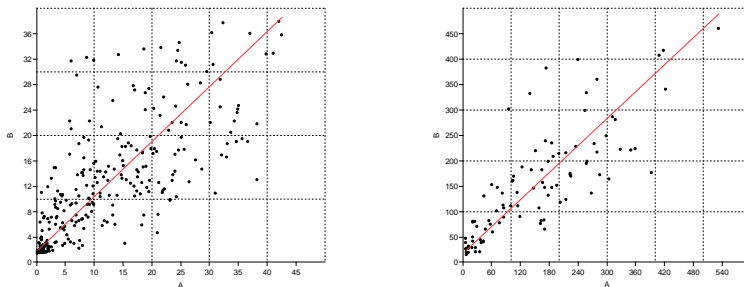


6.3.1. ábra: A DPGM (A) és a DPGM-sAB (B) illeszkedésének bemutatása 15 napos csúszóátlagok alapján, a trendvonalak felvételével.

A DPGM alapmodell sem a magas, sem a túl alacsony biomassa értékeket nem tudta megfelelően követni (6.3.2./A ábra), a feljavított DPGM-sAB verzió esetén ez a probléma sokat javult (6.3.2./B ábra).



6.3.2. ábra: Normal probability plot a DPGM alapmodell esetén (A) és a DPGM-sAB esetén (B)



6.3.3. ábra: Az a DPGM-sAB lineáris korrelációja a terepi adatokra a hónapokra átlagolt értékek alapján (A) és az évszakokra átlagolt értékek alapján (B). Tengelyek: A – terepi; B – modell által generált értékek

A DPGM esetén a terepi és a modell által generált adatok között a korreláció mértéke nem elég erős ($r=0,57$; $p<0,01$). A DPGM-sAB esetén javulás figyelhető meg a korreláció mértékében ($r=0,62$; $p<0,01$).

Mivel évszakos és havi átlagok alapján alkottunk indikátorokat az év egyes szakaszainak jellemzésére, érdemes megfigyelni, hogy az évszakos és havi átlagok alapján a modell hogyan korrelál a mért adatokkal (6.3.3./A). Ezen átlagok alapján a tendenciák jobban követhetők, mert nem érinti annyira a napi időjárási és mintavételi körülményekből fakadó zaj. A rendelkezésünkre álló 24 év terepi adataira illesztett modell végső verziójának a DPGM-sAB változatot tekintjük, amely figyelembe veszi a két, eltérő tápanyag-terheltségű időszakot.

A hónapokra átlagolt értékek alapján a korreláció mértéke $r=0,82$ ($p<0,01$). Továbbá az egyes évszakok vonatkozásában a modell még nagyobb megbízhatósággal alkalmazható (6.3.3./B ábra), ugyanis ekkor a korrelációs együttható értéke $r=0,85$ ($p<0,01$).

6.4. Indikátorok

Az éves össz-biomassza, bizonyos fenológiai jelenségek, valamint az év egyes szakaszai jellemzésére különböző mutatókat (indikátorokat) fejlesztettünk ki (6.4.1. táblázat).

6.4.1. táblázat: A felhasznált indikátorok ismertetése. Az átlagos vagy összesített fitoplankton biomassza (mg/l) értékeken alapuló indikátorok mellett időzítéssel kapcsolatos fenológiai indikátorok is vannak, amelyek egysége a mintavételi időpont sorszámában van kifejezve (egy évben átlagosan 49 mintavételi esemény történt)

Jel	Az indikátor megnevezése és ismertetése	egység
b	Összbiomassza: az év összes mintájának fitoplankton biomassza összege	mg/l
m	Maximum mértéke: az év legmagasabb biomassza értéke	mg/l
mh	Maximum helye: a legmagasabb biomassza érték napja	mintavétel sorszám
10%	10 % helye: az éves összbiomassza 10 %-ának elérése az év hányadik mintájában	mintavétel sorszám
25%	25 % helye: az éves összbiomassza 25 %-ának elérése az év hányadik mintájában	mintavétel sorszám
50%	50 % helye: az éves összbiomassza 50 %-ának elérése az év hányadik mintájában	mintavétel sorszám
b/h	Összbiomassza hónapok alapján: hónapokra átlagolt biomassza értékek összege	mg/l
hmax	Havi maximumok mértéke: legmagasabb havi biomassza átlagérték	mg/l
Mar	Március: márciusi átlagos fitoplankton biomassza	mg/l
Jul	Július: júliusi átlagos fitoplankton biomassza	mg/l
Tav	Tavas: tavaszi (március-április-május) átlagos biomassza	mg/l
Nya	Nyár: nyári (június-július-augusztus) átlagos biomassza	mg/l

Az éves össz-biomasszát legegyszerűbben úgy kaphatjuk meg, ha minden egyes gyűjtési időponthoz tartozó értéket összeadjuk (b). Mivel nem pontosan ugyanannyi mintavételi esemény történt minden évben, ezért jobban összehasonlítható mutatót kapunk, ha az egyes hónapokra átlagolunk (az egy hónapban gyűjtött össz-biomasszát elosztuk az adott hónap mintavételeinek számával), majd az év 12 hónapjának értékét összesítjük (b/h).

Az egy évben elérhető maximális biomassza mértékét legegyszerűbben az évben mért legmagasabb biomassza értékével fejezhetjük ki (m). Pusztán a legmagasabb biomassza érték megállapítása az esetenkénti kiugró csúcsok mértékét mutatná, mint extrém értéket, ezért a maximumot a havi átlagok alapján is kiszámítottam (a legmagasabb havi biomassza átlag, hmax).

Fenológiai indikátornak nevezhetők azok a mutatók, amelyek az időzítéssel kapcsolatos kérdésekben használhatók. Amennyiben arra vagyunk kíváncsiak, mikor éri el a fitoplankton a fejlődése maximumát, a legkézenfekvőbb megoldásnak a maximális érték bekövetkezésének időpontját (napját) venni (mh). Azonban a kiugró, extrém fitoplankton csúcsok egy évben többször is előfordulhatnak, az év különböző szakaszaiban, közöttük akár egészen kis mértékű lehet a nagyságrendbeli eltérés, ezek közül minden évben a leg-

magasabb értékhez tartozó időpontot kiválasztva a 24 év során nagyon tág időtartamban szóródó értékeket kapnánk. Ennek elkerülése végett az összeggörbe alapján is meghatároztam a fenológiai indikátorokat. Az éves biomassa összeg 50 %-ának elérési időpontja (50%) a fitoplankton nyári tetőzésével állítható összefüggésbe. Ez az indikátor azt fejezi ki, hogy az év hányadik napján éri el a fitoplankton az éves biomassa összegének 50 %-át? Mivel az évnak csak azon napjairól van információ, amikor mintavétel történt, így ez az indikátor az év napjainak sorszáma helyett a mintavétel sorszámával fejezhető ki. Mivel nincsen nagy eltérés az egyes évek mintaszámai között, az évek között az azonos időpontok nagyjából ugyanannak az időtartamnak feleltethetők meg. Ugyanígy alapon fejeztük ki az éves biomassa összeg elérésének 10 és 25 %-át (10%, 25%). Ezen két mutató a fitoplankton biomassa gyarapodásának év eleji beindulásával hozhatók összefüggésbe.

Az indikátorok harmadik csoportjába az év egyes szakaszait (évszakokat vagy hónapokat) jellemző mutatók sorolhatók. Az egyes időszakokat a hozzájuk tartozó átlagos fitoplankton biomasszával fejeztük ki. A nyugalmi periódusnak tekinthető téli időszakra nem hoztam létre indikátort, az őszi időszakra nézve pedig a modell nem mutatott jó korrelációt. A tavasz (Tav) és a nyár (Nya), valamint a március (Mar) és július (Jul) időszakokhoz tartozó átlagos fitoplankton biomasszákat indikátorként kezeltük.

Az ismertetett mutatók mellett számos további indikátort is fejlesztettünk, azonban a nem megfelelő korreláció miatt azok használatától eltekintettünk.

Az indikátorok eredményeit a 6.4.2. táblázatban foglaltuk össze, a 24 év alapján számított középértékek és szórásuk alapján. Ugyanitt a terepi adatok alapján és a DPGM-sAB modell alapján számított értékeket összevethetők. Az eredmények alapján azt láthatjuk, hogy az éves összeggörbe alapján számított 10 %-ot nagyjából március második felében éri el a fitoplankton populáció, a 25 %-ot április közepétől május elejéig terjedő időszakban, az 50 %-ot pedig júniusban. Az egyes indikátorok korrelációs együtthatóinak értékét és a szignifikancia teszt eredményét ugyancsak a 6.4.2. táblázat tartalmazza.

6.4.2. táblázat: Az egyes indikátorok (ismertetésüket ld 6.4.1. táblázat) megfigyelt és modell által szimulált átlagai és szórásai a 24 év mintái alapján, valamint lineáris korrelációjának eredményei a DPGM-sAB alapján (korrelációs együttható és a korreláció szignifikanciája).

Jel	egység	Megfigyelt		DPGM-sAB		Korreláció	
		átlag	szórás	átlag	szórás	r	p
Összbiomassa	mg/l	606,28	214,15	605,38	149,13	0,58	<0,05
Maximum mértéke	mg/l	42,59	12,07	34,21	11,18	0,72	<0,05
Maximum helye	minta sorszám	23	9,64	24	7,18	0,59	<0,05
10 % helye	minta sorszám	11	2,35	11	2,64	0,63	<0,05
25 % helye	minta sorszám	15	3,09	16	2,92	0,65	<0,05
50 % helye	minta sorszám	23	3,71	24	2,93	0,59	<0,05
Összbiomassa hónapok alapján	mg/l	140,45	48,36	142,27	33,35	0,58	<0,05
Havi maximumok mértéke	mg/l	28,80	9,00	27,01	8,22	0,65	<0,05
Március	mg/l	15,02	10,59	12,16	7,94	0,82	<0,05
Július	mg/l	17,84	11,51	22,04	9,78	0,65	<0,05
Tavasz	mg/l	239,54	93,76	201,132	65,76	0,7	<0,05
Nyár	mg/l	219,95	111,25	257,16	99,23	0,64	<0,05

6.5. Összefoglaló megállapítások és következtetések a DPGM alapján

A dunai fitoplankton taktikai modellje (beleértve a két, eltérő környezeti állapotot feltételező szubmodellt is) alapján az alábbi megállapításokat tehetjük:

- A TEGM (Drégelyi & Hufnagel 2009a, 2009b) adaptálásával létrejött DPGM modell segítségével, a napi hőmérsékleti értékek alapján, a megvilágítottság figyelembe vételével, összesen 21 eltérő hőmérsékleti toleranciával jellemezhető elméleti populáció lineáris kombinációjával a dunai fitoplankton szezonális dinamikája nagy vonalakban leírható.
- A hőmérséklet azonban – mint a modell bemenő paramétere – önmagában nem elegendő a dunai fitoplankton mennyiségében évek során megfigyelhető, trendszerű változásainak követéséhez. Ahhoz valamilyen más környezeti háttérváltozó ismerete szükséges.
- Az időbeli cönológiai mintázatok eredményeit is figyelembe véve feltételezhető, hogy a vizsgált időszak első (1979-1990) és második (1991-2002) fele két eltérő környezeti állapotnak tekinthető. Mindezt a $\text{PO}_4\text{-P}$ mennyiséggel jellemzett tápanyagterhelés változásaival lehetett összefüggésbe hozni. A két időszakra külön szubmodellt fejlesztve a fitoplankton szezonális dinamikája pontosabban leírható, összesen 20-20 elméleti populáció lineáris kombinációjával.
- Az eltérő környezeti körülmények között érvényes két szubmodell – DPGM-sA és DPGM-sB – az éves biomassza mennyiségére, fenológiai eseményekre (amelyek azt mutatják meg, az éven belül mikor ér el a fitoplankton egy meghatározott mennyiséget), valamint az év egyes szakaszainak jellemzésére (hónapok, évszakok) kifejlesztett indikátorok esetén a modell jól közelíti a megfigyelt terepi adatokat.

A DPGM alapmodell megmutatta, hogy pusztán a hőmérséklet napi alakulása alapján – de figyelembe véve a megvilágítást is korlátozó tényezőként – a fitoplankton biomasszában megfigyelhető éven belüli és évek közötti változások nagy vonalakban leírhatók (Sipkay et al. 2010a; 2010b; 2010c). A modell az éven belüli változásokat néhány kivételtől eltekintve jól követi. A 24 éves időszak első felének rendszeres alulbecslései és az utolsó négy év – előzőnél kisebb mértékű – felülbecslései egy vagy több, hőmérséklettől eltérő környezeti háttérváltozóban bekövetkező drasztikus változásra utalnak. Igaz, hogy a vizsgált időszakban a Duna vízének átlaghőmérséklete kis mértékű ingadozást mutatott, szembetűnő növekedés nem volt kimutatható (Tóth 2007). Továbbá a vízhozamokban is 4-6 évente jelentkező ciklusok figyelhetők meg, az ilyen ciklusokban bekövetkező nagy vízhozamok maximuma kis mértékben növekedett (Verasztó 2010). De a fitoplankton biomasszában ez idő alatt megfigyelhető, drasztikus, trendszerű változás és a kiugró értékek ezzel a jelenségekkel önmagukban nem magyarázhatók.

A fitoplankton biomassza szezonális dinamikájának modellezésekor általában figyelembe veszik a tápanyagokat, még akkor is, ha a felmelegedés hatásainak vizsgálatát helyezi középpontba (pl. Mooij et al. 2007; Malmaeus & Håkanson 2004; Hassen et al. 1998; Komatsu et al. 2006). A DPGM megalkotásakor ettől eltekintettünk, mert a Dunában – több nagy folyóhoz hasonlóan – a szervetlen tápanyagoknak nincs olyan jelentős limi-

táló szerepe, mint a tavakban, egyrészt azért, mert a rendelkezésre álló hasznosítható fény sokkal előbb limitál, másrészt pedig az algák számára tápanyag-túlkínálat jellemző (Kiss 1994, Kiss et al. 2007a). A Duna fitoplanktonjának 1970-es évek környékén megfigyelhető egyértelmű mennyiségi növekedése alapvetően a folyó fényklímájának változására vezethető vissza. Ugyanis a korábbi időszakok (1950-es, 1960-as évek) tápanyagkínálata is bőségesen elegendő lett volna a maihoz hasonló trofitási szint kialakulásához (Kiss 1994). Egyedül a folyó fényklímája, illetve az azt döntően alakító lebegtetett hordalék mennyisége változott jelentősen a hatvanas évek közepe óta, az akkortól nagy lendületet vett vízlépcső építési programok hatására. A tározókban az áramlási sebesség csökken, a lebegtetett hordalék egy része kiülepszik. Ennek következtében a hetvenes évek végére a lebegtetett hordalék mennyisége csökkent, a fényáteresztés mértéke értelemszerűen javult. Ez járult hozzá a fitoplankton mennyiségének jelentős növekedéséhez. (Kiss 1994, 2007).

A rendelkezésre álló 24 év során a tápanyagterhelés mértéke trendszerűen változott (Behrendt et al. 2005; Horváth & Bartalis 1999; Varga et al. 1989). A tápanyagok szintjében bekövetkezett változások mellett a folyó fényklímájában nem történt drasztikus változás, amely a csökkenő fitoplankton biomasszára magyarázatot adna. Így feltételezhető az is, hogy a Dunában megfigyelhető tápanyagterhelés hosszú idejű változása – annak ellenére, hogy többnyire tápanyag-túlkínálatról beszélhetünk – mégis befolyással lehet a fitoplankton biomasszára. Az nem állítható, hogy a fitoplankton biomassza hosszú-távú mintázatának és csökkenő trendjének kialakításában a legfőbb okot a tápanyagterhelés változása jelenti. E tekintetben az időbeli cönológiai mintázatelemzés és a modellezés eredményei pusztán arra mutattak rá egyértelműen, hogy egy hőmérséklettől független ismeretlen környezeti háttérváltozó (vagy háttérváltozók csoportja) fontos szerepet játszhat a mennyiségi változások alakításában. Azt viszont már állíthatjuk, hogy a $\text{PO}_4\text{-P}$ adatsorral kifejezett tápanyagterhelés változása mutatja a leghatározottabban azt a trendet, amely a fitoplankton biomassza maximumaiban és az időbeli cönológiai mintázatban is megjelenik. Feltételezhető, hogy más környezeti változók esetén is felismerhető lenne ez a trendszerűség, amely változókról azonban nem rendelkezünk megfelelő adatsorral. A vizsgált időszakban a Duna állapotban zajló változást jelzi a $\text{PO}_4\text{-P}$ adatsorban is megmutakozó trend. Az állapotváltozásban a nyolcvanas-kilencvenes évek fordulóján történhetett leghatározottabb átalakulás. Ez alapján a korábbi (1979-1990) évek állapota magasabb tápanyagterheltséggel, a későbbi (1991-2002) évek pedig alacsonyabb tápanyagterheltséggel jellemezhető. Ezen két állapothoz a DPGM két verziója („szubmodellje”) párosítható.

A DPGM két szubmodellje tehát két eltérő környezeti állapotra vonatkozik, amely állapotok leginkább a tápanyagterheléssel hozhatók összefüggésbe. Nem zárható ki az sem, hogy az év nagy részében jellemzően túlkínálatban lévő tápanyagok szintje (alapvetően a foszforterhelés mértéke) mégis elsődleges szerepet játszhat a fitoplankton biomassza trendjének alakításában. Több szerző is azon a véleményen van, hogy a Dunában a foszfor gyakran korlátozhatja a fitoplankton biomasszáját, amiben szerepet játszhat annak az 59 tározónak az ülepítő (a fényviszonyokat javító) és tartózkodási időt növelő hatása, amely a felső 1000 km-es szakaszon épült (Kiss 1994, ICDRP 2005, Dokulil 2006). Alacsonyabb tápanyagterhelés esetén, rövidebb időszakokban nagyobb eséllyel fordulhatnak elő olyan állapotok, amikor a tápanyagok már nem állnak korlátlan mennyiségben a fitoplankton

rendelkezésre. Ilyen módon a későbbi (1991-2002) időszakban a tápanyagok időszakos limitációja is elképzelhető, ezáltal a tápanyagok akár közvetlen befolyásoló tényezőt is jelenthetnek számukra (időszakosan megszűnhetnek „túlkínálatban” lenni).

A tápanyagterhelés feltételezhető hatása mellett a legvalószínűbb magyarázat a Duna vízhozamában bekövetkező változásokra vezeti vissza a megfigyelt trendet, mert a vízhozam-változások szerepet játszhatnak fitoplankton biomassza alakulásában (Kiss et al. 2007a). Kiss (1997) az éves átlagos algaszám és az átlagos vízhozam alakulása között, az 1979-1996 időszakban negatív összefüggést sejtett. A szerző vizsgált időszakban, az éves átlagos algaszám mennyiségeire illesztett görbével éppen ellentétes irányú görbét illesztett az éves átlagos vízhozam értékekre. Az éves átlagos algaszám adatokra illesztett görbe szabályos periodicitásra utal, egy-egy 1983-as és 1992-es maximummal és három minimummal (1980, 1988, 1995). A vízhozam-változásokban szintén felismerhető egy hasonló, de ezzel ellentétes lefutású periodicitás. Amikor tartósan kis vízhozamú a folyó, akkor alakulhat ki olyan kedvező helyzet (kis áramlási sebesség, kedvező fényklíma), hogy a fitoplankton elérje éves maximális egyedszámát. Ezért érthető, hogy kis átlagos éves vízhozamú években magas átlagos algaszám tapasztalható. Ez a jelenség jó magyarázatot adhat a több éves periódusokban megjelenő magasabb, vagy alacsonyabb éves átlagos fitoplankton mennyiségekre.

Az MTA ÖBKI MDÁ adatbázisának vízhozam adatai alapján az általunk is vizsgált, 1979-2002 időszakban vízhozamok változásaiban a 4-6 évente jelentkező nagy vízhozamok maximuma kis mértékben növekedett, amely alapján a 24 év során, 4-6 évente tapasztalható alacsonyabb fitoplankton abundancia lenne várható. Azonban az a határozott trend, amely az időszak első felében igen magas, hőmérséklettől függő modellel nem követhető fitoplankton mennyiségeket eredményez, míg az időszak utolsó éveire határozottan alacsonyabb értékeket produkál, önmagában (teljes egészében) nem magyarázható a vízhozam-változások periódusaiban megfigyelhető változásokkal.

Az egyes, kiugróan magas fitoplankton biomassza értékek esetén nem hagyhatjuk figyelmen kívül a hosszan tartó kisvízes időszakok hatásait sem. Tartósan kisvízes időszakban a környezeti feltételek kedveznek a fitoplankton tömegprodukciónak kialakulásának (lasabb áramlás, kedvezőbb fényviszonyok), ilyen esetben bekövetkező lokális emelkedés a tápanyagterhelés mértékében drasztikusabb hatással lehet a fitoplankton mennyiségre, mint ugyanaz az esemény nagyvíz idején. Mindez azt mutatja, hogy a fitoplankton biomassza maximumainak alakításában egymással összefüggő háttér folyamatok is szerepet játszhatnak.

Elméletileg a trendet okozhatja az algák szaporodását gátló anyag fokozatos erősödése is, vagy bármilyen antropogén szennyezés, amely számos folyón jelentős változásokat produkál alga közösségekben (Barinova et al. 2008), de a megfigyelt fitoplankton biomassza trendjével jól egybevágó adatsort erről nem találtunk a Duna vízkémiaiájának hosszú idejű adatai alapján (Tóth 2007).

Azonban a rendelkezésünkre álló hosszú idejű vízkémiai adatsorok alapján leginkább a $\text{PO}_4\text{-P}$ koncentrációval kifejezett tápanyag-túlkínálatban látható drasztikus változások adnak elfogadható magyarázatot a kérdéses jelenségre. Mindezt a fitoplankton adatbázis alapján készült időbeli cönológiai mintázatok eredményei is jól alátámasztják (7.5. fejezet,

7.5.13.-7.5.16. ábrák), ahol a tápanyagterhelés mértékében bekövetkező váltás jól egyezik az ordinációs síkon megfigyelt nagy csoportok elkülönülésével. Feltételezve, hogy a vizsgált dunaszakasz jelentős tápanyag-túlkínálattal jellemzett állapota más környezetet jelent a fitoplankton számára, mint a kevésbé drasztikus tápanyagterheléssel jellemzett állapot, pusztán a hőmérsékleti változások alapján is sikerült jobban illeszkedő modellt létrehozni anélkül, hogy új – tápanyagtól függő – paramétert illesztettem volna a modellbe. Az eredmények alapján a fitoplankton számára a $\text{PO}_4\text{-P}$ koncentráció eltéréseivel jellemzett eltérő környezeti állapotok valóban más környezetet jelentenek, amelyek során a fitoplankton közösség más-más módon reagál a felmelegedésre.

A vizsgált időszak 1990. évben való látványos kettéválása egybevág Magyarország fontos történelmi eseményének, a rendszerváltásnak gazdasági és környezeti következményeivel. Ugyanis a szocialista nagyipar hatására a Dunába kerülő lokális szennyezések mértéke az ipar gyors leépülésével jelentősen csökkenhetett. Becslések szerint a Duna vízgyűjtőjén 40-50%-kal csökkent a tápanyag kibocsátás a rendszerváltást követő általános gazdasági visszaesés és a csatornázás-szennyvíztisztítás rohamos fejlődése miatt (Schreiber et al. 2005, ICPDR 2005, Csathó et al. 2007). Nem véletlen, hogy a rendszerváltást megelőző időszakban sokkal magasabb fitoplankton maximumok voltak jellemzők, amelyeket a modell nem tudott követni. A következő (rendszerváltás utáni) időszak legmagasabb fitoplankton biomassa értékeit – pusztán a hőmérséklet alapján – a DPGM le tudta írni.

A DPGM-sAB modell három eltérő típusú indikátorcsoport esetén mutat jó korrelációt. Az első típusba azon „mennyiségi” indikátorok sorolhatók, amelyek az évenkénti összes biomassa mennyiségét fejezik ki, vagy az egy évben vett összes minta átlagával, vagy a hónapokra átlagolt értékek összegével. Ide sorolhatók még a maximum mértékére vonatkozó indikátorok is (maximális biomassa érték az évben, vagy a legmagasabb havi átlagos biomassa érték).

A második csoportot a fenológiai indikátorok jelentik. Ilyen a tavaszi fitoplankton gyarodás kezdetével magyarázható indikátor, amely az összeggörbe esetén mutatja meg a 10 % elérésének időszakát. Szintén a fitoplankton tavaszi fellendülésével magyarázható a 25 % elérésének időszaka is, amely esetben szintén jó korreláció tapasztalható. Az 50 % elérésének időszaka pedig az egy éven belül jellemzően kettő, vagy több csúcsot produkáló fitoplankton fejlődésének kiteljesedését is jobban jelzi, mint ha pusztán az éven belüli maximális biomassa érték bekövetkezésének időpontját vennénk.

Az indikátorok harmadik csoportjának tekinthetők az egyes évszakok, ill. egyes hónapok mutatói. Az ismertetett indikátorok jól alkalmazhatók a modell klímaváltozási szenáriók adataira futtatásakor is.

A DPGM-sAB a hőmérséklet napi alakulása alapján, elhanyagolható hibák mellett képes a fitoplankton szezonális dinamikáját leírni, két eltérő tápanyag-terheltséggel jellemezhető alapállapotot megkülönböztetve. Ezáltal a modell alkalmas lehet arra, hogy klímaváltozási szenáriók hőmérsékleti adatainak felhasználásával predikciókat tegyünk a dunai fitoplankton közösség jövőbeli alakulásának várható irányairól. A bemenő paraméterekhez a léghőmérsékleten kívül nem szükségesek egyéb környezeti napi adatok. A modellező kutatásokban legalapvetőbb problémát az adathiány, ill. az adatok elérhetősége

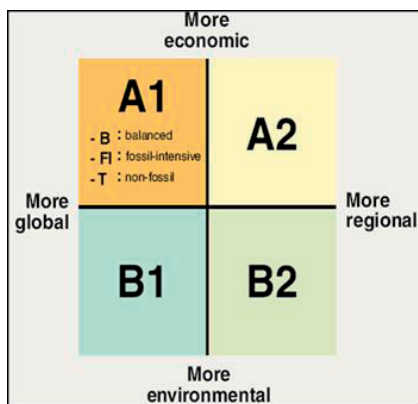
okozza (Porter et al. 2005), amely megállapítás a klímaváltozás szempontjából is releváns eredményeket produkáló modellek eseteiben különösen igaznak bizonyul (Sipkay et al. 2009b). Egyrészt a meglévő adatok hozzáférhetősége sok esetben problémákba ütközik, másrészt a különféle vizek hosszú idejű adatai sokszor nem ugyanolyan metodológia alapján születtek. Ráadásul az összetett modellek sok olyan adatot is igényelnek, amelyek számos vízterület esetén hiányoznak. Az esetek nagy részében ez az oka annak, hogy az általános jelenségeket leíró modellrendszerek mégsem alkalmazhatók számos fontos vízi élőhelyen. Így a napi hőmérsékleti adatokon alapuló, egy dunai algaközösség szezonális dinamikáját leíró taktikai modell felhasználása a globális felmelegedés vizsgálatában viszonylag egyszerűen és eredményesen véghez vihető.

6.6. Felmelegedési esettanulmányok

6.6.1. A felmelegedés vizsgálatának lehetséges módszerei

Klímváltozási scenáriók

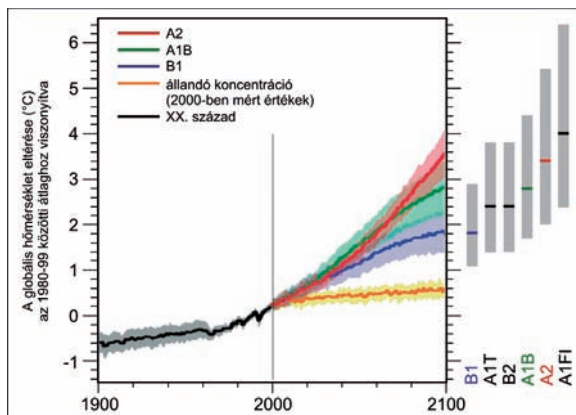
A Föld globális éghajlatát számszerűen leíró modelljei az ún. Globális Cirkulációs Modellek (GCM). Ezek olyan, egymástól különböző kibocsátási forgatókönyveken alapulnak, melyek tartalmazzák a lehetséges jövőbeli gazdasági fejlődés és szennyezőanyag-kibocsátás eltérő változatait. Az IPCC által lefektetett alapelvek alapján a forgatókönyvek négy csoportba oszthatók (A1, A2, B1 és B2), melyek alternatív fejlődési útvonalakat feltételeznek a jövőre nézve (6.6.1. ábra).



6.6.1. ábra. Szenárió családok (IPCC 2007b)

Ezek az útvonalak az eltérő demográfiai, gazdasági és technológiai „hajtóerők” erősségében, valamint az üvegházhatású gázok kibocsátásának mértékében különböznek. Ez a hatás legfőképp a klímaszenáriók által mutatott várható globális hőmérsékletváltozásban figyelhető meg (6.6.2. ábra). Látszik, hogy az évszázad végére ezek között nagy különb-

ségek figyelhetők meg, de az idő előrehaladtával ezek bizonytalansága is nő. Az évszázad végére 1,4 és 5,8 °C hőmérsékletemelkedésre számíthatunk. A változás a Kárpát-medencében ettől jelentősebb lehet (Bartholy et al. 2007).



6.6.2. ábra: A hőmérséklet lehetséges változása a különböző scenárióknál (IPCC, 2007b)

Leggyakrabban az A2 és B2 scenáriókat használják a modellezésekhez. Az A2 scenárió egy nagyon heterogén világot ír le, amit gyors népességnövekedés, lassú gazdasági és technológiai fejlődés jellemez. A B2 scenárió szerint a világban közepes népesség- és gazdasági növekedés várható, ahol nagy hangsúlyt kap a gazdasági, a szociális és a környezeti fenntarthatóság lokális megoldási lehetőségeinek megvalósulása (IPCC, 2007b). A GCM-ek kisebb térségekre történő leskalázásával kapják az ún. regionális klímamodelleket (RCM). Ezek segítségével lehetőségünk van arra, hogy egyfajta képet kapjunk arról, hogy egy adott térség klímája milyen változáson mehet keresztül a jövőben.

Az IPCC által ajánlott A2 és B2 scenáriókon alapuló, 2070-2100. időszakra vonatkozó, PRUDENCE EU projekt (Christensen 2005) adatbázisából származó három napi hőmérsékleti adatsorai kerültek felhasználásra. Ezeket egyrészt a Hadley Centre (HC) által futatott HadCM3 klímaváltozási modell A2 és B2 scenárióit jelentik. Másrészt az A2 scenárióra a Max Planck Institute (MPI) futtatási eredményei jelentik a harmadik adatsort. Minden scenárió 31 futási évet tartalmaz. Az egyes intézetek scenárióit saját bázisidőszakukkal lehetséges összevetni. A bázisidőszakot az 1960-1990 évek hőmérsékleti állapotára vonatkozó, ún. „kontroll” futtatások jelentik. A két intézet (Max Planck Institute és Hadley Centre) scenárióit elkülönítve kezeltük, és saját kontrolljaikkal összehasonlítva vizsgáltuk.

Annak érdekében, hogy az egyes scenáriókat egymással és a valós (1979-2002 közötti) hőmérsékleti adatokkal is össze tudjuk hasonlítani egy vizsgálat keretében, mindkét intézet saját kontrolljának és scenárióinak hőmérsékleti különbségét vettük alapul. A rendelkezésre álló, 24 év hosszúságú valós adatokkal való összehasonlítás végett 24 elemű mintákat vettünk az egyes intézetek scenárióinak és kontrolljainak 31 ismétlést

jelentő éveiből. Megvizsgáltam, hogy az adott intézet kontrolljához képest mennyivel magasabb hőmérsékleteket jelez a szcenáriója (a szcenárió és a kontroll hőmérsékleti értékeinek különbségét képeztem). Majd a 24 éves, valós hőmérsékleti adatokhoz hozzáadtam a Max Planck Institute A2 szcenáriójának (saját kontrolljához képest vett) növekményét, valamint a Hadley Centre A2 és B2 szcenáriójának növekményeit. Az így előállt adatsorok annyival változtatják meg (többnyire növelik) a valós OMSZ hőmérsékleti adatokat, amekkora változást (növekedést) jósolnak a saját kontrolljaikhoz képest. Ezeket az adatsorokat (ill. az ezekre futtatott modellek eredményeit) egy harmadik kísérletben a valós adatokkal és egymással is összevetettük.

Lineáris hőmérsékletemelés

A szcenáriók mellett a lineáris hőmérsékletnövelés hatását is megvizsgáltuk. Ehhez a 24 éves valós hőmérsékleti adatsor minden egyes értékét első esetben 0,5, majd 1, 1,5 és 2 fokkal megnöveltük, és az így előállt hőmérsékleti adatsorokra is lefuttattuk a modellt.

Földrajzi analógiák

Földrajzi analóg területeknek azokat a területeket nevezzük, amelyek jelenleg olyan klimatikus adottságokkal rendelkeznek, amilyen az adott területen a jövőben várható, azaz amilyet a klímaszcenárió jósol. Horváth et al. (2007) meghatározták a földrajzi analógnak tekinthető területeket, amelyek mostani klímája (1961-1990) leginkább hasonlít a klímaváltozási szcenáriók szerint Magyarország egyes városainak (Debrecen, Budapest) a következő néhány évtizedre, az évszázad közepére és végére várható klímájához. Eredmények alapján az analóg régiók 2011-2040 időszakban a Vajdaságban, Dél-Romániában és Észak-Bulgáriában, az évszázad közepére (2041-2070) Közép-Bulgáriában és Észak-Görögországban találhatók. Az évszázad végére (2071-2100) olyan mértékű változást mutatnak a klímaszcenáriók, hogy Európában nem található analóg terület, csak Észak-Afrikában. Az földrajzi analógokat a CLIMEX módszer (Sutherst 1998) segítségével határozták meg a Debrecenre vonatkozó szcenáriókra (Horváth et al. 2007, Horváth 2008).

Budapesten kívül összesen 6 város hőmérsékleti adatsorát használtuk fel, amelyek a földrajzi analógnak megfelelő régióba esnek. Két dél-romániai város – Bukarest és Calarasi – esetén 1961. és 1990. közötti hőmérsékleti adatsorok állnak rendelkezésre. Ezen területek klímája tehát a következő néhány évtized (2011-2040) várható klímájára hasonlít. A további 4 város már távolabbi terület (Észak-Afrika), amelyek klímája hazánknak az évszázad végére (2071-2100) várható klimatikus állapotokhoz hasonlítható: Algír, Algéria fővárosa a Földközi-tenger partján fekszik, Kairó, Egyiptom fővárosa, a Nílus mentén található, Rabat, Marokkó fővárosa az Atlanti-óceán partján, Bou Regreg folyó bal partján fekszik, és végül Tunisz, Tunézia fővárosa pedig a Tuniszi-öböl partján található. Ezen négy város esetén 1995. és 2007. közötti hőmérsékleti adatsorokkal rendelkezünk. Az összehasonlíthatóság végett választottuk 1995. és 2007. közötti budapesti adatsort, valamint ugyanilyen hosszúságú (13 éves) adatsort az 1961-től 1973-ig. A romániai városok 40 éves adatsorából is az első 13 évet használtunk fel (1961-1973).

Ilyen módon 8 különböző, valós hőmérsékleti adatsort használtunk, amelyre a modellt lefuttattam: Budapest esetén 1961-1973 közötti és 1995-2007 közötti, Bukarest és Cala-

rasi esetén 1961-1973 közötti, Algir, Kairo, Rabat és Tunisz esetében pedig 1995-2007 közötti hőmérsékleti adatsorok.

6.6.2. Klímaváltozási scenáriók összehasonlító elemzése

A Max Planck Institute hőmérsékleti adatsoraira futtatott modell eredményei

A modellt lefuttattuk a Max Planck Institute 1960-1990 évek időszakának hőmérsékleti állapotát leíró kontroll adatsorára, valamint a Budapestre leskálázott, A2 típusú scenáriójának 2070-2100 körüli hőmérsékleti állapotot jellemző adatsoraira. Az Intézet kontroll időszakára és A2 scenáriójának hőmérsékleti adatsoraira történő futtatások között az egy utas ANOVA alapján szignifikáns eltérések vannak a biomassa mennyiségére utaló indikátorok esetén (b/h esetén $p < 0,001$; b, m, hmax esetén $p < 0,05$). A fenológiai indikátorok közül a maximum helyét jelző esetet leszámítva (m, $p > 0,05$) erős szignifikáns eltérést tapasztalunk (10%, 25 % és 50 % esetén $p < 0,001$). Az év egyes szakaszait jelző indikátorok között nincs szignifikáns eltérés, csak a nyári hónap esetén (Nya, $p < 0,05$).

A Levene teszt alapján csak egyes indikátorok esetén tapasztalható homogenitás (25%, 50%, Mar, Jul, Tav; $p > 0,05$). A Welch-féle F teszt eredményei szerint a szórások számos indikátor esetén (b, m, 10%, 25%, 50%, hmax) szignifikánsan különböznek, kivéve az mh, Mar, Jul, Tav, Nya indikátorokat ($p > 0,05$) és a b/h indikátort ($p > 0,001$).

6.6.1. táblázat: a Tukey-teszt összesített eredményei a Max Planck Institute hőmérsékleti adatsoraira futtatott modell esetén. A sorok a páronkénti összehasonlításokat mutatják. Az „sA” a DPGM-sA, az „sB” a DPGM-sB szubmodell jelenti, mellette zárójelben a hőmérsékleti adatsorra utaló kód: K, mint kontroll, A2 a scenárió

	b	m	mh	10%	25%	50%	b/h	hmax	Mar	Jul	Nya	Tav
sA(K) - sA(A2)	1		1			1	1					
sA(K) - sB(K)				***	***	***		*	1		1	*
sA(K) - sB(A2)	*	*		***	***	***		*			1	**
sA(A2) - sB(K)				***	***	***						
sA(A2) - sB(A2)				***	***	***			1			
sB(K) - sB(A2)	1	1	1			1	1	1		1	1	1

Szignifikáns eltérések csillaggal jelölve, a nagyfokú egyezések 1-gyel.

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; 1 $p > 0,99$

6.6.2. táblázat: A DPGM 2 szubmodelljét a Max Planck Institute hőmérsékleti adatsorokra futtatva, az indikátorok (ld 2. táblázat) átlagai (a) és szórásai (b). Az oszlopok fejlécében a hőmérsékleti adatsorra utaló kódok (Kontroll, A2 scenárió) láthatók

a)	DPGM-sA		DPGM-sB	
	K	A2	K	A2
b	1845272	1684906	466128	400675
m	983044	835105	48826	64306
mh	210	211	171	171
10%	132	138	59	66
25%	166	170	94	104
50%	203	205	167	165
b/h	60078	55446	15597	13450
hmax	42316	35469	4858	5909
Mar	1477	850	1419	946
Jul	26274	6677	2199	194
Tav	1340	2405	1162	1175
Nya	16092	8716	1386	932

b)	DPGM-sA		DPGM-sB	
	K	A2	K	A2
b	3294592	2750103	542790	569393
m	1915145	1591889	114733	143186
mh	55	43	106	101
10%	66	56	33	33
25%	48	46	41	48
50%	25	44	53	58
b/h	107031	90098	18006	19105
hmax	87858	60687	7730	12852
Mar	2969	1410	2206	1503
Jul	80419	26060	7499	404
Tav	1719	6447	1355	1381
Nya	32132	18443	2912	3433

A Tukey-teszt eredményei alapján (6.6.1. táblázat) a biomassza mennyiséget jelző indikátorok nem, vagy alig találnak szignifikáns eltérést az adatsorok között, azonban az egyes modelltípusok önmagukkal egyeznek ($p=1$), tehát a hőmérsékleti változás hatása nem mutatható ki. A maximumot jelző indikátorok is hasonlóan viselkednek, itt azonban csak a B szubmodell esetén tapasztalható erős egyezés.

A fenológiai indikátorok esetén elmondható, hogy amennyiben szignifikáns eltérések tapasztalhatók, azok a szubmodellek között vannak (10%, 25%, 50%), az egyes szubmodelleken belül akár egyezések is tapasztalhatók (m, 50%).

Az év egyes szakaszait jellemző indikátorok esetében alig találunk szignifikáns eltéréseket (csak Nya esetén), az egyezések jóval gyakoribbak.

A statisztikai analízis alapján tehát kevés esetben várható szignifikáns változás a hőmérséklet változásának hatására. A lehetséges irányokról a középértékek és szórások (6.6.2. táblázat) sejtéseket fogalmazhatunk meg. A biomassa éves mennyiségét vagy maximumát jelző indikátorok szerint a DPGM-sA egyértelműen nagyobb biomasszát ér el, de a jövőben jelentős változás nem sejthető. Azonban a szórások igen jelentősek. A fenológiai indikátorok alapján a DPGM-sA szubmodell későbbi értékeket produkál, a jövőben pedig kis mértékű, további eltolódás valószínűsíthető. Az év egyes szakaszait jelző indikátorok esetén a szórások rendkívül nagy mértéke szembeötlő.

A Hadley Centre hőmérsékleti adatsoraira futtatott modell eredményei

A Hadley Centre kontroll időszakára, valamint A2 és B2 típusú Szenárióinak hőmérsékleti adatsoraira történő futtatások között az egy utas ANOVA alapján erős szignifikáns eltérések vannak a fenológiai indikátorok többsége esetén (10%, 25%, 50%, $p < 0,001$). Szignifikáns eltérések tapasztalhatók a biomassa mennyiségét jelző indikátorok körében (b, m, b/h, hmax; $p < 0,05$). Azonban nem mutatható ki eltérés az összes többi indikátor esetén. A Levene teszt alapján a varianciák homogenitása csak az 50% és az év egyes szakaszait jellemző indikátorok esetén teljesül. A Welch-féle F teszt alapján a legtöbb esetben a szórások szignifikánsan eltérőnek bizonyulnak. Ez alól kivételt képeznek az év egyes szakaszait jellemző indikátorok és az mh indikátor.

6.6.3. táblázat: a Tukey-teszt összesített eredményei a Hadley Centre hőmérsékleti adatsoraira futtatott modell esetén. A sorok az páronkénti összehasonlításokat mutatják. Az „sA” a DPGM-sA, az „sB” a DPGM-sB szubmodellét jelenti, mellette zárójelben a hőmérsékleti adatsorra utaló kód: K, mint kontroll, A2 és B2 Szenárió

	b	m	mh	10%	25%	50%	b/h	hmax	Mar	Jul	Tav	Nya
sA(K) - sA(A2)			1									1
sA(K) - sA(B2)				1				1				
sA(K) - sB(K)		1		***	**						1	
sA(K) - sB(A2)			1	***	***	*			1		1	
sA(K) - sB(B2)			1	***	*						1	
sA(A2) - sA(B2)				1					1			
sA(A2) - sB(K)		*		***	***					1		
sA(A2) - sB(A2)	*	**	1	***	***	*	*	*			1	
sA(A2) - sB(B2)	*	**	1	***	***		*	*	1		1	
sA(B2) - sB(K)				***	***	**						1
sA(B2) - sB(A2)				***	***	***				1		
sA(B2) - sB(B2)				***	***	**			1	1		
sB(K) - sB(A2)		1		1	1			1				
sB(K) - sB(B2)		1		1	1	1						
sB(A2) - sB(B2)	1	1	1	1			1	1		1	1	1

Szignifikáns eltérések csillaggal jelölve, a nagyfokú egyezések 1-gyel.

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; 1 $p > 0,99$

A Tukey teszt eredményei szerint (6.6.3. táblázat) a biomassa mennyiségében nincsenek, vagy alig lehetők szignifikáns eltérések. Az mh esetében is hasonló a kép, de még több a nagyfokú egyezés. A többi fenológiai indikátornál jellemző, hogy a modelltípusok között találunk erős szignifikáns eltérést, azonban a szubmodelleken belül sok egyezés tapasztalható, különösen a DPGM-sB esetén. Az év egyes szakaszait jellemző indikátorok esetén egyáltalán nem találunk szignifikáns eltéréseket, viszont sok az egyezés.

Az átlagok és szórások figyelembevételével (6.6.4. táblázat) a biomassa mennyiségében való eltérések szerint a DPGM-sA modell biomasszája inkább növekszik (különösen A2 esetén), DPGM-sB inkább csökken a jövőben. A fenológiai indikátoroknál a fellelgedéssel vagy kis mértékű későbbre tolódás várható, vagy a tendencia nem deríthető ki. Az eddig ismertetett indikátoroknál is nagyon nagy szórások tapasztalhatók, de az év egyes szakaszait jellemző indikátoroknál ez meghatározottabban feltűnik.

6.6.4. táblázat: A DPGM 2 szubmodelljét a Hadley Centre hőmérsékleti adatsorokra futtatva, az indikátorok (ld 2. táblázat) átlagai (a) és szórásai (b). Az oszlopok fejlécében a hőmérsékleti adatsorra utaló kódok (Kontroll, A2 és B2 scenárió) láthatók

a)	DPGM-sA			DPGM-sB		
	K	A2	B2	K	A2	B2
b	590412	992483	655366	451368	184152	191639
m	218881	791992	431864	83940	37904	25888
mh	184	196	211	157	189	197
10%	117	129	124	64	57	62
25%	143	157	168	95	87	99
50%	188	179	202	150	139	150
b/h	19415	32983	21685	15052	6185	6388
hmax	12180	27352	15534	6957	2612	1932
Mar	1262	637	648	1750	1214	812
Jul	4510	2376	426	2082	6	11
Tav	1247	783	2180	1417	864	862
Nya	2760	2739	1204	1007	28	89

b)	DPGM-sA			DPGM-sB		
	K	A2	B2	K	A2	B2
b	836584	1919265	1156146	639077	202790	221443
m	485662	1804481	1060050	202770	96264	60914
mh	81	67	64	91	108	94
10%	67	74	60	32	25	23
25%	61	69	58	47	30	43
50%	45	60	55	49	60	48
b/h	27518	63849	38302	21129	6776	7415
hmax	24317	60533	35805	14774	3967	2594
Mar	2391	801	945	2856	2349	1333
Jul	13750	12207	1256	8669	10	26
Tav	1530	934	5624	1734	1060	1141
Nya	5418	9300	3712	2983	36	219

A valós és a szenáriók kontrollhoz képest mér emelkedésével növelt hőmérsékleti adatsorokra futtatott modell eredményei

Ebben a kísérletben a modellfuttatásokhoz egyrészt a 24 éves, valós hőmérsékleti adatso-
rokat vettük alapul, másrészt a valós hőmérsékleti adatsorokat változtattuk meg az egyes
intézetek (Max Planck Institute, Hadley Centre) szenáriói szerint. Ez utóbbi esetben a
valós adatokhoz az egyes intézetek saját kontrolljukhoz képest vett eltérését adtuk hozzá.
Az egy utas ANOVA alapján a legtöbb indikátornál nem mutatható ki szignifikáns eltérés.
Ez alól csak a 10% és 25 % a kivétel, ahol $p < 0,001$, valamint az éves biomassa mennyi-
ségét kifejező két indikátor és a március hónap indikátora, ahol $p < 0,05$.

A varianciák homogenitása (Levene teszt alapján) a biomassa mennyiségére vonat-
kozó négy indikátornál, és az év egyes szakaszait jellemző indikátornál teljesül, de csak
a medián alapján. A Welch-féle F teszt eredményei szerint a szórások majdnem minden
esetben szignifikánsan eltérnek, ez alól csak két indikátor kivétel (mh és Mar).

A Tukey tesztek eredményei is (6.6.5. táblázat) – eltekintve néhány fenológiai indiká-
tortól – szintén igen kevés párosítás esetén mutatott ki szignifikáns eltérést, igen sok az
egyezés. A biomassa mennyiségek alapján elmondhatjuk, hogy DPGM-sA valós adatok-
ra futtatva egyezik DPGM-sB-vel, amely nem reagál a felmelegedésre (önmagával végig
egyezik). A fenológiai indikátorok közül csak a korai időszakra vonatkozók esetében (10%
és 25%) találunk erős szignifikáns eltéréseket, ott is alapvetően a modelltípusok között.

6.6.5. táblázat: a Tukey-teszt összesített eredményei a valós és a szenáriók kontrollhoz képest mért
emelkedésével növelt hőmérsékleti adatsoraira futtatott modell esetén. A sorok az a páronkénti
összehasonlításokat mutatják. Az „sA” a DPGM-sA, az „sB” a DPGM-sB szubmodellt jelenti, mellette zárójelben
a hőmérsékleti adatsorra utaló kód: V, mint valós, A2HC és B2HC a Hadley Centre 2 szenáriója, A2MPI a Max
Planck Institute A2 szenáriója

	b	m	mh	10%	25%	50%	b/h	hmax	Mar	Jul	Tav	Nya
sA(V) - sA(A2HC)				**		1			1		1	
sA(V) - sA(B2HC)			1	**		1			1	1		
sA(V) - sA(A2MPI)			1						*	1		
sA(V) - sB(V)	1	1					1	1	1	1	1	1
sA(V) - sB(A2HC)	1	1					1	1	1	1	1	1
sA(V) - sB(B2HC)	1	1	1				1	1	1	1	1	1
sA(V) - sB(A2MPI)	1	1	1				1	1		1	1	1
sA(A2HC) - sA(B2HC)	1	1	1	1	1	1	1	1	1			
sA(A2HC) - sA(A2MPI)	1	1			1		1	1				
sA(A2HC) - sB(V)			*	***	***				1		1	
sA(A2HC) - sB(A2HC)			1	***	***				1		1	
sA(A2HC) - sB(B2HC)			1	***	**				1		1	
sA(A2HC) - sB(A2MPI)				***	***						1	
sA(B2HC) - sA(A2MPI)	1	1	1		1	1	1	1		1	1	1
sA(B2HC) - sB(V)				***	***				1	1		
sA(B2HC) - sB(A2HC)			1	***	***				1	1		
sA(B2HC) - sB(B2HC)			1	***	***				1	1		
sA(B2HC) - sB(A2MPI)			1	***	***					1		

	b	m	mh	10%	25%	50%	b/h	hmax	Mar	Jul	Tav	Nya
sA(A2MPI) - sB(V)				**	***	1			*	1		
sA(A2MPI) - sB(A2HC)				**	***					1		
sA(A2MPI) - sB(B2HC)					**	1				1		
sA(A2MPI) - sB(A2MPI)			1	**	***					1		
sB(V) - sB(A2HC)	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1
sB(V) - sB(B2HC)	1	1			1	1	1	1	1	1	1	1
sB(V) - sB(A2MPI)	1	1		1	1	1	1	1		1	1	1
sB(A2HC) - sB(B2HC)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
sB(A2HC) - sB(A2MPI)	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	1
sB(B2HC) - sB(A2MPI)	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	1

Szignifikáns eltérések csillaggal jelölve, a nagyfokú egyezések 1-gyel.

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; 1 $p > 0,99$

Az átlagok és szórások alapján (6.6.6. táblázat) már egyértelműbb állítások tehetők a biomassa mennyiségéről: a DPGM-sA mindenképpen határozottabban reagál a felmelegedésre a biomassa emelkedésével, azonban a szórások mértékében még annál is nagyobb emelkedés tapasztalható. A fenológiai indikátorok alapján általánosságban megállapítható, hogy mindkét szubmodellnél a valós adatokra futtatva következik be leghamarabb ugyanazon időpont (a maximum, a 10 vagy 25 %), és DPGM-sA reagál később. A jövőre vonatkozóan nehéz bármiféle irányt felvázolni (az 50 % kivételével inkább kis mértékű későbbre tolódás várható).

6.6.6. táblázat: A DPGM 2 szubmodelljét a valós és a scenáriók kontrollhoz képest mér emelkedésével növelt hőmérsékleti adataira futtatott modell adataira futtatva, az indikátorok (ld 2. táblázat) átlagai (a) és szórásai (b). Az oszlopok fejlécében a hőmérsékleti adatsorra utaló kódok (V, mint valós, A2HC és B2HC a Hadley Centre 2 scenáriója, A2MPI a Max Planck Institute A2 scenáriója) láthatók

a)	DPGM-sA				DPGM-sB			
	V	A2-HC	B2-HC	A2-MPI	V	A2-HC	B2-HC	A2-MPI
b	5422	292218	295810	309115	3711	18804	25828	40111
m	194	216575	168248	244025	128	2405	6146	9291
mh	172	203	192	174	130	198	186	179
10%	96	137	142	118	71	75	84	77
25%	141	159	166	157	108	109	114	107
50%	195	193	186	178	166	156	167	161
b/h	177	9482	9636	10079	122	619	868	1346
hmax	40	7342	7589	8757	21	313	462	566
Mar	11	67	62	362	13	42	77	189
Jul	34	2223	209	473	16	14	45	23
Tav	15	240	1883	2126	15	125	81	191
Nya	29	2174	1056	739	15	22	54	35

b)	DPGM-sA				DPGM-sB			
	V	A2-HC	B2-HC	A2-MPI	V	A2-HC	B2-HC	A2-MPI
b	1121	641406	905682	854901	560	28105	38721	53919
m	342	558043	536740	810682	219	5590	13108	14418
mh	52	65	52	69	72	108	100	113
10%	12	59	41	54	8	35	43	39
25%	15	50	45	46	12	42	47	48
50%	9	52	51	50	13	60	71	75
b/h	36	20707	29385	27659	18	921	1306	1762
hmax	24	18187	25560	26705	7	512	860	706
Mar	7	144	239	939	5	85	196	421
Jul	13	7425	342	1255	3	45	173	32
Spr	4	322	8331	9009	4	216	127	338
Sum	11	6118	4125	2291	3	58	169	68

6.6.3. A lineáris hőmérsékletemelés hatásainak vizsgálata

A szubmodelleket a 24 éves valós (OMSZ) hőmérsékleti adatsorára futtattuk, valamint a valós adatsorok minden egyes értékét 0,5, 1, 1,5 és 2 fokkal megnöveltük, és az így előállt hőmérsékleti adatsorokra is lefuttattuk a szubmodelleket.

A legtöbb indikátor esetén az egy utas ANOVA eredményei alapján erősen szignifikáns eltéréseket tapasztalunk ($p < 0,001$).

Március esetén $p < 0,01$, tavasz esetén pedig nincs szignifikáns eltérés ($p > 0,05$). A varianciák homogenitása csak az 50%, a Mar és Tav indikátorok esetén teljesül (Levene teszt, $p > 0,05$). A Welch F-tesztek alapján a szórások között szinte minden indikátor esetén erősen szignifikáns eltéréseket tapasztalunk ($p < 0,001$, m és Mar esetén $0,001 < p < 0,01$), az egyetlen kivételt a Tav jelent, ahol nincs szignifikáns eltérés ($p > 0,05$).

A páronkénti összehasonlításra alapuló Tukey-teszt alapján (6.6.7. táblázat) legtöbb indikátor esetében nagyobb eltéréseket tapasztalunk a kétféle szubmodell között, mint egy szubmodell esetén a lineáris hőmérsékletemelés hatására. A DPGM-sB szubmodellek egymás közt erősen egyeznek. Számos indikátor esetén a szubmodellek között figyelhetők meg a legnagyobb eltérések, nem pedig ugyanazon modell eltérő hőmérsékleteken futtatott változatai között. Ilyen az mh, 10 %, 25 % és az 50 % indikátorok. A hőmérsékletemelés hatása leginkább a DPGM-sA szubmodell esetén érhető tetten, akkor is magas hőmérsékletkülönbség esetén. Azon belül pedig a biomassza mennyiségére vonatkozó indikátoroknál (b, b/h, hmax), a nyári biomasszát mutató indikátoroknál (Nya, Jul) tapasztalható eltérés. Ez esetekben jellemző, hogy a 2 fokos hőmérsékletemelés hatására a DPGM-sA szubmodell adatsora minden egyéb adatsortól szignifikánsan eltér.

A változások irányairól a 6.6.8. táblázat alapján fogalmazhatunk meg állításokat: a biomassza mennyisége (a DPGM-sA szubmodell esetén) határozottan növekszik a felmelegedéssel (b, b/h). A maximumok mértéke (m, hmax) szintén növekszik a felmelegedés-

sel, azonban a szórások sokkal drasztikusabban nőnek: ez esetben a felmelegedés hatására nagyobb évek közötti változatosság valószínűsíthető. Nyáron, különösképpen júliusban hasonló a helyzet: erős felmelegedés hatására nagyobb biomassa, de jelentős szórással. Az éves biomassa mennyiség 10 % elérésének időpontját tekintve a felmelegedés hatására folyamatos későbbre tolódás figyelhető meg, a 25 % esetén ez a trend ismét megjelenik, de kevésbé határozottan, azonban az 50 % és a maximum helye esetén nincs lényeges elmozdulás.

6.6.7. táblázat: a Tukey-teszt összesített eredményei. A sorok az a páronkénti összehasonlításokat mutatják. Az „sA” a DPGM-sA, az „sB” a DPGM-sB szubmodellt jelenti, mellette zárójelben a lineáris hőmérsékletemelés mértéke (°C).

	b	m	mh	10%	25%	50%	b/h	hmax	Mar	Jul	Tav	Nya
sA(0) - sA(0,5)	1	1	1		1	1	1	1		1	1	1
sA(0) - sA(1)			1			1					1	
sA(0) - sA(1,5)			1	*		1				1	1	
sA(0) - sA(2)	***	***	1	***		1	***	***		*	1	***
sA(0) - sB(0)		1		***	***	***		1		1	1	
sA(0) - sB(0,5)		1		***	***	***		1		1	1	
sA(0) - sB(1)		1		***	***	***		1	1	1	1	
sA(0) - sB(1,5)		1		***	***	***		1	1	1	1	
sA(0) - sB(2)		1		***	***	***		1	1	1	1	
sA(0,5) - sA(1)			1		1	1			1		1	
sA(0,5) - sA(1,5)			1		1	1			1	1	1	
sA(0,5) - sA(2)	***	***	1	*		1	***	***	1	*		***
sA(0,5) - sB(0)		1		***	***	***		1		1	1	
sA(0,5) - sB(0,5)		1	*	***	***	***		1		1	1	
sA(0,5) - sB(1)		1	*	***	***	***		1		1	1	
sA(0,5) - sB(1,5)		1		***	***	***		1		1	1	
sA(0,5) - sB(2)		1		***	***	***		1	1	1	1	
sA(1) - sA(1,5)	1		1	1	1	1	1		1	1	1	1
sA(1) - sA(2)			1			1			1		1	
sA(1) - sB(0)	*		*	***	***	***	*				1	
sA(1) - sB(0,5)	*		*	***	***	***	*				1	
sA(1) - sB(1)	*		***	***	***	***	*				1	
sA(1) - sB(1,5)	*		*	***	***	***	*				1	
sA(1) - sB(2)	*			***	***	***	*				1	
sA(1,5) - sA(2)			1			1			1		1	
sA(1,5) - sB(0)	***		*	***	***	***	***	*			1	**
sA(1,5) - sB(0,5)	***		*	***	***	***	***				1	**
sA(1,5) - sB(1)	***		***	***	***	***	***	*			1	**
sA(1,5) - sB(1,5)	**		*	***	***	***	*				1	**

	b	m	mh	10%	25%	50%	b/h	hmax	Mar	Jul	Tav	Nya
sA(1,5) - sB(2)	***			***	***	***	***		1		1	**
sA(2) - sB(0)	***	***		***	***	***	***	***		***		***
sA(2) - sB(0,5)	***	***	*	***	***	***	***	***		***		***
sA(2) - sB(1)	***	***	*	***	***	***	***	***		***		***
sA(2) - sB(1,5)	***	***		***	***	***	***	***		***	1	***
sA(2) - sB(2)	***	***		***	***	***	***	***	1	***	1	***
sB(0) - sB(0,5)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
sB(0) - sB(1)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
sB(0) - sB(1,5)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
sB(0) - sB(2)	1	1		1	1	1	1	1		1	1	1
sB(0,5) - sB(1)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
sB(0,5) - sB(1,5)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
sB(0,5) - sB(2)	1	1		1	1	1	1	1		1	1	1
sB(1) - sB(1,5)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1
sB(1) - sB(2)	1	1		1	1	1	1	1		1	1	1
sB(1,5) - sB(2)	1	1		1	1	1	1	1		1	1	1

Szignifikáns eltérések csillaggal jelölve, a nagyfokú egyezések 1-gyel.

*p<0,05; **p<0,01; ***p<0,001; 1 p>0,99

6.6.8. táblázat: Az egyes indikátorok (ld 1. táblázat) átlagai (A) és szórásai (B) a lineáris hőmérsékletemelés hatására, a DPGM 2 szubmodellje esetén (DPGM-sA és DPGM-sB). 0; 0,5; 1; 1,5; 2: a lineáris hőmérsékletemelés mértéke (°C).

a)	DPGM-sA					DPGM-sB				
	0	0,5	1	1,5	2	0	0,5	1	1,5	2
b	5417,4	5586,2	7384,5	8162,2	10304,1	3710,7	3702,1	3619,7	3804,0	3686,5
m	194,3	353,7	1450,2	2224,7	3369,4	127,7	152,7	122,0	250,3	285,5
mh	172	176	180	181	176	129	126	121	130	151
50%	96	102	110	114	121	71	71	70	72	72
25%	141	144	148	149	157	108	106	105	104	110
10%	195	194	193	191	192	166	164	164	162	165
b/h	177,3	182,9	241,4	267,7	336,3	121,9	121,7	119,1	125,2	121,4
hmax	39,5	45,1	96,7	124,7	182,1	20,5	23,2	22,1	28,5	27,3
Mar	11,1	9,0	8,4	9,1	9,1	12,9	13,4	12,3	12,2	10,3
Jul	33,8	34,4	70,7	60,7	129,3	15,6	17,2	17,1	16,3	15,8
Tav	15,2	14,7	15,3	15,0	16,5	14,8	14,8	14,4	16,3	14,9
Nya	29,4	31,8	50,9	60,0	81,9	15,4	15,3	14,9	14,8	14,9

b)	DPGM-sA					DPGM-sB				
	0	0,5	1	1,5	2	0	0,5	1	1,5	2
b	1121,7	1518,6	6092,2	5699,8	7433,7	559,7	457,1	427,6	865,3	826,1
m	342,3	856,1	4131,4	4728,5	4215,0	218,8	195,4	133,5	453,9	524,9
mh	52,1	45,3	26,4	35,0	39,3	72,5	70,2	53,9	58,9	63,7
50%	12,2	13,4	22,5	27,8	32,3	8,4	10,2	11,8	14,2	12,1
25%	15,2	17,3	19,7	23,4	25,7	12,0	15,6	15,7	16,1	10,9
10%	9,2	13,5	13,7	15,1	14,6	12,7	15,5	14,8	15,9	16,2
b/h	36,3	49,5	197,4	188,5	240,2	18,3	15,0	14,1	28,6	27,5
hmax	23,6	32,0	175,6	176,4	243,0	6,8	8,4	8,2	24,5	26,4
Mar	7,2	3,9	3,8	3,7	3,4	5,2	7,3	6,6	6,8	4,3
Jul	13,2	20,2	163,3	77,5	245,2	2,9	5,5	4,2	4,1	3,7
Tav	4,0	3,5	3,3	3,6	6,6	3,6	4,0	3,6	8,9	8,4
Nya	10,5	16,1	66,1	63,3	83,3	2,7	3,0	2,5	2,9	4,3

6.6.4. A földrajzilag analóg területek eredményei

A szubmodelleket Budapest és azzal földrajzilag analógnak tekinthető városok hőmérsékleti adataira futtatva megállapítható, hogy az egy utas ANOVA az indikátorok döntő többsége esetén szignifikáns eltéréseket mutatott ($p < 0,001$). Kivételt a március (Mar) jelent, ahol nincs szignifikáns eltérést, valamint a tavasz (Tav), ahol $p > 0,001$, azonban $\alpha = 0,05$ esetén már az eltérés szignifikánsnak tekinthető ($p < 0,05$). A Levene-teszt alapján a varianciák homogenitása csak egyes indikátorok esetében teljesül: a medián alapján a maximum helye (mh), az 50 %, a március (Mar) és a Tav (tavasz) indikátorok esetén, a medián és az átlag alapján pedig a 25 % esetén ($p > 0,05$). A Welch teszt alapján a szórások minden esetben szignifikánsan eltérnek ($p < 0,001$).

A Tukey-teszt eredményei (6.6.9. táblázat) szerint az összbiomasszán alapuló indikátorok (b, m, b/h, hmax) egymáshoz nagyon hasonlóan viselkednek (de a nyári és a júliusi indikátor is majdnem pontosan ugyanazt az eredményt mutatja). A leginkább hasonló eredményeket az éves összbiomassza indikátorai (b, b/h) valamint a nyári időszak indikátorai (Jul, Nya) esetén tapasztalhatunk.

Ezek esetében Budapest két időszora (1961-1973 és 1995-2007), valamint Bukarest és Calarasi minden esetben teljesen egyezik ($p = 1$), mindkét szubmodell esetén. Azonban a Budapesttől távolabbi városok közül Algír, Kairó és Tunisz adatai DPGM-sA esetén minden további adatsortól eltérően viselkednek. Rabat pedig Budapesthez és a két román városhoz hasonlít ($\alpha = 1$) de Algírtól, Kairótól és Tunisztól szignifikánsan eltér. A DPGM-sB esetén az egyes városok között erős egyezések tapasztalhatók. A leginkább eltérően viselkedő városok esetén drasztikus biomassza növekedés tapasztalható (6.6.10./A táblázat), különösen Kairó esetében. Amennyiben a maximum mértékét jelző indikátorokat vizsgáljuk (max, mmax), úgy a fent vázolt képtől csak apró eltéréseket tapasztalunk: Az

„m” indikátor esetében Budapesthez közeli, román városok esetén inkább kisebb maximális mennyiségeket tapasztalhatunk, azonban ez az eltérés nem tekinthető szignifikánsnak. Algír, Kairó és Tunisz esetén jóval magasabb maximumok várhatók.

A fenológiai indikátorok esetén (mh, 10%, 25 %, 50%) Budapest adatsora a legtöbb esetben szintén nagymértékben egyezik Bukarest és Calarasi adataival, szignifikáns eltérés soha nincs közöttük.

6.6.9. táblázat: a Tukey-teszt összesített eredményei a földrajzilag analóg városok esetén. A sorok a páronkénti összehasonlításokat mutatják. A szubmodell kódja mellett a városok nevéből (Bp: Budapest, Buc: Bukarest, Cal: Calarasi, Al: Algír, Kai: Kairó, Rab: Rabat, Tun: Tunisz) és az adatsor időtartamából (61-73: 1961-1963, 95-07: 1995-2007) képzett kód

	b	m	mh	10%	25%	50%	b/h	hmax	Mar	Jul	Tav	Nya
sA(Bp95-07)-sA(Bp61-73)	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	1
sA(Bp95-07)-sA(Buc61-73)	1			1	1	1	1	1		1	1	1
sA(Bp95-07)-sA(Cal61-73)	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
sA(Bp95-07)-sA(Alg95-07)	***	*		***	**		***	***		***		***
sA(Bp95-07)-sA(Kai95-07)	***	***	1	***		1	***	***		***	1	***
sA(Bp95-07)-sA(Rab95-07)	1	1	1			1	1	1		1	1	1
sA(Bp95-07)-sA(Tun95-07)	***	***	1	***	***		***	***		***	1	***
sA(Bp95-07)-sA(Tun95-07)	1		1	***	**		1	1	1	1		1
sA(Bp95-07)-sB(Bp95-07)	1			***	***	*	1	1		1		1
sA(Bp95-07)-sB(Bp61-73)	1			***	***		1	1	1	1		1
sA(Bp95-07)-sB(Buc61-73)	1			***	***	*	1	1		1		1
sA(Bp95-07)-sB(Cal61-73)	1					1	1	1	1	1		1
sA(Bp95-07)-sB(Alg95-07)	1						1	1	1	1		1
sA(Bp95-07)-sB(Kai95-07)	1						1	1	1	1		1
sA(Bp95-07)-sB(Tun95-07)	1			**	**		1	1	1	1		1
sA(Bp61-73)-sA(Buc61-73)	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
sA(Bp61-73)-sA(Cal61-73)	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
sA(Bp61-73)-sA(Alg95-07)	***	*		***	**		***	***	1	***	1	***
sA(Bp61-73)-sA(Kai95-07)	***	***	1	***		1	***	***	1	***		***
sA(Bp61-73)-sA(Rab95-07)	1	1	1			1	1	1	1	1	1	1
sA(Bp61-73)-sA(Tun95-07)	***	***	1	***	***		***	***	1	***	1	***
sA(Bp61-73)-sB(Bp95-07)	1		1	**	**		1	1	1	1	1	1
sA(Bp61-73)-sB(Bp61-73)	1			***	***	**	1	1	1	1	1	1
sA(Bp61-73)-sB(Buc61-73)	1			***	***	**	1	1	1	1	1	1
sA(Bp61-73)-sB(Cal61-73)	1			**	***	**	1	1	1	1	1	1
sA(Bp61-73)-sB(Alg95-07)	1					1	1	1	1	1	1	1
sA(Bp61-73)-sB(Kai95-07)	1						1	1		1	1	1
sA(Bp61-73)-sB(Rab95-07)	1						1	1		1	1	1
sA(Bp61-73)-sB(Tun95-07)				*	*			1		1	1	1
sA(Buc61-73)-sA(Cal61-73)	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1
sA(Buc61-73)-sA(Alg95-07)	***	***	***	***	***		***	***	1	***	1	***
sA(Buc61-73)-sA(Kai95-07)	***	***		***	*	1	***	***	1	***		***
sA(Buc61-73)-sA(Rab95-07)	1	1				1	1	1	1	1	1	1

	b	m	mh	10%	25%	50%	b/h	hmax	Mar	Jul	Tav	Nya
sA(Buc61-73)-sA(Tun95-07)	***	***	*	***	***		***	***	1	***	1	***
sA(Buc61-73)-sB(Bp95-07)	1	1	1	**	*		1	1	1	1	1	1
sA(Buc61-73)-sB(Bp61-73)	1	1	1	***	***	*	1	1	1	1	1	1
sA(Buc61-73)-sB(Buc61-73)	1	1	1	***	**	*	1	1	1	1	1	1
sA(Buc61-73)-sB(Cal61-73)	1	1	1	**	***	*	1	1	1	1	1	1
sA(Buc61-73)-sB(Alg95-07)	1	1	***		1	1	1	1	1	1	1	1
sA(Buc61-73)-sB(Kai95-07)	1	1	***				1	1		1		1
sA(Buc61-73)-sB(Rab95-07)	1	1	***				1	1		1		1
sA(Buc61-73)-sB(Tun95-07)	1	1	***	*			1	1		1	1	1
sA(Cal61-73)-sA(Alg95-07)	***	***		***	***		***	***	1	***	1	***
sA(Cal61-73)-sA(Kai95-07)	***	***		***	*	1	***	***	1	***		***
sA(Cal61-73)-sA(Rab95-07)	1	1			1	1	1	1	1	1	1	1
sA(Cal61-73)-sA(Tun95-07)	***	***		***	***		***	***	1	***	1	***
sA(Cal61-73)-sB(Bp95-07)	1	1	1	**			1	1	1	1	1	1
sA(Cal61-73)-sB(Bp61-73)	1	1		***	***	***	1	1	1	1	1	1
sA(Cal61-73)-sB(Buc61-73)	1	1		***	**	*	1	1	1	1	1	1
sA(Cal61-73)-sB(Cal61-73)	1	1	**	***	***		1	1	1	1	1	1
sA(Cal61-73)-sB(Alg95-07)	1	1			1	1	1	1	1	1	1	1
sA(Cal61-73)-sB(Kai95-07)	1	1			1		1	1	1	1	1	1
sA(Cal61-73)-sB(Rab95-07)	1	1			1		1	1	1	1	1	1
sA(Cal61-73)-sB(Tun95-07)	1	1					1	1	1	1	1	1
sA(Alg95-07)-sA(Kai95-07)	***			1	1		***		1	1		***
sA(Alg95-07)-sA(Rab95-07)	***	***	1	***	***		***	***	1	***	1	***
sA(Alg95-07)-sA(Tun95-07)		1	1		1	1		1	1	1	1	
sA(Alg95-07)-sB(Bp95-07)	***	***	*	***	***	***	***	***	1	***	1	***
sA(Alg95-07)-sB(Bp61-73)	***	***	***	***	***	***	***	***	1	***	1	***
sA(Alg95-07)-sB(Buc61-73)	***	***	***	***	***	***	***	***	1	***	1	***
sA(Alg95-07)-sB(Cal61-73)	***	***	***	***	***	***	***	***	1	***	1	***
sA(Alg95-07)-sB(Alg95-07)	***	***	1	***	***		***	***	1	***	1	***
sA(Alg95-07)-sB(Kai95-07)	***	***	1	***	***	***	***	***	1	***	1	***
sA(Alg95-07)-sB(Rab95-07)	***	***	1	***	***	***	***	***	1	***	1	***
sA(Alg95-07)-sB(Tun95-07)	***	***	1	***	***	***	***	***	1	***	1	***
sA(Kai95-07)-sA(Rab95-07)	***	***	1	***	***	1	***	***	1	***		***
sA(Kai95-07)-sA(Tun95-07)	***		1				***		1			***
sA(Kai95-07)-sB(Bp95-07)	***	***		***	***		***	***		***	*	***
sA(Kai95-07)-sB(Bp61-73)	***	***	*	***	***	*	***	***	1	***		***
sA(Kai95-07)-sB(Buc61-73)	***	***	*	***	***	*	***	***	1	***	*	***
sA(Kai95-07)-sB(Cal61-73)	***	***	*	***	***	*	***	***	1	***		***
sA(Kai95-07)-sB(Alg95-07)	***	***		***	***	1	***	***		***	*	***
sA(Kai95-07)-sB(Kai95-07)	***	***		***	***		***	***		***	*	***
sA(Kai95-07)-sB(Rab95-07)	***	***		***	***		***	***		***	*	***
sA(Kai95-07)-sB(Tun95-07)	***	***		***	***		***	***		***	*	***

	b	m	mh	10%	25%	50%	b/h	hmax	Mar	Jul	Tav	Nya
sA(Rab95-07)-sA(Tun95-07)	***	***	1	***	***		***	***	1	***	1	***
sA(Rab95-07)-sB(Bp95-07)	1	1					1	1	1	1	1	1
sA(Rab95-07)-sB(Bp61-73)	1	1	**			*	1	1	1	1	1	1
sA(Rab95-07)-sB(Buc61-73)	1	1	**				1	1	1	1	1	1
sA(Rab95-07)-sB(Cal61-73)	1	1	**			*	1	1	1	1	1	1
sA(Rab95-07)-sB(Alg95-07)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
sA(Rab95-07)-sB(Kai95-07)	1	1		1	1		1	1		1		1
sA(Rab95-07)-sB(Rab95-07)	1	1		1	1		1	1		1		1
sA(Rab95-07)-sB(Tun95-07)	1	1					1	1		1	1	1
sA(Tun95-07)-sB(Bp95-07)	***	***		***	***	***	***	***	1	***		***
sA(Tun95-07)-sB(Bp61-73)	***	***	**	***	***	***	***	***	1	***		***
sA(Tun95-07)-sB(Buc61-73)	***	***	**	***	***	***	***	***	1	***		***
sA(Tun95-07)-sB(Cal61-73)	***	***	**	***	***	***	***	***	1	***		***
sA(Tun95-07)-sB(Alg95-07)	***	***	1	***	***	***	***	***	1	***		***
sA(Tun95-07)-sB(Kai95-07)	***	***	1	***	***	***	***	***		***		***
sA(Tun95-07)-sB(Rab95-07)	***	***	1	***	***	***	***	***		***		***
sA(Tun95-07)-sB(Tun95-07)	***	***	1	***	***	***	***	***		***		***
sA(Bp95-07)-sB(Bp61-73)	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1
sA(Bp95-07)-sB(Buc61-73)	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1
sA(Bp95-07)-sB(Cal61-73)	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1
sA(Bp95-07)-sB(Alg95-07)	1	1	*				1	1	1	1	1	1
sA(Bp95-07)-sB(Kai95-07)	1	1	*			1	1	1	1	1	1	1
sA(Bp95-07)-sB(Rab95-07)	1	1	*			1	1	1	1	1	1	1
sA(Bp95-07)-sB(Tun95-07)	1	1	*	1	1	1	1	1	1	1	1	1
sB(Bp61-73)-sB(Buc61-73)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
sB(Bp61-73)-sB(Cal61-73)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
sB(Bp61-73)-sB(Alg95-07)	1	1	***		**	***	1	1	1	1	1	1
sB(Bp61-73)-sB(Kai95-07)	1	1	***		*		1	1	1	1	1	1
sB(Bp61-73)-sB(Rab95-07)	1	1	***		*		1	1	1	1	1	1
sB(Bp61-73)-sB(Tun95-07)	1	1	***				1	1	1	1	1	1
sB(Buc61-73)-sB(Cal61-73)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
sB(Buc61-73)-sB(Alg95-07)	1	1	***			**	1	1	1	1	1	1
sB(Buc61-73)-sB(Kai95-07)	1	1	***			1	1	1	1	1	1	1
sB(Buc61-73)-sB(Rab95-07)	1	1	***			1	1	1	1	1	1	1
sB(Buc61-73)-sB(Tun95-07)	1	1	***		1	1	1	1	1	1	1	1
sB(Cal61-73)-sB(Alg95-07)	1	1	***			***	1	1	1	1	1	1
sB(Cal61-73)-sB(Kai95-07)	1	1	***				1	1	1	1	1	1
sB(Cal61-73)-sB(Rab95-07)	1	1	***				1	1	1	1	1	1
sB(Cal61-73)-sB(Tun95-07)	1	1	***	1		1	1	1	1	1	1	1
sB(Alg95-07)-sB(Kai95-07)	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1
sB(Alg95-07)-sB(Rab95-07)	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1
sB(Alg95-07)-sB(Tun95-07)	1	1	1				1	1	1	1	1	1

	b	m	mh	10%	25%	50%	b/h	hmax	Mar	Jul	Tav	Nya
sB(Kai95-07)-sB(Rab95-07)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
sB(Kai95-07)-sB(Tun95-07)	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1
sB(Rab95-07)-sB(Tun95-07)	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1

Szignifikáns eltérések csillaggal jelölve, a nagyfokú egyezések 1-gyel.

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; 1 $p > 0,99$

A maximum helyét tekintve (mh) kivételesen megállapítható, hogy a DPGM-sB esetében tapasztalhatók szignifikáns eltérések: a közeli városok (Bp, Buc, Cal) nagyban különböznek a távolabbiaktól. A DPGM-sA esetén több egyezést találunk az egyes adatsorok között, tehát ezen indikátor esetében inkább a magasabb tápanyagterhelést feltételező modellverzió reagál kevésbé az elérő hőmérsékletekre. Az eltérések iránya az időzítés drasztikus későbbre tolódásában nyilvánul meg (6.6.10./A táblázat), amely a DPGM-sB esetén különösen szembetűnő. A 10% és 25% indikátorok nagyon hasonló képet mutatnak: a közeli városok (Bp, Buc, Cal) egyeznek (DPGM-sA) vagy csak nem különböznek (DPGM-sB), a közeli városok a távoliaktól pedig vagy szignifikánsan eltérnek (DPGM-sA) vagy nincs egyezés sem (DPGM-sB). A legtöbb szignifikáns eltérést a 2 modelltípus között tapasztalhatjuk. A változások irányainak tekintetében kismértékű későbbre tolódás valószínűsíthető. Az 50 % esetében pedig szinte csak a 2 szubmodell között tapasztalunk szignifikáns eltéréseket, egyedül a DPGM-sB esetén tapasztalhatunk határozottabb eltéréseket Algír és a Budapesthez közeli városok között.

Az év egyes szakaszait jellemző indikátorok közül Mar (március) és a Tav (tavasz) hasonlóan viselkedik: Mar esetén egyáltalán nincsenek szignifikáns eltérések, sőt, a legtöbb párosítás esetén nagyfokú egyezést tapasztalunk ($p=1$), Tav esetén pedig csak a DPGM-sA Kairói adatsorra futtatott eredményei esetében találhatunk kevés eltérést a DPGM-sB szubmodelllel szemben. A Jul és Nya indikátorok szintén egymáshoz hasonlóan viselkednek, továbbá esetükben ugyanazon megállapítások tehetők, mint az összbiomasszára vonatkozó indikátorok esetén. Tunisz, Algír és Kairo különbözősége nyáron (Jul, Nya) szintén a jóval magasabb biomassa értékekben nyilvánul meg (6.6.10./A táblázat).

6.6.10. táblázat: A DPGM 2 szubmodelljét Budapest és földrajzi analógiáinak tekinthető városok hőmérsékleti adatsorokra futtatva, az indikátorok (ld 2. táblázat) átlagai (a) és szórásai (b). Az oszlopok fejlécében a városok nevéből (Bp: Budapest, Buc: Bukarest, Cal: Calarasi, Al: Algír, Kai: Kairo, Rab: Rabat, Tun: Tunisz) és az adatsor időtartamából (61-73: 1961-1963, 95-07: 1995-2007) képzett kódjai láthatók.

a)	DPGM-sA								DPGM-sB							
	Bp 95-07	Bp 61-73	Buc 61-73	Cal 61-73	Alg 95-07	Kai 95-07	Rab 95-07	Tun 95-07	Bp 95-07	Bp 61-73	Buc 61-73	Cal 61-73	Alg 95-07	Kai 95-07	Rab 95-07	Tun 95-07
b	8012	9111	8739	8260	32623	62844	7859	41746	3699	3715	3542	3612	4722	4010	4010	3461
m	2468	2468	403	431	6836	10784	1039	8154	193	83	112	231	484	198	198	154
mh	174	174	126	157	226	192	196	203	148	111	113	113	223	227	227	230
10%	111	106	108	105	150	160	92	175	73	66	67	73	90	88	88	79
25%	147	146	143	141	183	173	130	191	112	101	106	102	134	131	131	116
50%	191	195	194	197	214	194	191	215	171	159	163	160	196	174	174	171
b/h	261	299	286	270	1060	2061	257	1358	121	122	116	119	155	132	132	114

a)	DPGM-sA								DPGM-sB							
	Bp	Bp	Buc	Cal	Alg	Kai	Rab	Tun	Bp	Bp	Buc	Cal	Alg	Kai	Rab	Tun
	95-07	61-73	61-73	61-73	95-07	95-07	95-07	95-07	95-07	61-73	61-73	61-73	61-73	95-07	95-07	95-07
Mar	7	15	17	11	14	17	16	15	11	15	12	14	10	8	8	10
Jul	56	38	35	43	389	482	42	412	18	14	15	15	27	19	19	11
Tav	29	21	22	20	18	38	22	27	14	15	14	15	13	11	11	12
Nya	45	43	46	40	280	492	45	342	16	15	15	15	20	19	19	14

b)	DPGM-sA								DPGM-sB							
	Bp	Bp	Buc	Cal	Alg	Kai	Rab	Tun	Bp	Bp	Buc	Cal	Alg	Kai	Rab	Tun
	95-07	61-73	61-73	61-73	95-07	95-07	95-07	95-07	95-07	61-73	61-73	61-73	61-73	95-07	95-07	95-07
b	6894	12091	9589	10916	27996	11972	6234	15631	733	380	340	444	1687	1703	1703	842
m	5152	5152	1051	727	7081	5537	1907	4520	278	105	95	234	620	175	175	122
mh	40	40	83	72	15	41	42	33	65	70	60	68	36	58	58	43
10%	22	15	21	16	47	9	32	19	6	7	9	10	14	19	19	9
25%	14	24	23	18	35	13	29	22	15	14	13	16	25	26	26	15
50%	17	21	14	14	17	15	28	12	13	11	12	14	32	34	34	21
b/h	223	397	314	357	907	394	201	505	24	12	11	14	56	55	55	28
hmax	173	100	91	87	657	336	150	347	9	5	4	9	46	34	34	14
Mar	2	24	26	15	1	13	3	2	5	7	6	12	0	1	1	1
Jul	93	38	22	55	674	203	54	249	6	1	3	3	22	30	30	7
Tav	53	20	21	13	1	26	7	22	4	3	3	3	1	1	1	1
Nya	41	40	40	52	278	121	69	169	4	1	2	3	8	14	14	5

6.7. Összefoglaló megállapítások és következtetések a taktikai modell felmelegedés vizsgálatát célzó alkalmazásának eredményeiről

A felmelegedési esettanulmányok alapján az alábbi megállapításokat fogalmazhatjuk meg:

- A felhasznált klímaváltozási scenáriók csak korlátozott mértékben alkalmasak a felmelegedés hatásainak vizsgálatára, mert az egyes intézetek bázisidőszakra (kontroll) és jövőre (scenárió) vonatkozó hőmérsékleti adatsoraira futtatott modell eredményei a kiugróan magas szórások miatt nehezen értelmezhetők.
- Az esetek döntő többségében jelentősebb eltérések tapasztalhatók a két szubmodell között, mint ugyanazon szubmodellnek a jelen (vagy bázisidőszak) és a scenáriók hőmérsékleti adatsoraira futtatott eredményei között.
- A magasabb tápanyagterhelést feltételező DPGM-sA nagyobb biomasszázt ér el, de később indul fejlődésnek és később éri el a maximumát. Ez a szubmodell reagál erősebben a felmelegedésre, amelynek hatására ezek a tendenciák válnak kifejezettebbé.
- A lineáris hőmérsékletemelés hatása leginkább a DPGM-sA szubmodell esetén érhető tetten, akkor is magas hőmérsékletkülönbség esetén: akkor az éves összbiomassza növekedése valószínűsíthető. A legnagyobb növekedés nyáron valószínű. A fenológiai indikátorok esetén a két szubmodell különbözik jobban egymástól.

- A Budapesthez közeli analóg területek (Bukarest és Calarasi) adatsoraira futtatva a modellt, nem tapasztalunk eltéréseket. A távolabbi – jelentősebben eltérő klímájú – analóg területek esetén (kiváltképp Tunisz, Algír, Kairó) viszont az eltérések drasztikusak is lehetnek: határozott biomassa növekedés, különösen nyáron, valamint a fitoplankton később éri el az éven belül az éves összmenyiség 10 %-át. Mindez csak a magas tápanyag-túlkínálatot feltételező szubmodell esetén állítható egyértelműen.
- Az esettanulmányok alapján általánosságban elmondható, hogy az alacsonyabb tápanyag-túlkínálatot feltételező DPGM-sB szubmodell a hőmérséklet változásaira, így a felmelegedésre nagyon csekély mértékben érzékeny. Viszont a magasabb tápanyag-túlkínálatot feltételező DPGM-sA rendkívül érzékenynek tekinthető a felmelegedésre.
- A felmelegedés hatásainak vizsgálatát célzó esettanulmányok alapján állítható, hogy a klíma várható melegedése az eutrofizáció hatását jelentősen felerősítheti: magas tápanyag-túlkínálatot feltételezve drasztikus fitoplankton növekedés várható, amely legerősebben a nyári időszakban nyilvánulhat meg. Ezen folyamatok anélkül játszódhatnak le, hogy az amúgy magas foszforterhelés szintjében bármilyen változás lenne.

A klímaváltozási scenáriók adatsoraira futtatott modell eredményei nehezen értelmezhetők. A **Max Planck Institute** adatsorait felhasználva nem fogalmazhatunk meg határozott állításokat a jövőben várható változásokról. Amennyiben szignifikáns eltéréseket tapasztalunk a szubmodellek bázisidőszakra („kontroll”) és 2070-2100. időszakra vonatkozó adatsorai között, akkor a különbözőség az esetek jelentős részében a szubmodellek közötti eltérésekre vezethető vissza. A magasabb tápanyagterhelést feltételező DPGM-sA magasabb biomasszát produkál, és valamivel később indul növekedésnek. Azonban a magasabb értékekhez rendre kiugróan magas szórások tartoznak, mind a kontroll, mind a scenárió időszakában, amely lényegesen megnehezíti az eredmények értelmezését. A szórások jelentős mértékét az intézet hőmérsékleti adatsorainak ismétlései közötti lényegi eltérések okozhatják.

Valamivel több állítás fogalmazható meg a **Hadley Centre** kontrolljának és két scenáriójának hőmérsékleti adataira futtatott szubmodellek esetén. Igaz, ebben az esetben is sokszor a modelltípusok közötti eltérések bizonyulnak meghatározónak, azonban általánosságban azt már állíthatjuk, hogy a DPGM-sA inkább reagál a felmelegedésre, mint a DPGM-sB. A két szubmodell a kontroll időszakok esetében is eltér egymástól: a magasabb tápanyagterhelést feltételező szubmodell az év egészében és minden vizsgált szakában is magasabb biomasszát produkál, azonban később indul fejlődésnek, később éri el a maximumát és az éves összbiomassa 10, 25 és 50 %-át. A felmelegedés hatására ezek a tendenciák mégerősebbekké válhatnak. Magas tápanyagterhelést feltételezve a modell még nagyobb biomasszákat jósol, a fenológiai jelenségek pedig méghátrébb tolódnak az évben. A DPGM-sB esetén pedig a biomassa további csökkenése is várható. Azonban minden esetben szintén jellemző, hogy igen nagy szórási értékek tapasztalhatók, amelyek nem segítik a határozott kijelentések megerősítését.

A valós és a scenáriók kontrollhoz képest mért emelkedésével növelt hőmérsékleti adatsorokra futtatott modell eredményei alapján az egyes intézetek modellfuttatásait is össze tudjuk vetni egymással, valamint a valós adatokkal. Azonban az eredmények

nem szolgáltatnak sok új információt az előzőekhez képest. Állíthatjuk, hogy a DPGM-sA inkább reagál a felmelegedésre, mint a DPGM-sB, amely leginkább a biomassza növekedésében érhető tetten. Éppen a szórások igen nagy mértéke lehet az oka annak, hogy kevés szignifikáns eltérést sikerült kimutatni a Tukey tesztben az egyes párosítások között. Az év egyes szakaszait megvizsgálva – eltekintve a sok esetben hatalmas szórásoktól – inkább növekedés valószínűsíthető, és inkább a DPGM-sA esetén. A valós adatokra futtatott szubmodellek nem térnek el egymástól, az átlagok alapján azonban hasonló jellegzetességeket figyelhetünk meg, mint a korábbi példák kontroll időszakai esetén. A DPGM-sA kevéssel nagyobb biomasszát produkál és kis mértékben később indul fejlődésnek. Ezek – a valós hőmérsékleti adatok esetén még alig észrevehető – eltérések erősödhetnek fel a felmelegedés hatására. Amíg a valós adatokra futtatott modellek esetén nem jellemzőek a kiugró szórások, addig a jövőre vonatkozó adatsoroknál újra igen nagy mértékű szórásokkal találkozunk. Mindez megerősíti azt a feltételezést, hogy az egyes intézetek ugyanarra az időszakra vonatkozó hőmérsékleti adatsorai (azaz: ismételései) között túlságosan nagy eltérések vannak. Mindez az egyes intézetek szcenárióinak korlátozott alkalmazhatóságára hívja fel a figyelmet.

A **lineáris hőmérsékletemelés** hatására már egyértelműbb megállapításokat tehetünk. Továbbra is jellemző, hogy a szubmodellek sok esetben szignifikánsan eltérnek egymástól, míg a felmelegedés hatására – különösen a DPGM-sB esetén – kevesebb a drasztikus eltérés. A DPGM-sA egyértelműen érzékenyebben reagál a felmelegedésre. A lineáris hőmérsékletemelés alapvetően csak magas tápanyagterhelés mellett van jelentős hatással, és a biomassza mennyiségét érintő változások valószínűsíthetők, különösen a legmagasabb produkciót jelentő nyári időszakban. Alacsonyabb tápanyagterhelés esetén a felmelegedés nem okoz szignifikáns eltérést egyik indikátor esetén sem.

A szubmodellek közötti eltérések ugyancsak jelentősnek bizonyulnak. A fenológiai indikátorok esetében különösen jellemző, hogy a szubmodellek közötti eltérések a szignifikánsak. Ebből arra lehet következtetni, hogy a tápanyagteltségben tapasztalható különbségekre visszavezethető eltérő környezeti állapot szabja meg a dunai fitoplankton szezonális időzítésének („seasonal timing”) felmelegedésre adott válaszát. Mindezek alapján megerősíthető az az állítás, miszerint a tápanyagterhelés mértéke jelentősebb befolyásoló tényező a felmelegedésnél. Továbbá a felmelegedés hatása sokkal drasztikusabb a tápanyagban gazdag környezetben. Mindez a folyók tápanyagterhelésének fokozott veszélyére hívja fel a figyelmet. Hasonló következtetésre jutott Christoffersen et al. (2006) is édesvízi piko- és nanoplankton vizsgálatai alapján, ahol a tápanyag mennyisége a felmelegedés hatásainál jóval erősebb faktornak számított.

A fenológiai indikátorok alapján a tápanyagban gazdag környezetben a felmelegedés hatása olyan módon vázolható, hogy a maximumát a fitoplankton nagyjából ugyanakkor éri el, mint jelen körülmények között, de az éves termelés 10 és 25 %-át később. Tehát később indul fejlődésnek, de onnantól kezdve gyorsabban gyarapodik. Ha ehhez hozzávesszük, hogy magasabb maximumokat ér el, és különösen nyáron jóval magasabb biomassza várható, mint a jelenben, akkor méginkább kihangsúlyozódik a gyarapodás felgyorsulásának lehetősége. A tavaszi indikátor szerint a felmelegedés nem lehet számottevő hatással a korai biomassza mennyiségre, de a márciusi értékek tekintetében sokkal inkább csökkenés

várható a jelenre vonatkozó adatokhoz képest. Nyáron és júliusban pedig a biomassa jóval magasabb lehet. Mindezek alapján elmondható, hogy magas tápanyagterhelés mellett a felmelegedés meglepő módon ugyanolyan, vagy még alacsonyabb korai biomasszát eredményez, majd – később, mint a jelenben – sokkal gyorsabb, csaknem robbanásszerű gyarapodásnak indul a fitoplankton és jóval magasabb biomassa maximumokat ér el a nyári időszakra.

Mivel a felmelegedés a havi és éves maximumok értékének növekedését jelzi, de egyre nagyobb szórásokkal, arra következtethetünk, hogy a nagy fitoplankton maximumok megjelenésében a felmelegedéssel egyre nagyobb évek közötti változatosság, „kiszámíthatatlanság” lehet jellemző.

A **földrajzi analógiákon** alapuló esettanulmány eredményei megerősítik a korábbi megállapításokat, és leginkább a lineáris hőmérsékletemelést alapján levont következtetéseket. Ugyanis csak a DPGM-sA esetén tapasztalhatunk a legtöbb indikátor esetén szignifikáns eltéréseket, és a határozott eltérések a Budapesttől legtávolabbi, legmelegebb klímával jellemezhető városok adataiban (Tunisz, Algír, Kairó) tapasztalhatók. Ezek alapján a felmelegedés csak magas tápanyag túlkínálatot feltételezve okoz jelentős változást a fitoplankton biomasszájában és fenológiai folyamataiban, a változások iránya pedig a biomassa határozott növekedésében nyilvánul meg, különösen nyáron. A tavaszi időszakban nem tapasztalunk lényeges változásokat a biomassa mennyiségében. Azonban a fitoplankton biomassa valamivel később indul erős gyarapodásnak (később éri el az éves mennyiség 10 %-át).

A felmelegedés hatásainak vizsgálatát célzó **három esettanulmány** (három „kísérlet”) alapján a leghatározottabban a környezeti háttérváltozó meghatározó szerepét emelhetjük ki, amelyet a tápanyag-túlkínálat alapján magyaráztunk. Az eredmény logikailag könnyen értelmezhető. Számos szerző szerint a hőmérséklet hatását legjobban a tápanyagok felvételének a befolyásolásán keresztül lehet mérni (Li 1980, Rhee & Gotham 1981, Mechling & Kilham 1982). A globális felmelegedés közvetetten hatást gyakorolhat a belföldi vizek trofikus állapotára és a primer produkcióra (Lofgren 2002). A bakteriális metabolizmus, a tápanyag körforgásának rátája és az algák mennyiségi növekedése a hőmérséklet emelkedésével fokozódik (Klapper 1991). A modelleket felhasználó publikációk jelentős része szintén a fitoplankton abundancia növekedését jelzi a felmelegedés hatására, legtöbbször a trofitás emelkedésén keresztül (Mooij et al. 2007, Elliot et al. 2005, Komatsu et al. 2007). Ezen megállapítások egybevágnak a jelen dolgozat felmelegedés hatásait vizsgáló esettanulmányainak eredményeivel, azonban csak rendkívül magas tápanyag-túlkínálat mellett. Magas tápanyagterhelést feltételezve a DPGM alapján is olyan válaszokat produkál a fitoplankton, amely az eutrofizációhoz hasonlítható, lényegesen magasabb nyári biomasszát eredményezve. A felmelegedés tehát az eutrofizáció hatását megsokszorozza, felerősíti. Eredményeim tehát megerősítik azon nemzetközi megfigyeléseket és elképzeléseket, miszerint a felmelegedés az édesvízi ökoszisztémák eutrofizációját fokozza (McKee et al. 2003; Van de Bund et al. 2004; Christoffersen et al. 2006). Eredményeim alapján alacsonyabb tápanyagterhelés esetén a felmelegedés hatása a fitoplankton biomasszára közel sem olyan drámai. Az eutrofizáció hatásaihoz hasonló válaszreakciók kiváltásához (pl. a nyári fitoplankton biomassa növekedése) az is elegendő, hogy a tápanyag-túlkínálat

viszonylag magas (az 1979-1990 évekre jellemző) értékekkel legyen jellemezhető, de onnantól kezdve a tápanyagterhelés növekedése nélkül, a klímaváltozás hatására fokozódhat a fitoplankton biomassa növekedése. Ezek alapján arra következtethetünk, hogy ha a felmelegedés mellett a tápanyagterhelés is növekszik, akkor egészen drámai változások várhatók a Duna fitoplanktonjában és azon keresztül a dunai élővilágban.

A fitoplankton biomassa korai mennyiségi gyarapodásának időzítésében várható változás iránya első látásra nem tűnik könnyen értelmezhetőnek. Ugyanis a felmelegedés hatására azt várnánk, hogy a gyorsabban melegedő vízben hamarabb induljon fejlődésnek a fitoplankton. A jelenség azonban a nyári magas biomassa értékekkel is magyarázható. Ugyanis elképzelhető, hogy a fitoplankton a melegebb környezetben ugyanolyan sebes-séggel, nagyjából hasonló biomassa mennyiséget produkálva növekszik, mint alacsonyabb hőmérséklet esetén, azonban jelentősen magasabb nyári biomassa értékeket ér el. Ebből adódóan az éves összbiomassa 10 %-a egy jelentősen magasabb érték lesz, mint alacsonyabb hőmérséklet esetén, amelyet a fitoplankton értelemszerűen később ér el. Amennyiben ez a forgatókönyv teljesül, úgy az várható, hogy a jelenlegihez hasonló intenzitású tavaszi gyarapodás után a nagyon magas hőmérsékletekkel jellemezhető nyári időszakban sokkal intenzívebb növekedés indulhat a mai viszonyok között nem tapasztalt nagyságú értékek irányába. Ezt támasztja alá az a tény is, miszerint a tavaszi időszakban mért mennyiségeket tekintve viszonylag kevés szignifikáns eltérést tapasztalunk, ellenben nyáron mutatkoznak a legdrasztikusabb változások. A szakirodalomban fellelhető más munkák esetén azonban nem csak a nagy abundanciájú nyári időszakban mutatkozik meg a felmelegedés drasztikus hatása, hanem már a szezon elején is. Például Elliott et al. (2005) egy angliai víztározón készített modellje esetén a jövőben a tavaszi alga növekedés fokozottabb, de a nyári nagy abundanciájú fitoplankton együttesek hamarabb visszaszorulnak a fokozódó tavaszi vízvirágzás okozta tápanyaglimitáció miatt. Több tanulmány is korábbi maximumokat prediktál az alga biomasszában, ami általában a biomassa növekedésével jár együtt (Flanagan et al. 2003), különösen a téli félévben (Thackeray et al. 2008). A felmelegedés hatása különböző fitoplankton csoportok esetén alapvetően eltérő lehet. De Senerpont Domis et al. (2007) mikrokozmosz kísérleteiben vizsgált fitoplankton csoportok tavaszi szukcesszionális sorrendjét nem változtatja meg a felmelegedés, de ugyanezt jósolja Adrian et al. (1999) is. A kora tavaszi kovaalga csúcsot követik a zöldalgák, majd a cianobaktériumok. Azonban De Senerpont Domis et al. (2007) tanulmányában a felmelegedés legerősebben a szezonális szukcesszió során legkésőbb megjelenő cianobaktériumokra hat, azok fokozott mennyiségi növekedését eredményezve. A szerzők eredményei alapján hasonló változások sejthetők a felmelegedés hatására a DPGM alapján felvázolt éven belüli növekedés lefutásához, egy egészen más fitoplankton közösséget modellező mikrokozmosz kísérlet alapján. A cianobaktériumok felmelegedés során várható drasztikus mennyiségi növekedését számos tanulmány is alátámasztja (Adrian et al. 1995, 1999, Weyhenmeyer 2001). Ezen megállapítások azt mutatják, hogy a DPGM továbbfejlesztése során törekedni kell a valós fitoplankton csoportok elkülöníthetőségére, ill. beazonosíthatóságára.

6.8. Összefoglalás és kitekintés

Magyarországon, Gödnél, hetes gyakorisággal gyűjtött, 24 év hosszúságú fitoplankton adatsor mintegy 528 taxont tartalmaz. Ezen adatsor alapján, a dunai fitoplankton hőmérséklettől függő taktikai modelljének fejlesztésével a klímaváltozás lehetséges irányainak felvázolására tettünk kísérletet.

Napjaink tudományos érdeklődésének homlokterében álló kérdések vizsgálatában, mint amilyen a klímaváltozás várható hatásainak témája, gyakran alkalmaznak ökológiai modelleket. Az igen sok környezeti bemenő paramétert igénylő komplex modellek helyett a taktikai modellezés módszertanát tartom célravezetőnek. Kevés számú befolyásoló tényező alapján kísérrelhető meg a terepi adatokhoz jól illeszkedő modell létrehozása. A dunai fitoplankton monitoring adatbázisát felhasználtuk egy tisztán elméleti alapokra építő stratégiai modell, az ún. TEGM terepi adatokra adaptálására. Az így létrejött Danubian Phytoplankton Growth Model (DPGM) a hőmérséklet napi alakulása alapján képes a fitoplankton biomassa (mg/l) szezonális dinamikáját leírni. A diszkrét időszemléletű, determinisztikus modell a hőmérséklet mellett figyelembe veszi az éven belül változó fényellátottság mértékét is. Az illeszkedés további javításához a 24 éves adatsor két szakaszra bontottuk a környezeti háttéradoatok alapján. Az 1979-1990. időszakban jelentősebb a tápanyag-túlkínálat mértéke, mint az 1991-2002. időszakban. Feltételezésünk szerint a fitoplankton a két időszakban eltérő módon reagál a hőmérsékletre, így azokra két szubmodellt fejlesztettünk: DPGM-sA és DPGM-sB. A szubmodellek egyesítésével a 24 év terepi adataira lényegesen jobban illeszkedő modellt kaptunk: DPGM-sAB. A modell jól korrelál a terepi adatokkal az éves összbiomassza, bizonyos fenológiai jelenségek, valamint az év egyes szakaszai jellemzésére kifejlesztett indikátorok esetén.

A felmelegedés hatásainak vizsgálatára három esettanulmányt dolgoztunk ki. Az első esetben klímaváltozási scenáriók adatsoraira futtattuk a modellt. A felhasznált klímaváltozási scenáriók azonban csak korlátozott mértékben alkalmasak a felmelegedés hatásainak vizsgálatára, mert a modell – az esetek döntő többségében – az egyes intézetek adatai között nagyobb eltéréseket produkál, mint ugyanazon intézet jövőre vonatkozó scenáriója és a jelen hőmérsékleti állapotokat reprezentáló kontroll adatsora között. A lineáris hőmérsékletemelés hatását is megvizsgáltuk, továbbá a földrajzi analógiák alapján Budapesttel analógnak tekinthető városok (amelyek klímája jelenleg hasonlít Budapest XXI. szd. végén várható klímájához) hőmérsékleti adataira is lefuttattuk a modellt. A három esettanulmány alapján megállapítottuk, hogy a felmelegedés csak erősebb tápanyagterhelés esetén produkál drasztikus változásokat, ami leginkább a biomassa növekedésében nyilvánul meg. Magas foszforterhelést feltételezve drasztikus fitoplankton növekedés várható, amely legerősebben a nyári időszakban nyilvánulhat meg.

A dunai fitoplankton növekedési modelljének továbbfejlesztése több irányba is lehetséges. Az eddigi tapasztalatok alapján tápanyagok (azon belül az irodalmi adatok alapján legtöbb esetben limitáló foszfor) is befolyásolhatják a fitoplankton biomasszájának alakulását. Ez alapján érdekes kísérlet lehet egy foszforszinttől függő komponens beépítése a modellbe. Minthogy a foszfor mennyiségéről napi adatok nagy valószínűséggel a későbbiek során sem érhetők el, így a napi értékek felhasználása nélkül alapvetően kétféle irány-

ban történhet meg a komponens beépítése. Az egyik lehetőség a foszforszintre illesztett modell, amely napi adatokat produkál, így azon napok során, ahol mért adat nincsen, a foszformodell produkál napi értéket. A másik lehetőség különböző terhelési szintek elkülönítése, amely korrekciós faktorként befolyásolja a fitoplankton biomaszájának növekedését. Így nem szükséges egyes napokat jellemezni, elegendő meghatározott hosszúságú időszakokat elkülöníteni. Amint a tápanyagfüggés modellbe építése sikeresen megtörtént, egy újabb problémát jelent a klímaváltozási scenáriók felhasználása. Ez esetben a foszforterhelés változásaira scenáriók létrehozása lehetséges, amelyek hatásait a hőmérséklet változásainak hatásaival együtt lehet vizsgálni.

A folyókutatás alapvető eredményei alapján azonban nem a tápanyagok szintje lehet a döntő a fitoplankton biomsza alakításában, még abban az esetben sem, ha esetenként befolyással bír. Ezért a fentebb vázolt kísérlet nem tekinthető minden tekintetben megalapozottnak.

Számos olyan – a fitoplankton szempontjából lényeges – tényező létezik, amelyről vagy nem rendelkezünk kellő mennyiségű és minőségű adattal, avagy az adatok elérhetősége problémás. A ténylegesen elérhető fény mennyisége ugyanis nem csak a nappalok hosszabbodásától, illetve a napsugárzás beesési szögétől függ, hanem a folyó zavarosságától, a lebegtetett hordalék mennyiségétől, szélsőséges esetekben a fitoplankton önárnyékoló hatásától is. Ezen jelenségek kapcsán is felmerül az áradások szerepe, amely esetben nem pusztán a vízhozamok növekedése tapasztalható, hanem a zavarosság is. A rendelkezésre álló vízhozam adatokat – a korábban említett, kisvízes időszakokkal összefüggésbe hozott magasabb alga számok mellett – ezért is célszerű lehet felhasználni a DPGM fejlesztésében, azonban a felhasználás módjához további vizsgálatok szükségesek. A modellt olyan módon kell összefüggésbe hozni a vízhozamokkal (azok napi értékével, vagy bizonyos – meghatározott hosszúságú – időszakok átlagával), hogy a „relatív” hosszan tartó alacsony vízhozam (bizonyos érték alatt) serkentő hatást gyakoroljon a fitoplankton biomaszára, az áradások pedig (a vízhozamok, meghatározott érték felett) drasztikusan csökkentsék a biomaszákat. A felmelegedés és vízhozamok változásainak kapcsolatára azonban egy hidrológiai modell lenne szükséges, annak fejlesztése nélkül ugyancsak az eltérő, lehetséges irányok néhány alesetét tartalmazó scenárió létrehozásával tudunk csak predikciókat megfogalmazni.

Szintén értékes irányzat lehet a léghőmérséklet vízhőmérsékletet befolyásoló hidrológiai modelljének kidolgozása, amely lehetővé tenné, hogy a modellt közvetlenül vízhőmérséklet adatokra illesszük (amennyiben napi vízhőmérsékleti értékek elérhetők lesznek) és a fitoplankton modellt ezen kapcsoló modellen keresztül futtassuk klímaváltozási scenáriók hőmérsékleti adataira.

A DPGM-be való további környezeti tényezők beépítése nélkül is jelentős előrelépés lehet az egyes elméleti populációk megfeleltetése a valós fitoplankton taxonok kombinációinak. Amennyiben ez egyáltalán lehetséges, úgy egy jelentősen informatívabb modell fejleszthető. A rendelkezésünkre álló, igen hosszú adatsor taxonómiai felbontása is kiemelkedően tekinthető, így az ebben rejlő lehetőséget mindenképpen érdemes kiaknázni.

Minthogy a fitoplankton mintavételezések 2002-ben nem értek véget, a következő évek feldolgozása és modellbe építése szintén egy újabb fejlesztési lehetőséget jelent.

Amennyiben a DPGM újrainlesztése megtörténik (akár a jelenlegi, akár annál hosszabb adatsor felhasználásával), a rendelkezésre álló környezeti adatok alapján az összes megvalósítható elképzelés modellbe integrálására célszerű kísérleteket tenni. Az eddig felsorolt fejlesztési elképzelések mellett a fitoplankton funkcionális csoportokra való szétbontása egy rendkívül kedvező lehetőséget jelentene a modellezés fejlesztésében is. Az egyes funkcionális csoportok külön modellezve nagy valószínűséggel jobban leírnák az összes fitoplankton szezonális dinamikáját is, amellet a klímaváltozás hatásait is részletesebben lehetne elemezni.

Érdekes kihívást jelent a DPGM esetén is a táplálékhálózati kapcsolatokon alapuló modellrendszer felállítása, amelyben a fogyasztó szervezetek dinamikáját is integrálni lehetne (elsősorban a szűrőgető ragylókra és a zooplankton bizonyos csoportjaira fókuszáltnan). Ezt az irányt nehezíti, hogy a fogyasztó szervezetekről nincsen a fitoplankton adatbázissal összevethető hosszúságú és felbontású, megfelelő adatsor, valamint a táplálkozási összefüggések részletesebb megismerése és modellbe építése egy olyan irányzatot jelent, amely csakis több kutató sikeres együttműködésén és több éves munkáján alapulhat.

7. MEGFIGYELT CÖNOLÓGIAI MINTÁZATOK MONITORING ÉS TÉRBELI ADATBÁZISOK ALAPJÁN

7.1. Fénycsapdás mintázatok

Ahhoz, hogy a lehető legpontosabban meg tudjuk határozni egy adatsorban a bekövetkező változásokat és azok tendenciáit, a lehető leghosszabb idősorra (napi adatsorra) van szükségünk. Fontos, hogy az a lehető legnagyobb földrajzi területet fedje le, valamint az adatgyűjtés azonos módszerrel történjen. E feltételnek az Országos Növényvédelmi és Erdészeti Fénycsapda-hálózat adatsora megfelel (Hufnagel et al. 2008). A nagymennyiségű, több forrásból származó adatokat adatbányászati módszerekkel dolgozhatjuk fel.

Az ismertetésre kerülő módszerek nemcsak az ökológiai változások bemutatására alkalmasak. Az eredményeink kiszámításához és a megjelenítéséhez Visual Basic nyelvű programokat készítettünk. E programozási nyelvet azért 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.

7.1.1. A lepkeadatbázis

Az Országos Növényvédelmi és Erdészeti Fénycsapda-hálózat adatait dBase formában kaptuk meg, de ebben a formában nehezen feldolgozhatóak az adatok. Létre kellett hoznunk egy olyan adatbázist, amely lehetővé teszi az egyszerű, általános formátumú adatelérést. Ezzel megteremtettünk egy, a további kutatásokhoz is nélkülözhetetlen adatbázist.

A Fénycsapda-hálózat adatait az adatbányászat módszereit alkalmazva dolgoztuk fel. Első lépésként – a publikációk alapján (Böhlen 2003, Fan 2009, Han & Kambel 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 találhatók, amelyek rekordszerkezete az 7.1. ábrán látható.

Adatok

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

7.1. 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.

Az 7.2. ábrán bemutatott táblához kapcsolódik az 7.3. ábra, amely a csapda és a faj adatbázis rekordszerkezetét mutatja be.

Csapda

CS_KOD	CS_NEV	MENT
:	:	:

Faj

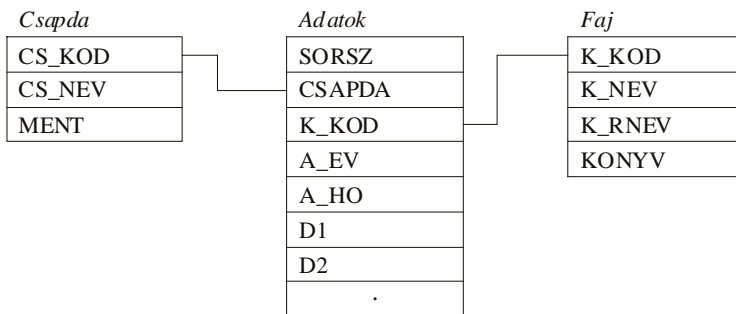
K_KOD	K_NEV	K_RNEV	KONYV
:	:	:	:

7.2. ábra. A csapda és a faj adatok rekordszerkezete

A táblákban található mezők:

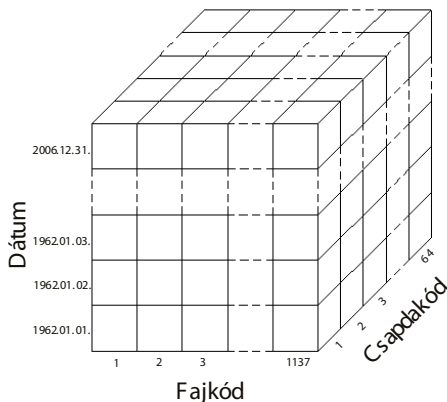
- CS_KOD – csapdakód,
- CS_NEV – a csapda neve,
- MENT – egy logikai érték,
- K_KOD – lepkekód (fajkód),
- K_NEV – a faj neve,
- K_RNEV – a faj rövid neve,
- KONYV – könyv szerinti név.

A 7.1. és a 7.2. ábrán bemutatott táblák (rekordok) relációs kapcsolatát szemlélteti a 7.3. ábra.



7.3. 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 a 7.4. ábrán látható 3 dimenziós adatkocka. A kocka dimenziói: idő, csapdakód, fajkód. Így egy elemi kocka tartalmazza valamely meghatározott napon, adott csapdában fogott faj darabszámát.



7.4. 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 jelenti.

Adatszűrés, adattisztítás

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

- eltávolítjuk 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 napszámnak meg kell felelnie az adott hónaphoz tartozó értékkel),
- kiszűrjük az olyan fajkódokat, amelyek nem szerepelnek a faj adatbázisban,
- töröljük 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 & Kambel 2004). Az ismertetett vizualizációs módszer is 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 (Nowinsky 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. Azt a 9 csapdát választottuk, amely 1962 és 2006 között a leghosszabb ideig működött.

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 az 7.5. ábra szemlélteti. Az ábrán zöld (sötétebb) karikák jelzik azokat a településeket, amelyek közelében a csapdák találhatók.



7.5. ábra. A vizsgált csapdák területi eloszlása

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.

Az adatszűrés és a szűrés befejezése után a lepkedatbázis 9 csapda, 281 faj adatait tartalmazza, ami összesen 4.020.614 rekordot jelent. Az adatbázis szerkezetét a 7.6. ábra mutatja.

Rovaradatbázis

EV	NAP	CSAPDA	FAJ	DB
:	:	:	:	:

7.6. ábra. A lepkedatbázis végső szerkezete

Az adatbázisban a következő mezők találhatók:

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

A csapdaadatok egyesítése

A lepkeadatbázis létrehozása után a 7.5. ábrán látható csapdákra 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 adat-redukálás (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 & Kambel 2004). A mozgóátlag számításánál 4 szomszéd, azaz 9 napi adat átlagával számoltunk (9-ed rendű mozgóátlag). A 9-es számot azért választottuk, mert megegyezik a csapdák számával. A 7.7. 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 találhatók. 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								
Napok										
		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
		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

7.7. 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 (egedszám illetve -1, ha a csapda nem működött), ahol 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 7.8. 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										

7.8. ábra. Lepke-adattábla az átlagszámítás után

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

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.

7.1.2. A meteorológiai adatbázis

Ahhoz, hogy az időjárás hatását pontosan tudjuk vizsgálni, olyan meteorológiai adatokra lenne szükségünk, amelyeket közvetlenül a csapda helyén mértek. Sajnos ilyenek nem álltak rendelkezésre. Így 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 csapdákhoz. Az adatbázisok rekordszerkezetét a 7.9. 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
:	:	:	:	:	:	:

7.9. 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 rekordszerkezetük 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 mikroklima 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 leke-adatbázis létrehozásakor az ország különböző helyeiről (7.5. 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 középhőmérsékletek korrelációja jobb, mint 0,957.

Hőmérséklet-adatbázis

Az adatbázis összeállításánál a vizsgált csapadákhoz 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.

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 üzembeállításával mind a négy adatot az automata méri.

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.

Mivel a meteorológiai adatok közül a legkevésbé lokális jellegű a hőmérséklet, valamint a legteljesebb a hőmérséklet adatsorunk, így munkánkhoz – a klímahatások vizsgálatához – csak a hőmérsékletfüggést vizsgáltuk. E döntésünket alátámasztja az, hogy Nowiński és munkatársai (2003) több szerző műve alapján arra a következtetésre jutott, hogy a repülési aktivitás szempontjából alapvető szerepe a hőmérsékletnek van. A csapadék, a szél és más környezeti hatások – fajonként 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, Virtanen & Neuvonen 1999).

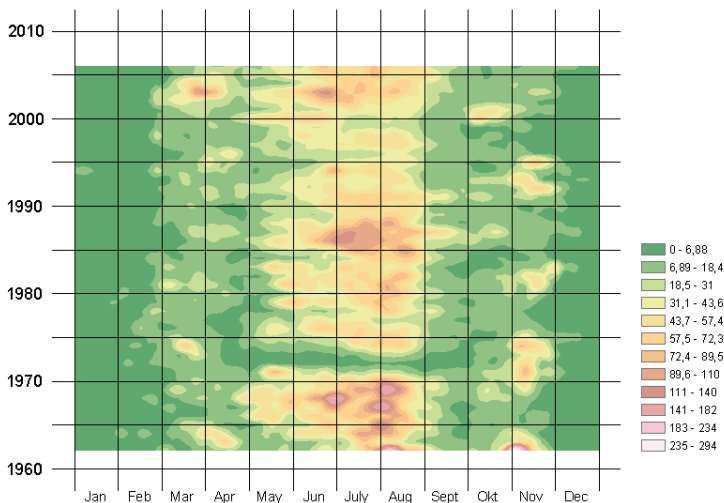
7.1.3. Diverzitási és fajabundancia eloszlási mintázatok

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

Fajabundancia idősorok

Egyedszám

Az 1962 és 2006 között befogott lepkék számának idősorát a 7.10. ábra szemlélteti.



7.10. ábra. A lepkék 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.

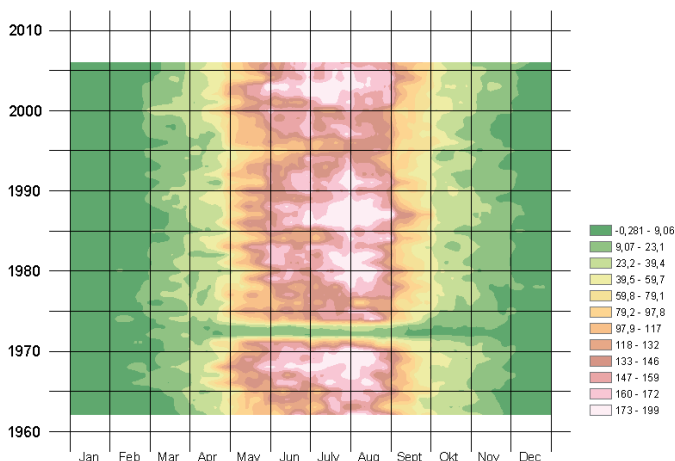
Az ábrán, és a további idősor-ábrákon is jelentős anomália figyelhető meg 1972-ben és 1973-ban. Az anyag feldolgozása ebben az időszakban akadozott, illetve pontatlanabban történt.

Az idősor ábrákon az adatok jelentős szezonális függése is jól látható.

Fajszám (taxon)

A publikációk szerint az egyik legfontosabb diverzitásmutató a fajszám, 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 7.11. ábra a befogott fajszám eloszlását mutatja. Az ábra interpolációval készült, ez az oka annak, hogy rajta törtszámok is megjelentek.



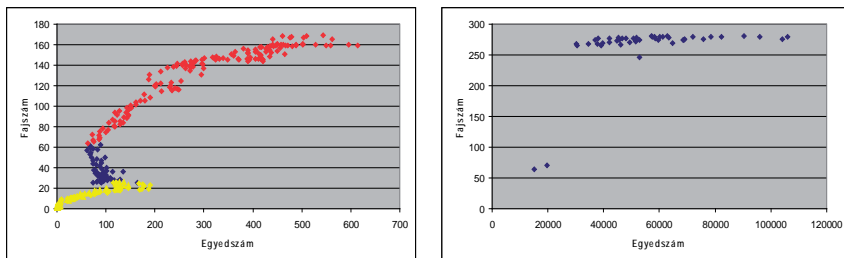
7.11. ábra. A lepkék fajszám időszora

A fajszám időszora egyenletesebb képet mutat, mint az egyedszámé. Azonban itt is megfigyelhető, hogy vannak időszakok (évek), amikor a fajszám jelentősen kiemelkedik a környező évekhez képest.

Fajszám és egyedszám kapcsolata

A fajszám és az egyedszám kapcsolatát a 7.12. 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 fajszám és egyedszám kapcsolata közel lineáris. Az április és október körüli (97-118 és 268-304 napok) időszak (kék pontsor), ahol csökkenő egyedszám mellett növekvő fajszám figyelhető meg. A nyári (119-267 napok) időszakban a faj- és egyedszám között egy telítődéses (logaritmikus) ábra figyelhető meg (piros pontsor), vagyis a fajszám (egy határ felett) már nem növekszik, annak ellenére, hogy az egyedszám nő.

Az éves összes faj- és egyedszámot vizsgálva (bal oldali ábra) látható, hogy az évenként befogott fajszám alig változik annak ellenére, hogy az egyedszám jelentős változást mutat. Ettől csak az 1972 és az 1973 év tér el a már említett okok miatt.

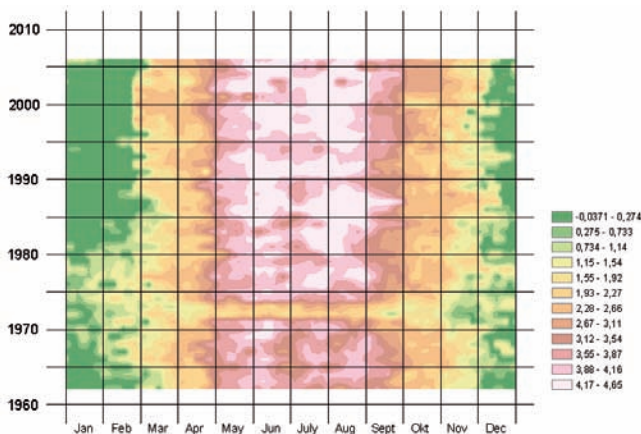


7.12. ábra. A lepkék faj és egyedszám grafikonjai.

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 7.13. ábrán látható.



7.13. ábra. A lepkék Shannon – Wiener index időszora

Az ábrán látható, hogy június és augusztus közepén a diverzitás indexeknek maximuma van. Ennek megfelelően júliusban egy diverzitáscsökkenés figyelhető meg, ami a 60. ábrán is jól látható.

1965 és 1980 között a téli időszakban viszonylag magas diverzitásértékek figyelhetők meg annak ellenére, hogy sem az összes befogott egyedszám (7.10. ábra), sem az összes befogott fajszám (7.11. ábra) idősorokon ez nem látható.

Mindhárom ábrán jól látható, hogy az értékeknek jelentős a szezonális függése.

Fajabundancia (textura) modellek

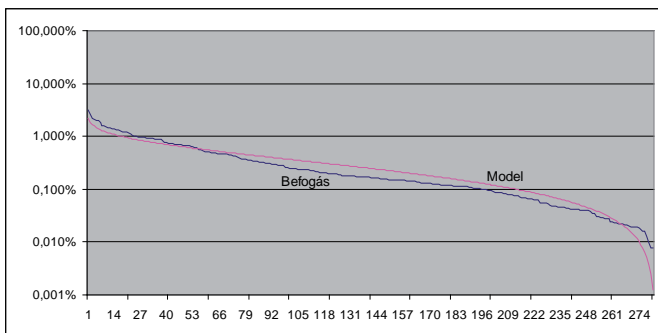
A fajdiverzitási-index vizsgálatok mellett a fajabundancia modelleket is felhasználtuk. Ezek azt vizsgálják, hogy a fajok milyen egyedszámban (tömegességben) vesznek részt a közösségben (Magurran 1988, Pásztor & Oborny 2007). Arra keressük a választ, hogy mennyire egyenletes a mennyiségi eloszlás a fajok között (Pásztor & Oborny 2007), vagyis a rangsor változása jelzést ad az adott közösség változásáról.

Az ökológiával foglalkozó munkák elsősorban három alapmodellt említenek: geometriai, lognormális és pálcatorési modelleket (Aoki 1995, Dunbar et al. 2002, Kobayashi 1985, Pásztor & Oborny 2007, 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.

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

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

A 7.14. 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.)

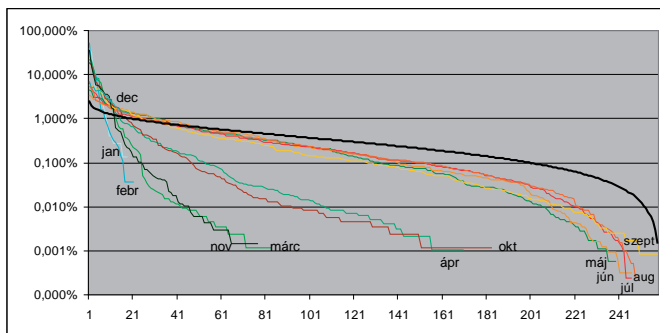


7.14. ábra. Elméleti görbe és a lepkék rangsora összes befogás alapján

A 7.15. ábrán 1974-2006 közötti összes befogás alapján készült havi abundancia eloszlás és a szimultán pálcátörési modell grafikonja látható.

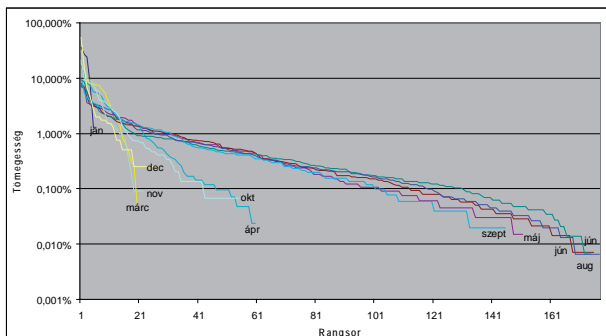
Az ábrán négy, jól elkülöníthető görbelefutás látható: téli (december, január, február), kora tavaszi és késő őszi (március, november), közép tavaszi és közép őszi (április, október) valamint nyári (május, június, július, augusztus, szeptember) időszak. Ez jól mutatja a lepkebefogások szezonális függését.

Összehasonlítva az összes befogással (7.14. ábra) látható, hogy míg havi bontásban mindegyik grafikon a szimultán pálcátörési modell alatt helyezkedik el, addig az összes befogás rangsora jól illeszkedik a pálcátörési modellre. Ennek alapján felmerül a modellillesztések bizonytalansága. Ugyanis az, hogy egy rangsor melyik modellhez illeszkedik, nemcsak a fajok rangjától, hanem a fajbőségtől is függ, az pedig függ a vizsgált időintervallumtól.



7.15. ábra. Lepkék rangsora havonként és a szimultán pálcátörési modell

A 7.16. 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 pálcátörési modellhez. De a görbék laposabbak, mint a 7.15. ábrán, ami a kisebb befogott egyedszámra vezethető vissza, ugyanis a 7.16. ábránál egy évet, míg a 7.15. ábránál 33 éves befogást vizsgáltunk.



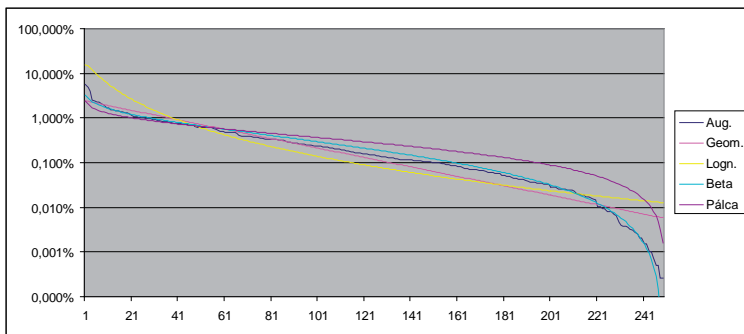
7.16. ábra. Lepkék rangsora 2006-ban, havonként

A következőkben a 7.15. 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) is.

A 7.17. ábrán az összes augusztusi lepkebefogás látható a különböző modellek grafikonjaival. Az illeszkedés paraméterei:

Modell	Korreláció	Négyzetösszeg	Négyzetösszeg/ fajszám	Paraméterek
Geometriai	0,903	83,089	0,334	$z = 0,024$
Lognorm.	0,957	187,784	0,754	$\alpha = 1; \sigma = 1,29; \mu = 0,66$
Béta	0,961	12,768	0,051	$\alpha=1,64, \beta=0,00001$
Pálca	0,941	210,599	0,846	

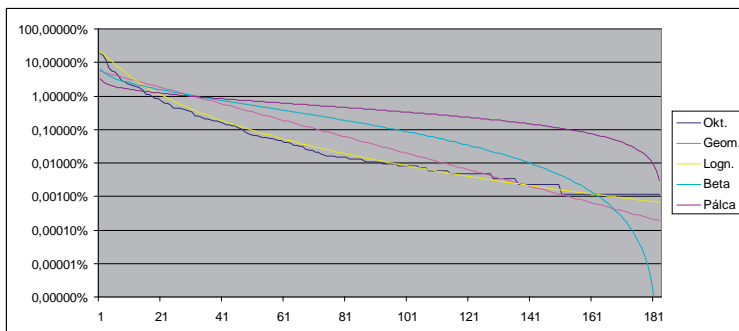


7.17. ábra. Összes augusztusi lepkebefogás és a modellek összehasonlítása

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

A 7.18. ábrán az összes októberi lepkebefogás látható a különböző modellek grafikonjaival. Az illeszkedés paraméterei:

Modell	Korreláció	Négyzetösszeg	Négyzetösszeg/ fajszám	Paraméterek
Geometriai	0,806	202,987	1,109	$z = 0,055$
Lognorm.	0,974	15,079	0,082	$\alpha = 1; \sigma = 1,004; \mu = 0,66$
Béta	0,862	786,183	4,296	$\alpha=2,9, \beta=0,0001$
Pálca	0,749	1808,216	9,881	

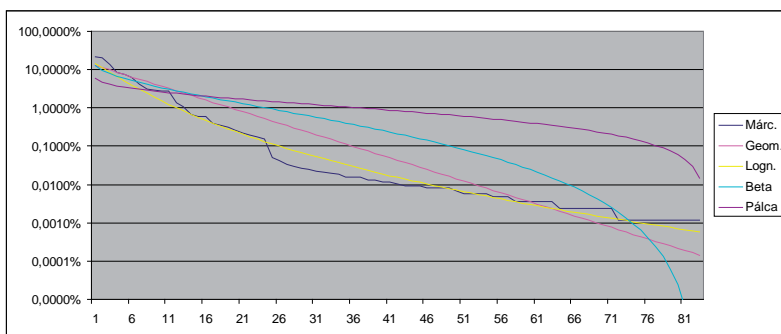


7.18. ábra. Összes októberi lepkebefogás és a modellek összehasonlítása

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

A 7.19. ábrán az összes márciusi lepkebefogás látható a különböző modellek grafikonjaival. Az illeszkedés paramétereit:

Modell	Korreláció	Négyzetösszeg	Négyzetösszeg/fajszám	Paraméterek
Geometriai	0,946	128,386	1,547	$z = 0,13$
Lognorm.	0,994	16,209	0,195	$\alpha = 2; \sigma = 1,83; \mu = 0,69$
Béta	0,942	456,333	5,498	$\alpha=3,3, \beta=0,00001$
Pálca	0,831	1176,682	14,177	

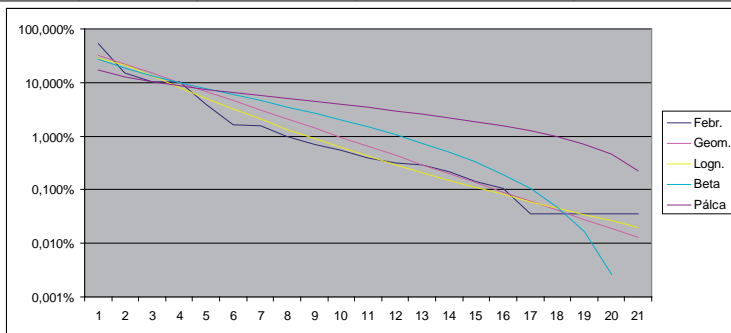


7.19. ábra. Összes márciusi lepkebefogás és a modellek összehasonlítása

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

A 7.20. ábrán az összes februári lepkebefogás látható a különböző modellek grafikonjaival. Az illeszkedés paraméterei:

Modell	Korreláció	Négyzetösszeg	Négyzetösszeg/fajsza	Paraméterek
Geometriai	0,928	5,967	0,284	$z = 0,324$
Lognorm.	0,923	2,519	0,120	$\alpha = 1; \sigma = 0,67; \mu = 0,53$
Béta	0,911	23,490	1,119	$\alpha = 2,58, \beta = 0,06$
Pálca	0,851	91,543	4,359	



7.20. ábra. Összes februári lepkebefogás és a modellek összehasonlítása

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

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 bétaeloszlás 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 (fajszámból) adódik.

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 mi is igazoltuk. A kevés faj és a szűkös erőforrások esetén (például téli időszak) a lepkék rangsora a geometriai modellel közelíti (7.20. ábra), majd a környezeti feltételek javulásával és a fajszám növekedésével fokozatosan eljutunk a béta eloszlási modellhez (7.17. ábra). Az összes befogást vizsgálva (itt minden faj szerepel), a rangsor jól illeszkedik a pálcatorési modellhez (7.14. ábra).

E fejezetben bemutatott példák alapján úgy láttuk, Muneepeerakula 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 pálcátörési-modell.

Pásztor és Oborny (2007) szerint a geometriai modell a szélsőséges környezetben élő társulásoknál, illetve Izsák és Szeidl (2009) szerint a kis egyedszámú (kis abundanciájú) fajok eloszlására jellemző. Ezt a vizsgálataink is igazolják, mivel e modellhez a legjobb illeszkedést a téli időszakban tapasztaltuk (7.20. 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 (7.18., 7.19. ábra). A legbőségesebb 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 modellt követi, míg faj és forrásbőség esetén közelít a szimultán pálcátörési modellhez.

7.1.4. Sokéves tendenciák közösségi szinten

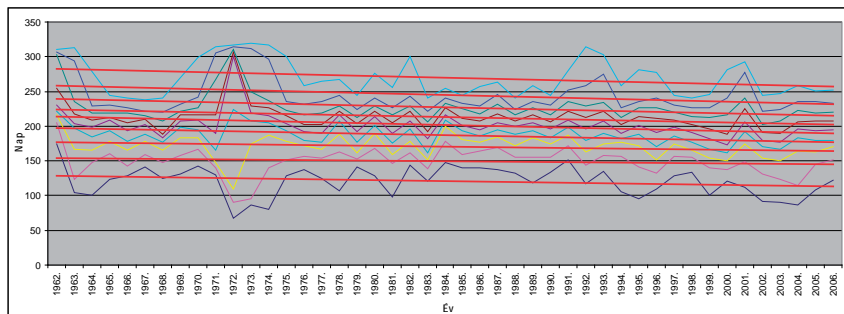
A közösségek változásának egy másik vizsgálati módszere a lineáris kvantilis regresszió számítása, ahol a mérési adatok adott hányadának változásait lineáris kvantilis regresszióval jellemezzük.

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 segítségével, amelyek a tradicionális statisztikai módszerekkel nem.

Befogott egyedszám vizsgálata

Vizsgáltuk, hogy a befogott egyedszám melyik napon éri el az éves összes (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 (7.21. ábra), illetve 1974 és 2006 (7.22. ábra) közötti időszakot.



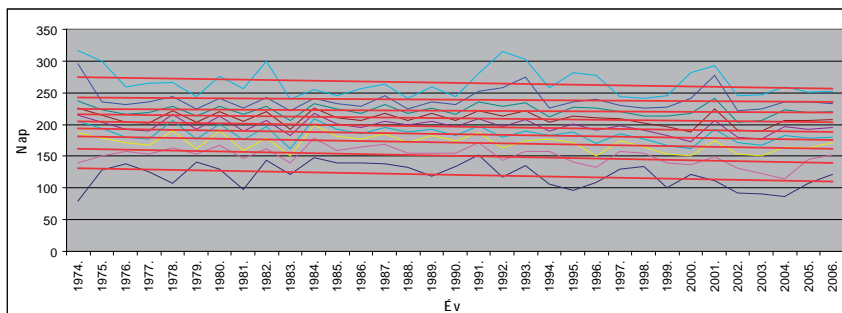
7.21. ábra. Egyedszám (1962-2006)

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 mereksége 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.



7.22. ábra. Egyedszám (1974-2006)

A regressziós egyenesek paraméterei:

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

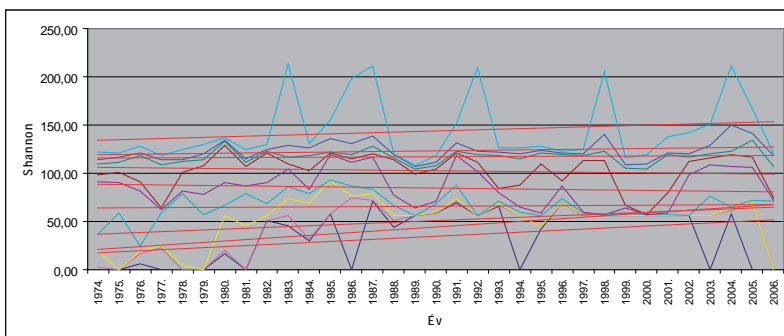
Hasonlóan az előző ábrához, itt is negatív a regressziós egyenesek mereksége.

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 korábba tolódnak az arányok.

Hasonló változást figyeltek meg Kovács és munkatársai (2009) is. Madarak vonulásait vizsgálva, 24 év alatt közel egy hetes korábbra tolódást tapasztaltak.

Diverzitási-index vizsgálata

Vizsgáltuk, hogy a diverzitás-index melyik napon éri el az adott évben (1974 és 2006 között) a maximális érték (10, 20,...90) százalékát (7.23. ábra).



7.23. ábra. Diverzitás-index (1974-2006)

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. 50 és 60% között található a legnagyobb negatív merekség, utána ismét emelkedő tendencia figyelhető meg. Vagyis későbbi napokra tolódik a diverzitási-index növekedése.

7.1.5. Szezonális tendenciák

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 alkalmazott. Mi mindhárom adattal elkészítettük a lepkébefogások idősor-ábráját (7.10., 7.11. és 7.13. ábra), amelyek jól mutatják a szezonálisítását.

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 (7.15. és 7.16. ábra). Látható, hogy valóban a nyári hónapok csak kismértékben térnek el egymástól, és az is, hogy négy jól elkülöníthető időszak figyelhető meg a lepkék fejlődésében.

Természetesen a szezonális változások hagyományos, kétdimenziós idősorok segítségével is bemutatathatók.

A napi átlaghőmérséklet, a diverzitási-index, az egyedszám és a fajsám napokra számított éves átlaga a 7.24. 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.)

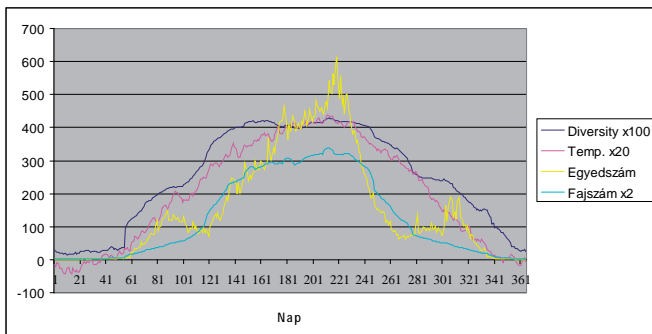
Az ábrából látható, hogy a diverzitásindex a téli időszakban alacsony és alig változik, majd egyenletes növekedésnek indul.

Február végéig a hőmérséklet ugyan emelkedik, de a diverzitási-index alig változik. Ekkor viszont jelentősen megemelkedik a diverzitási-index.

A diverzitási-index a nyári időszakban alig változik, sőt a nyár közepén egy visszaesés figyelhető meg. A szeptember utáni időszakban pedig csökkenő tendenciát mutat.

Az ábrán látható, az egyedszámban van egy kora tavaszi és késő őszi egyedszám-növekedés. Ez megfigyelhető az egyedszám-idősor ábrán is (7.10. ábra). E kiemelkedéseket a csak ebben az időszakban megjelenő fajok okozzák. Az egyedszám a maximumot akkor éri el, amikor a hőmérséklet már el kezdett csökkenni.

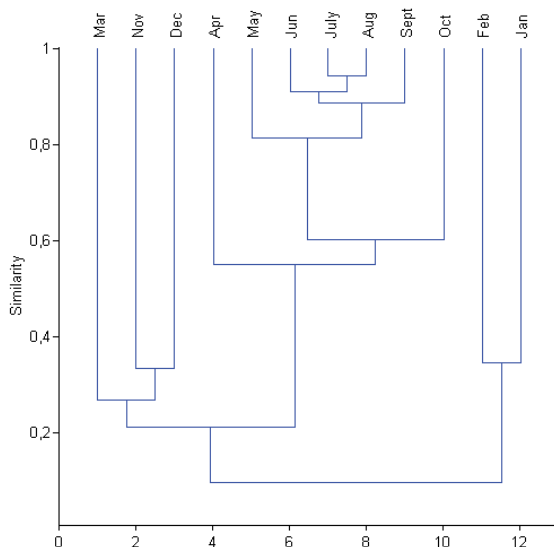
A fajsám grafikonja a tavasz vége felé hirtelen emelkedést mutat, majd egy kisebb mértékű emelkedés után július közepén-végén éri el a maximumot, ahonnan hirtelen csökken. A fajsám maximum és a hőmérsékletmaximum megközelítően egybeesik.



7.24. ábra. Hőmérséklet és diverzitási-index átlaga

A diverzitás eloszlás

Elkészítettük a havi diverzitási-indexek dendrogramját (clusterét) (7.25. ábra) és a nem-metrikus többdimenziós skálázást (NMDS) (7.26. ábra) is. (A hasonlóság mértékének kiszámításához a Jaccard indexet használtuk.)



7.25. ábra. Havi összes befogás hisztogramja

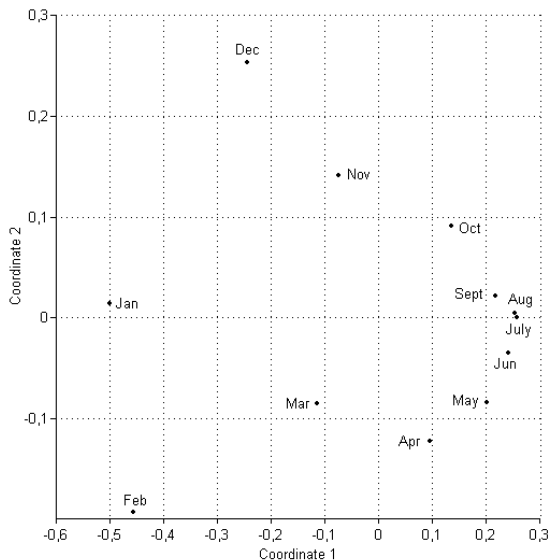
A 7.25. ábrából látható, hogy a nyári hónapok (május, június, július, augusztus és szeptember) nagyon hasonlóak, valamint az 7.26. ábrán közel vannak egymáshoz és az origótól mért távolságuk közel azonos.

Az október és április hónap hasonlósága a 0,6-nál jelentkezik (7.25. ábra), távolságuk az origótól közel azonos (7.26. ábra).

Március, november, december hónapok hasonlósága 0,3-nál jelentkezik (7.25. ábra). Az origótól mért távolságot vizsgálva (7.26. ábra) a december jelentősen távolabb helyezkedik el, mint a másik két hónap. Ennek oka valószínűleg a decemberi kevés adat.

A januári és februári hónap 0,4-nél mutat hasonlóságot (7.25. ábra). Az origótól mért távolságuk közel azonos (7.26. ábra).

A különböző időszakok közötti hasonlóság megfigyelhető a korábbi 7.15. ábrán is.

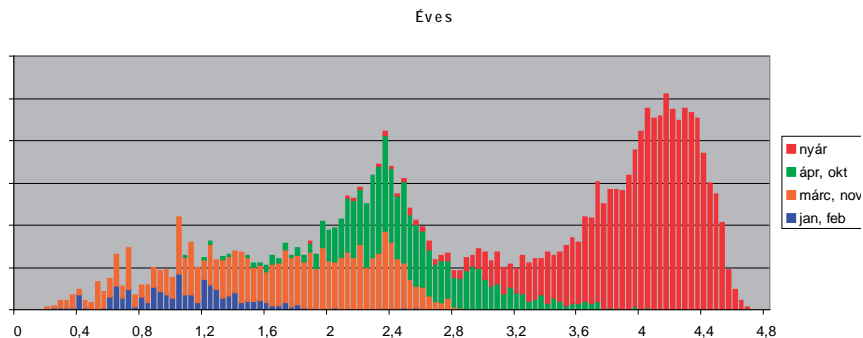


7.26. ábra. Havi összes befogás vizsgálata NMSD módszerrel

Az ábrákon látható, hogy egy éven belül található négy olyan időszak, amikor a fajok tömegességi rangsora szignifikánsan eltér egymástól.

Southwood (1984) eloszlásgörbéket használt a forrásbőség vizsgálatára, így mi is elkészítettük a diverzitási-index eloszlásábráját (7.27. és 7.28. ábra).

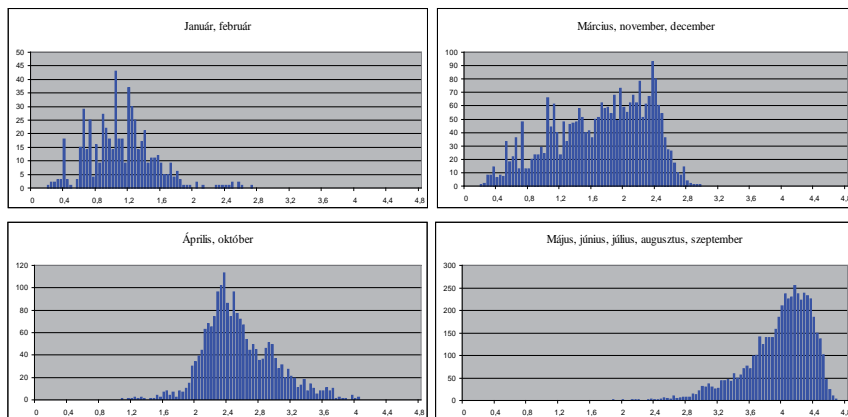
A 7.27. ábrán a befogások alapján elkészített Shannon-index eloszlása látható, ahol a különböző időszakokat más-más színnel jelöltük. A szemléletesebb ábrázolás érdekében a nulla diverzitásértékeket elhagytuk. Ezt megtehetjük, mivel ezeken a napokon nincs befogás.



7.27. ábra. Shannon-index eloszlása

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

A 7.27. ábrán látható Shannon-index eloszlását négy időszakra bontva mutatja a 7.28. ábra. A jobb láthatóság érdekében különböző léptékekben ábrázolva.



7.28. ábra. Shannon-index eloszlása négy különböző időszakban

Az ábrából látható, hogy a diverzitás értékek eloszlása függ a szezonális változástól, 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 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 7.17-7.20. ábrákon is jól megfigyelhető a szezonális függés, ahol a különböző hónapokhoz készült grafikonokhoz, más és más rangsor-abundancia modellt illesztettünk. A sor a geometriai sorozat modellhez legjobban közelítő februárral kezdődik, majd a log-normális modellel (március, október) és végül a pálcatorési modellhez legjobban közelítő bétaeloszlás modellel (augusztus) zárul.

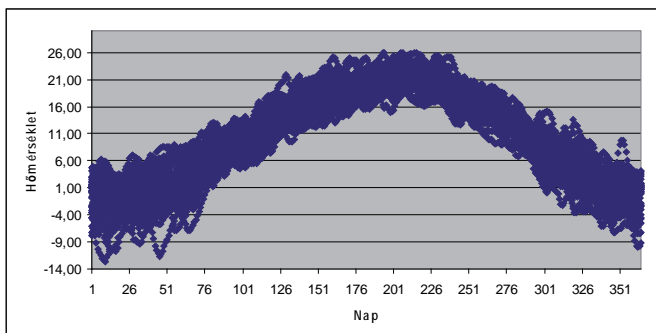
A szezonális bemutatására bármelyik módszert is választjuk, a szezonális függés egyértelműen megállapítható. Igazoltuk, hogy a magyarországi éghajlati viszonyok mellett négy, jól elkülöníthető időszak figyelhető meg a Lepidoptera rend fejlődésében.

7.1.6. A lepkeadatok és a hőmérséklet kapcsolata

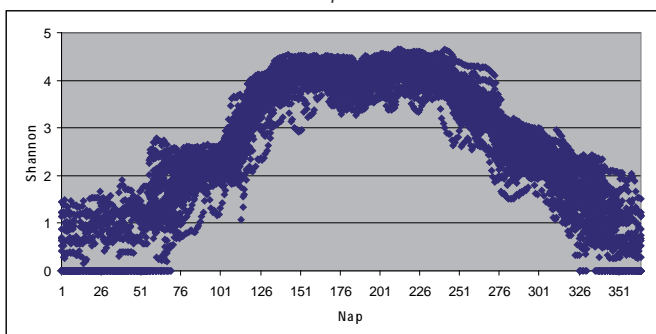
Egyes szerzők a befogások számának növekedését (Bazzaz 1975), míg mások a csökkenését (Nowinszky et al. 2003) írják le a hőmérséklet függvényében. Taylor (1963) igazolta, hogy a repülésnek, ennek következtében a befogásnak a hőmérséklet függvényében alsó és felső küszöbértéke van. E megállapítások igazolására végeztük el a következő vizsgálatokat.

Diverzitás és a befogás, valamint a napi átlaghőmérséklet kapcsolata

A napi átlaghőmérséklet és a diverzitási-index éves átlaga (1974. és 2006. között) az 7.24. ábrán látható. Az 7.29. ábra a 33 év napi hőmérséklet értékeit mutatja a napok függvényében, a 7.30. ábra, pedig a diverzitás értékeit hasonló módon.



7.29. ábra. Napi hőmérséklet

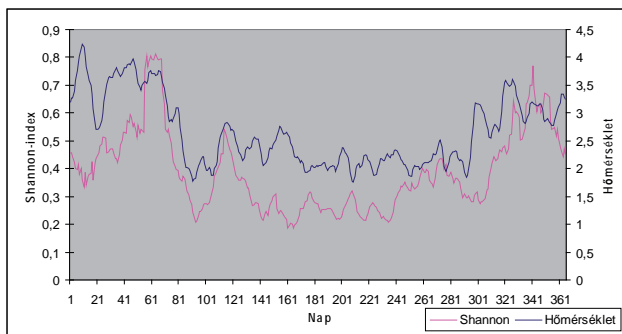


7.30. ábra. Diverzitási-index

A két ábrából látszik, hogy ahol nagyobb a hőmérséklet szórása (téli és tavasz elején illetve ősz végén), ott jelentősebb a diverzitási-index szórása is. Ez látható a 7.31. ábrán is, ahol a hőmérséklet, illetve a diverzitási-index szórása figyelhető meg.

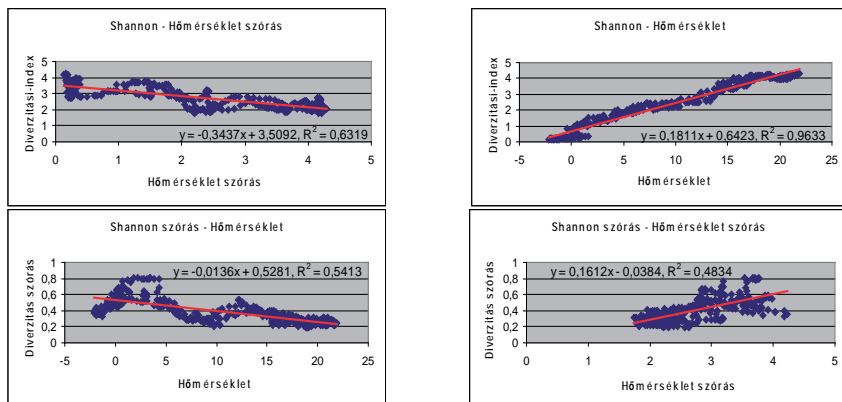
Az 7.30. ábrán látható, hogy január, február és december hónapban vannak olyan napok, amikor a diverzitási-index nulla. Az év többi napján ez nem tapasztalható.

Továbbá látható, hogy az alacsonyabb hőmérséklet esetén kisebb, míg magasabb hőmérsékletnél nagyobb a diverzitás értéke. Megfigyelhető az is, hogy a hőmérséklet növekedésével – egy adott hőmérséklet elérése után – már nem nő a diverzitás, sőt július elején egy visszaesés tapasztalható.



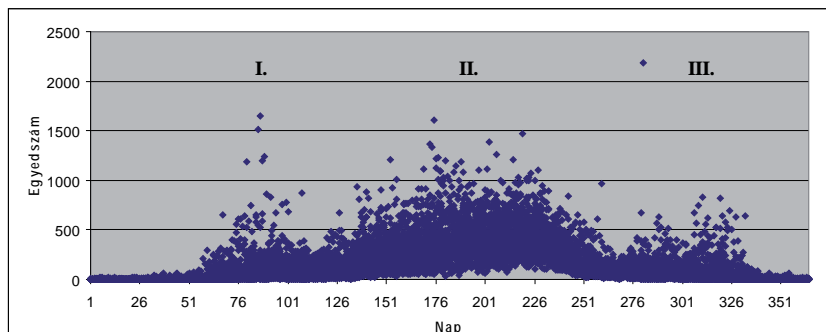
7.31. ábra. Hőmérséklet és a diverzitási-index szórása

A 7.32. 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 $(-0,7949\text{-es})$ korreláció van. A diverzitási-index és a hőmérséklet (második grafikon) szoros $(0,9815\text{-ös})$ 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 $(-0,7357\text{-es})$ korrelációja van. A diverzitási-index szórása és a hőmérséklet szórása (negyedik grafikon) enyhén $(0,6953\text{-as értékkel})$ korrelálnak.

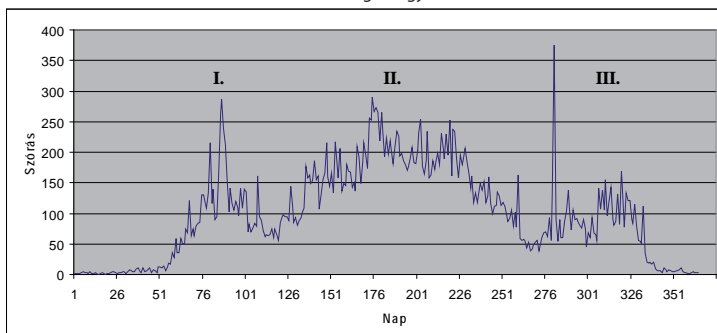


7.32. ábra. A diverzitási-index szórása a hőmérséklet szórásának függvényében

A 7.33. ábra a 33 év napi befogott egyedszámot, a 7.34. ábra annak szórását mutatja a napok függvényében.



7.33. ábra. Befogott egyedszám



7.34. ábra. 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:

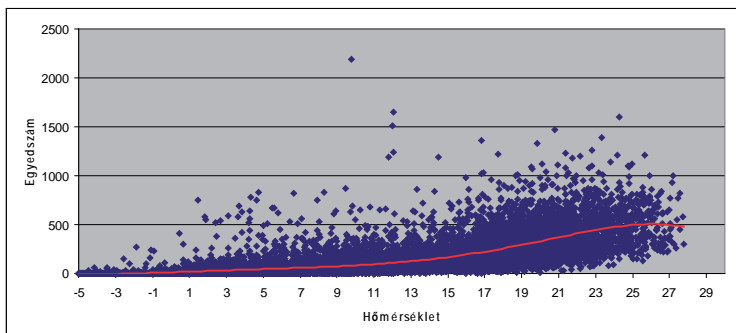
Időszak	Fajkód	Fajnév	Arány
Tavasz	40	Orthosia gothica	7,5 %
	41	Orthosia cruda	15,6 %
	42	Eupsilia transversa	9,0 %
	43	Conistra vaccinii	25,2 %
	51	Alsophila aescularia	16,3 %
	449	Orthosia incerta	5,0 %

Időszak	Fajkód	Fajnév	Arány
Nyár	172	<i>Ectropis bistortata</i>	2,8 %
	240	<i>Eilema complana</i>	4,3 %
	398	<i>Athetis furvula</i>	2,7 %
	411	<i>Paracolax glaucinalis</i>	5,2 %
	515	<i>Zanclognatha lunalis</i>	4,1 %
	519	<i>Eilema lurideola</i>	3,7 %
Ősz	43	<i>Conistra vaccinii</i>	3,5 %
	52	<i>Alsophila quadripunctaria</i>	5,8 %
	54	<i>Operophtera brumata</i>	45,7 %
	63	<i>Erannis aurantiaria</i>	4,0 %
	65	<i>Erannis defoliaria</i>	16,8 %
	656	<i>Ptilophora plumigera</i>	8,7 %

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

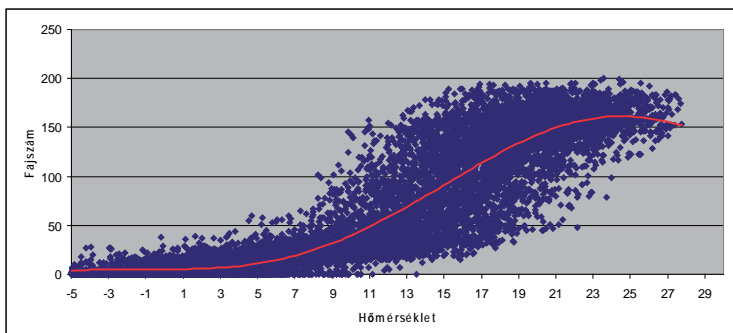
A 42-es és 43-as fajok kétciklusúak, a 43-as az őszi időszakban is domináns, ami a táblázatból is látható. A 172-es fajnak is két rajzása van, de mindkettő a nyári időszakra esik.

Vizsgáltuk az egyedszám hőmérséklet függését (7.35. ábra). A hatodfokú trendvonalon látható, hogy 23 fok körül csökken a befogott egyedek számának növekedése, 25 fok környékén megáll, majd egy enyhe csökkenés figyelhető meg.



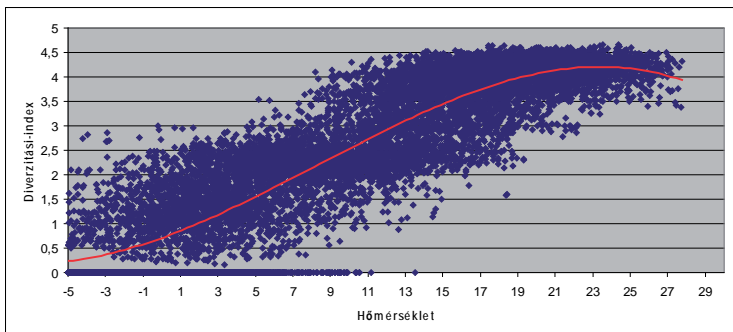
7.35. ábra. A befogott egyedszám hőmérséklet függése

A fajszám hőmérséklet függése a 7.36. ábrán látható. A hatodfokú trend változása itt is hasonló az előző ábrához, de a változás már néhány fokkal alacsonyabb hőmérsékletnél megtörténik.



7.36. ábra. A befogott fajszám hőmérséklet függése

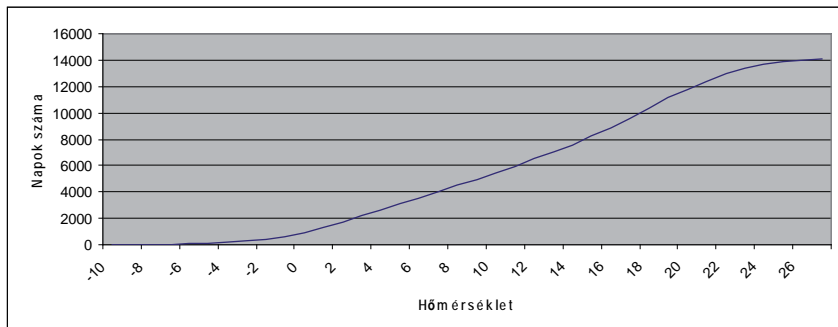
A 7.37. ábra a diverzitási-index hőmérsékletfüggését mutatja. Az előző két ábrához hasonló görbe itt már a harmadfokú trendnél megfigyelhető. Az is látható, hogy 14 °C felett már nincs nulla diverzitási index.



7.37. ábra. Shannon diverzitási-index hőmérsékletfüggése

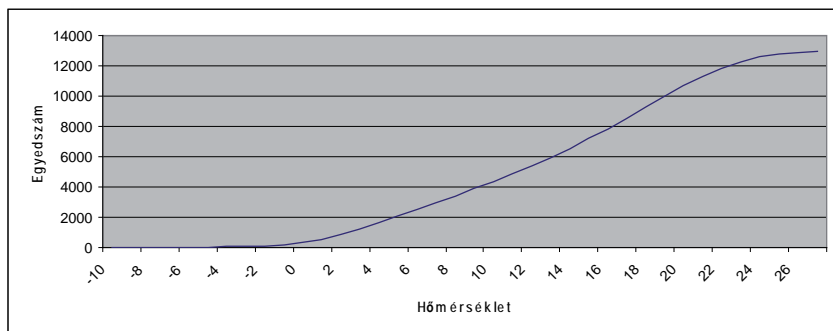
A 7.35., 7.36. és 7.37. ábrán megfigyelhető, hogy a hőmérséklet növekedésével kezdetben az értékek is nőnek, majd egy adott hőmérséklet elérése után a növekedési sebesség lelassul, megáll, majd csökken. E hipotézis igazolására elkészítettük a következő ábrákat, amelyek azt mutatják, hogy adott hőmérsékleten hány olyan nap van, amikor a diverzitási-index, vagy a befogott egyedszám nem nulla.

A 7.38. 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.



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

A 7.39. 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.



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

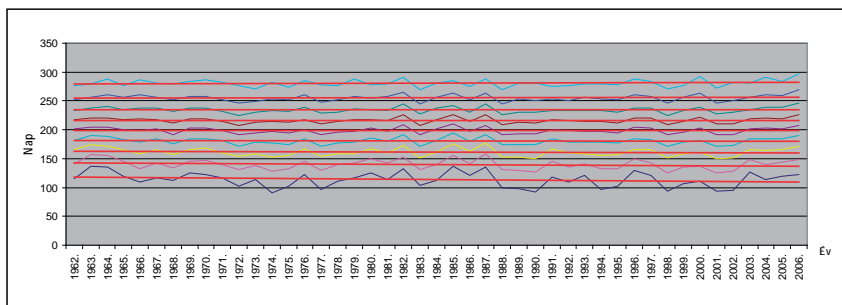
A 7.38. és a 7.39. ábrából is látható hogy egy adott hőmérséklet elérésével csökken a befogások számának növekedése, ami a rovarok repülési kedvének csökkenésével is magyarázható (Nowinszky et al. 2003). Ami viszont kihathat a párázásra és ezzel a jövő generációjának számára is.

A fentiek alapján úgy gondoljuk, 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.

A hőösszeg vizsgálata lineáris kvantilis regresszióval

A hőösszeget, mint fenológiai indikátort vizsgáltuk. Elemeztük, hogy a hőösszeg melyik napon éri el az éves összes hőösszeg adott (10, 20,...90) százalékát.

Mivel a minimális hőmérséklet (a vizsgált időszakban) $-12,6^{\circ}\text{C}$ volt ezért normalizálást végeztünk. A hőösszeg számításánál minden hőmérséklet értékhez 13°C -ot hozzáadtunk. Az így kapott kvantilis regressziós egyeneseket a 7.40. ábra mutatja.



7.40. ábra. Hőösszeg 1962 és 2006 között

A regressziós egyenesek paraméterei:

Hányados	Merekség	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

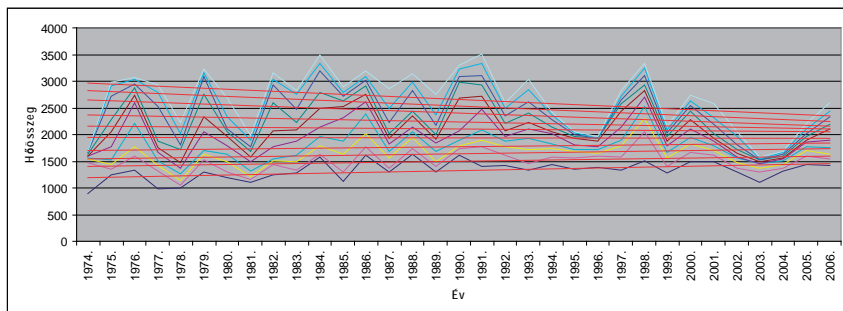
A hőösszeg alacsonyabb százaléknál negatív merekség figyelhető meg, ami azt jelenti, hogy korábban kezd melegedni. A magasabb százalékok esetében viszont nulla környéki (hol pozitív, hol negatív) a merekség. A regressziós egyenesek eltérő tendenciája a melegebb időszak szélesedését és a hidegebb (téli)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

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

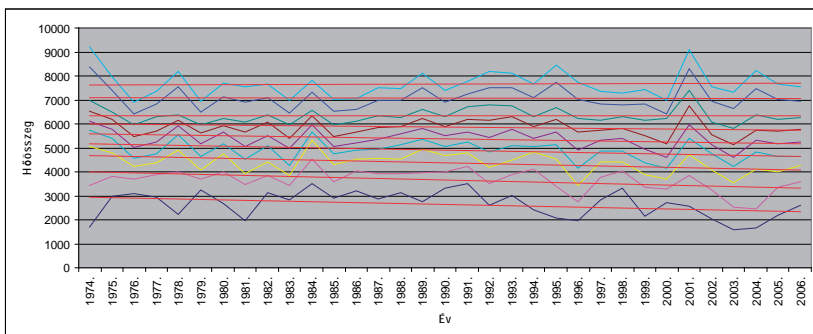
A hőösszeg és a befogott egyedszám kapcsolata

Ferency és munkatársai (2010) leírták, hogy a hőösszeg jelentős korrelációt mutat az

egyedsszámmal. Ennek igazolására vizsgáltuk, hogy mekkora hőösszegnél éri el a befogott egyedsszám az összes befogás 1, 2, ... 10%-át (7.41. ábra), valamint 10, 20,...90%-át (7.42. ábra).



7.41. ábra. Hőösszeg – befogott egyedsszám



7.42. ábra. Hőösszeg – befogott egyedsszám

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 egyedsszám esetében enyhe emelkedést mutat. Látható, hogy a

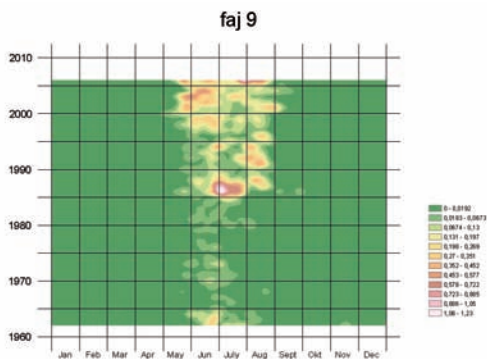
lepkék megjelenéséhez (4% alatti kvantilishez) egyre nagyobb hőösszegre van szükség. A további befogásokhoz viszont egyre kevesebb hőösszeg is elegendő.

7.1.7. Fajonkénti mintázatok

A megváltozott klimatikus körülményekhez a fajok különbözőképpen alkalmazkodnak (Dukes & Mooney 1999, Parmesan & Yohe, 2003, Steffen et al. 2004, Thomas et al. 2004). Ennek vizsgálatához elkészítettük a fajonkénti befogások összes egyedszámának idősor ábráit. Helyhiány miatt itt csak néhány jellegzetes minta ábráját közöljük.

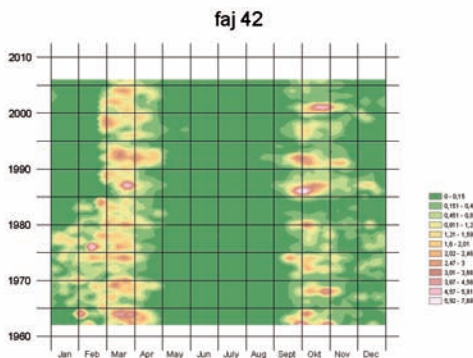
A mintázatokból jól követhető az egyes fajok megjelenésének szezonális függése és az éves változása is.

A *Dendrolimus pini* faj esetében jól látható az egyedszám gyarapodása (7.43. ábra).



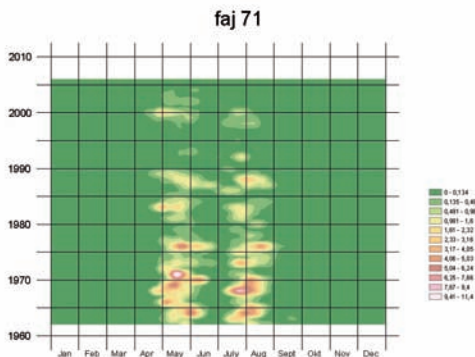
7.43. ábra. *Dendrolimus pini* faj időszora

Az *Eupsilia transversa* két, jól elkülöníthető rajzása látható a 7.44. ábrán.



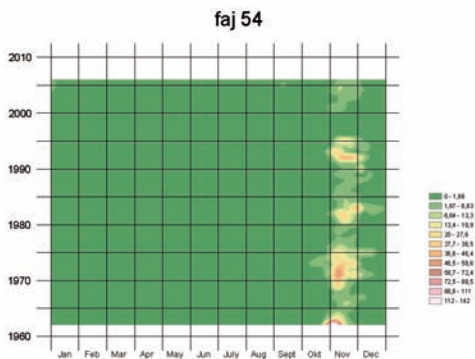
7.44. ábra. *Eupsilia transversa* faj időszora

A *Hyphantria cunea* faj két rajzási időszak melletti időben csökkenő befogást mutat a 7.45. ábra.



7.45. ábra. *Hyphantria cunea* faj idősora

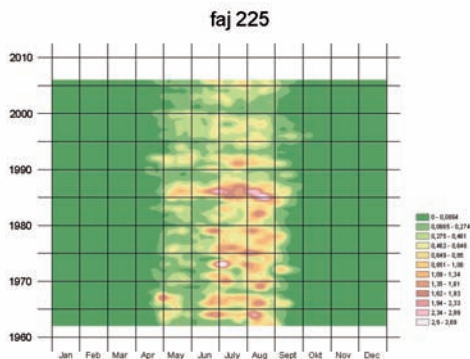
Kúti és munkatársai (2010) felvetették, hogy a kis téli araszoló (*Operophtera brumata*) populációdinamikájára hatással van a napfolttevékenység. Ennek szemléltetésére bemutatjuk e faj idősor-ábráját (7.46. ábra). Az ábrán jól látható, hogy a faj kizárólag késő ősszel és tél elején jelenik meg, valamint az is, hogy körülbelül 11 évenként jelentősen megnő az egyedszám.



7.46. ábra. *Operophtera brumata* faj idősora

Európában, Észak-Afrikában, és Ázsiában egyaránt megtalálható, lucernakártevőként ismert (Jermey & Balázs 1993) *Chiasmia clathrata* (Rácsos rétiaraszoló) idősora látható a 7.47. ábrán. Látható, hogy a faj rajzási ideje április közepétől szeptember végéig tart. 1985 és 1986-ban jelentősen megnőtt a befogott egyedek száma, azóta viszont fokozatosan csökken. Megfigyelhető, hogy a faj rajzási ideje április közepétől szeptember végéig tart, ami megegyezik Mészáros (1972) megfigyelésével. Mészáros (1972) és Szarukán (1973)

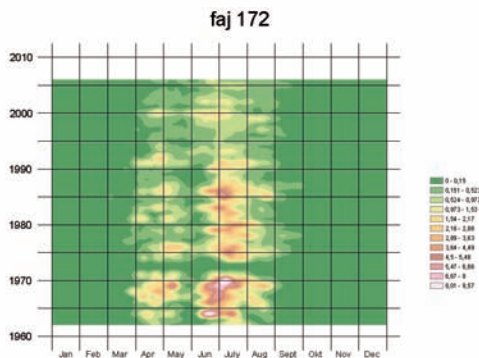
szerint hazai fénycsapda-adatok és tapasztalatok alapján évente 3, esetleg 4 nemzedék is megjelenhet. E megfigyelést igazolja az ábra is.



7.47. ábra. *Chiasmia clathrata* faj időszora

Európában, Ázsia nagy részén és Észak-Afrikában előforduló, Magyarországon általánosan elterjedt az *Ectropis bistortata* (Szürke faaraszoló) faj (7.48. ábra). Látható, 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.

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

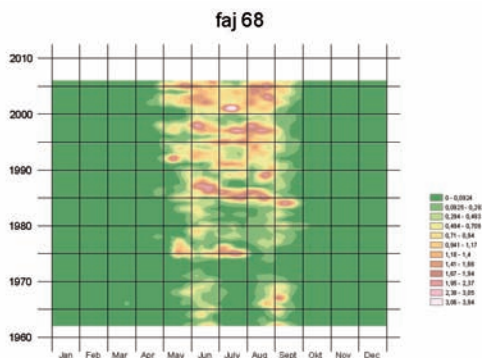


7.48. ábra. *Ectropis bistortata* faj időszora

Mivel nem kötődik egy adott tápnövényhez, így jó indikátorfajnak tekinthető az Európában és Közép-Ázsiában megtalálható *Peribatodes gemmaria* (Ékköves faaraszoló) faj. A fajt a régebbi hazai munkák (pl. Abafi-Aigner 1907) kétnemzedékesnek tartják. A ké-

sőbbi megfigyelések már 2-3 nemzedékről írnak (Gyulai & Nagy 1976). Ez a tendencia jól megfigyelhető a 7.49. ábrán is. Látható, hogy korábban a faj rajzási ideje május közepétől szeptember végéig tartott, és a rajzási idejük május-június, illetve augusztus, szeptember, ami megegyezik Vojnits (1980) megfigyelésével. Azonban az utóbbi időben 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 egynemzedékes ez a faj (Jermy és Balázs 1993). Németországban hűvösebb az időjárás, mint nálunk, ott egynemzedékes a faj. Nálunk kezdetben kétnemzedékes, majd háromnemzedékes, ezért ez a faj alkalmas lehet a hőmérsékletváltozás indikátoraként. Ezt támasztja alá Vojnits (1980) is, miszerint hazánk melegebb területein három nemzedék is kifejlődik.

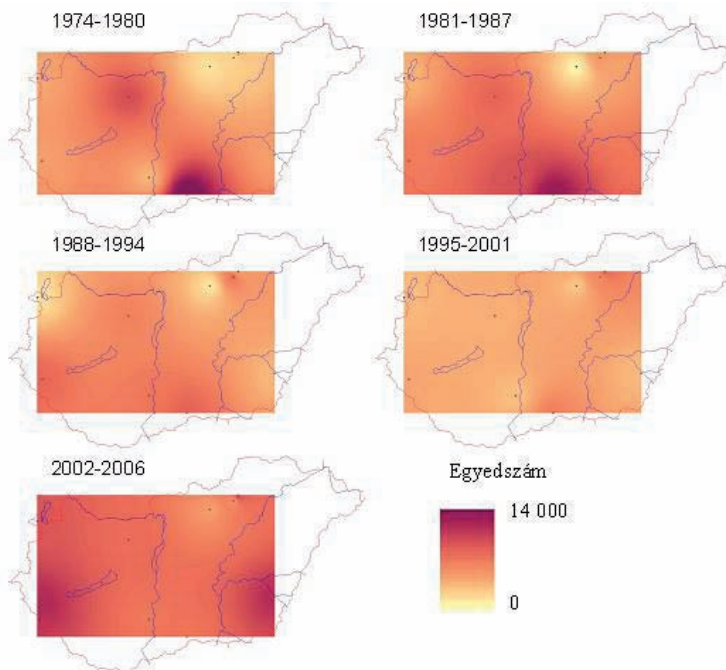


7.49. ábra. *Peribatodes gemmaria* faj időszora

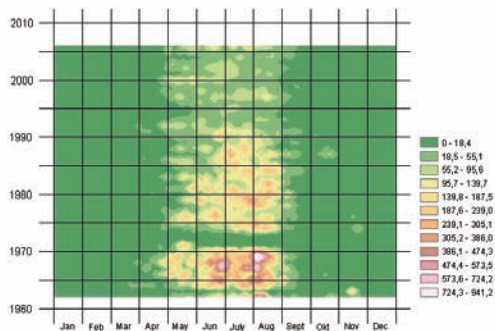
7.1.8. Területi eloszlás

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

A csapdánként befogott összes egyedszámról készült a 7.50. ábra, ahol jól látható, hogy 1974 és 2001 között egy északi irányú eltolódás. 2001-től viszont egy jelentős fajszám-növekedés figyelhető meg. Az ábrában szembevetű a legdélebbi (tompai) csapda befogásának csökkenése, ezért ezzel a csapdával befogott összegyedszámról egy idősor-ábrát is elkészítettünk (7.51. ábra).

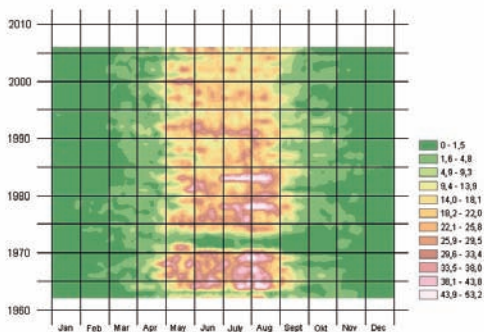


7.50. ábra. Befoott eavedszám változása – csapdánként – 1974 és 2006 között



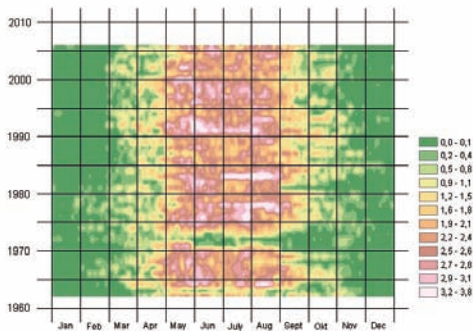
7.51. ábra. A tompai (14-es) csapda összes befogásának időszora

Az ábrából is látható, hogy a befogott összes egyedszám jelentősen csökkent. Az okok meghatározása érdekében újabb elemzéseket végeztünk, amely során elkészítettük e csapda fajszerát (7.52. ábra). Látható, hogy a fajszerát is csökkenő tendenciát mutat.



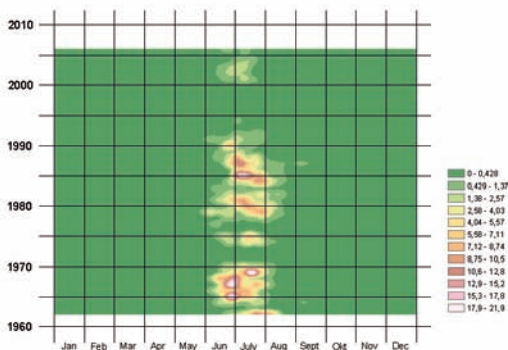
7.52. ábra. A tompai (14-es) csapda összes befogott fajszámának időszora

A diverzitási-index szintén csökken (7.53. ábra), de a kisebb mérték magyarázható azzal, hogy a domináns fajok egyedszáma gyorsabban csökken, mint a kisebb fajoké. Az egyes domináns fajok egyedszámának jelentős csökkenése országos tendencia. Ennek igazolására megvizsgáltuk a legnagyobb egyedszámú, 33 domináns faj változását. Azt tapasztaltuk, hogy 21 faj csökkenő, míg 12 faj növekvő tendenciát mutat.



7.53. ábra. A tompai (14-es) csapda Shannon diverzitási-indexének időszora

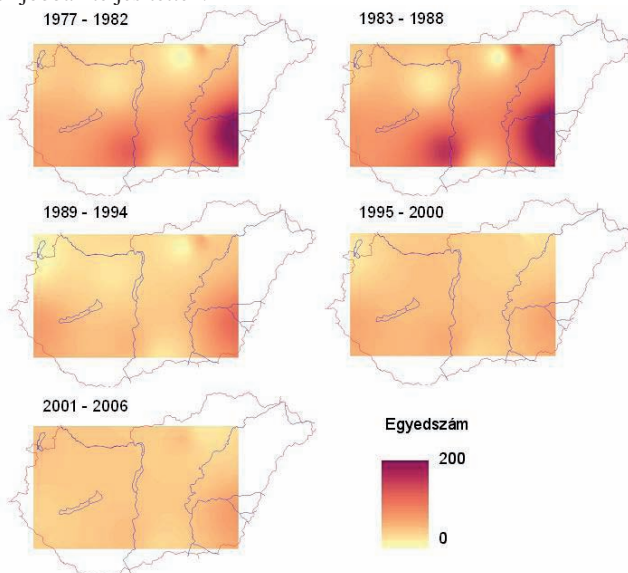
Egy kiválasztott domináns faj csökkenésére példa a 7.54. ábra, ahol a *Minucia lunaris* faj országos időszora látható.



7.54. ábra. A *Minucia lunaris* faj befogott összes egyedszám idősora

Az előző részben bemutatott *Ectropis bistortata* és *Peribatodes gemmaria* fajoknál megvizsgáltuk az országos elterjedésüknek változását.

A 7.55. 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 kiegyenlítődés is, vagyis a korábban kevés egyedet befogott csapdák jobban teljesítettek.

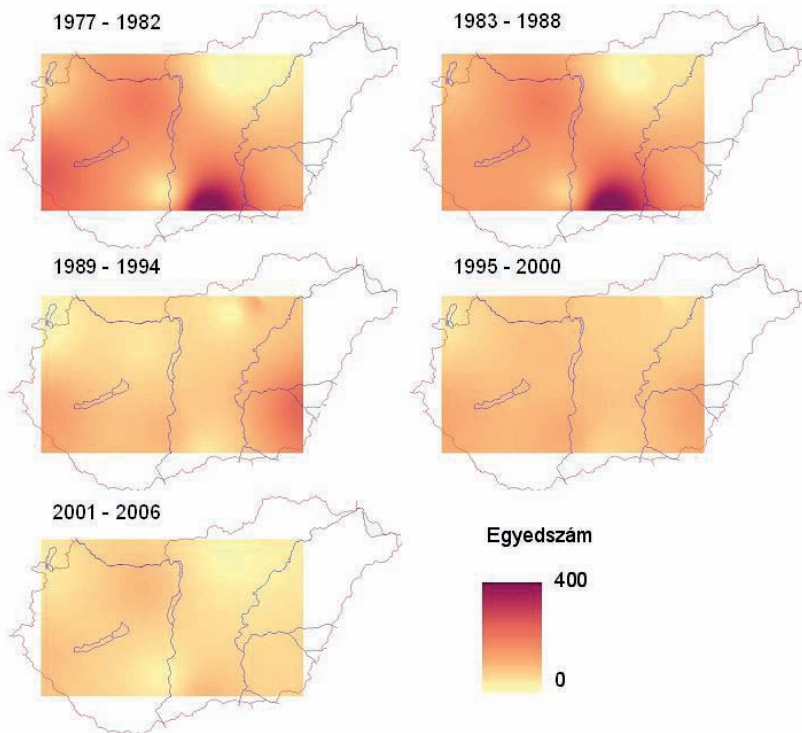


7.55. ábra. A *Chiasmia clathrata* faj országos elterjedése 1977 és 2006 között

Jermey és Balázs (1993) e faj korábbi időszak országos eloszlását ismertetik, ahol a legjelentősebb befogásokat az ország középső részén, valamivel gyengébb befogásokat a keleti határnál figyeltek meg.

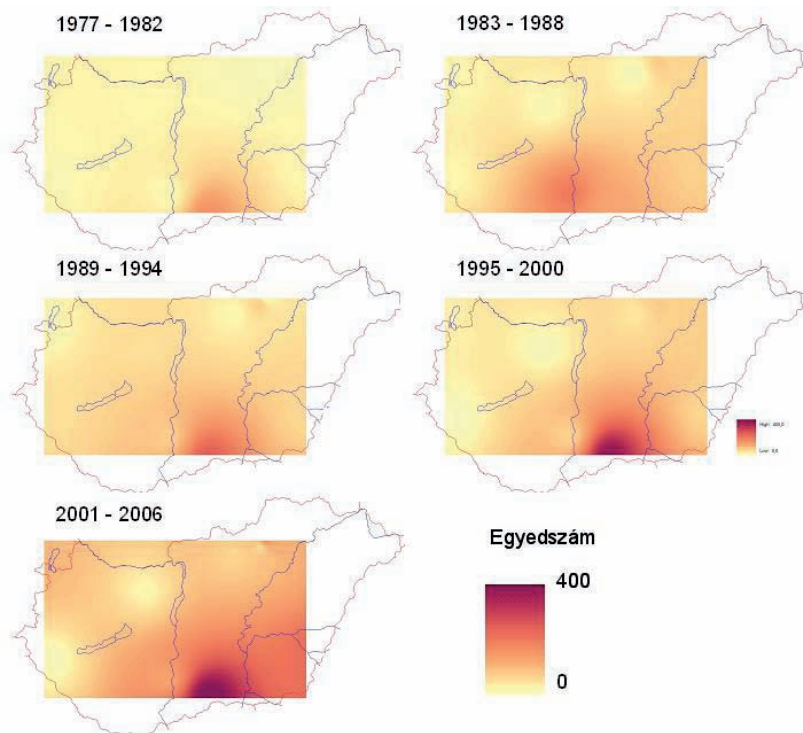
A 7.56. ábrán az *Ectropis bistortata* országos elterjedése látható 1977 és 2006 között. Ez a faj a hetvenes évek második felében országgszerte nagy mennyiségben rajzott, ami megegyezik Jermey és Balázs (1993) megfigyelésével. A legnagyobb befogás az ország déli részén (Tompán) volt. Jól megfigyelhető a faj országos csökkenése, ami a 7.48. ábrán is látható.

Ennél a fajnál az országos csökkenés nem feltétlenül indokolható a hőmérséklet emelkedésével, ugyanis Bergmann (1955) megállapítja, hogy a faj második nemzedéke (Németországban) csak meleg helyeken lép fel, a hegyvidéken csak egy nemzedéke él. Így a faj csökkenése háttérben más hatás lehet, illetve az, ha a faj nem tud alkalmazkodni a túl magas hőmérséklethez.



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

A 7.57. ábrán a *Peribatodes gemmaria* országos elterjedése látható 1977 és 2006 között. Minden évben megfigyelhető, hogy az ország déli részén (Tomba) a legbőségebb a befogás. A fajszám az évek során folyamatosan növekszik, és fokozatosan kiterjed az egész ország területére



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

Parmesan és Yohe (2003) meghatározza, 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 általunk készített ábrákon (7.55. – 7.57. ábrák) jól látható a különböző fajok eloszlásának változása, például a 7.57. ábrán az északi irányú eltolódás.

7.2. Geofiton fenológiai mintázatok

7.2.1. Módszertan

A Dr. Priszter Szaniszló által összegyűjtött adatbázis 40 évre visszamenőleg tartalmaz fenológiai adatokat több száz főként hagymás és gumós növényről. Nekünk az 1979-85 és 1991-1997-es intervallumban elhelyezkedő éveket sikerült digitalizálnunk, majd ezeket az adatokat feldolgozni. Az adatbázis tartalmazta a növények első bimbója megjelenésének, valamint a virágzás kezdetének és a virág elszáradásának az időpontját. Az adatbázis alapján azt kívántuk megvizsgálni, hogy mely meteorológiai tényezők vannak hatással ezen fenofázisok bekövetkezésének az idejére.

A fenológiai paraméterek alakulásának időjárással való kapcsolatát vizsgálva háromféle megközelítést alkalmaztunk:

Első megközelítésként külön-külön vizsgáltuk az egyes fenológiai indikátorok és az időjárási paraméterek korrelációs kapcsolatát. Ebből a célból egy 24 elemű meteorológiai paraméter vektort készítettünk az adott növény aktuális évi, vizsgált fenológiai állapotváltozását megadó, a megelőző év augusztus 28-tól (szökőévben augusztus 27-től) az aktuális fenológiai változásig terjedő időszakáról. Annak érdekében, hogy a klímaváltozás számára is hasznosítható legyen a kutatómunka eredménye, a Szász Gábor-féle algoritmus alapján (Szász Gábor 1968) meghatároztuk a napi globális sugárzási értéket is. Ez az eljárás a napi napfényes órák számából számítja ki a napi globális sugárzási értéket (W/m^2). A következő származtatott meteorológiai paramétereket számítottuk ki:

1. napi globális sugárzások átlaga,
2. napi átlaghőmérsékletek átlaga,
3. napi maximális hőmérsékletek átlaga,
4. napi minimális hőmérsékletek átlaga,
5. csapadék összeg,
6. napfényes órák összege,
7. napfényes órák napi átlaga,
8. csapadékos napok száma,
9. valódi csapadékos napok száma (csapadéknym nem számít bele),
10. 10 °C foknál magasabb átlaghőmérsékletek összege,
11. 9 °C foknál magasabb átlaghőmérsékletek összege,
12. 8 °C foknál magasabb átlaghőmérsékletek összege,
13. 7 °C foknál magasabb átlaghőmérsékletek összege,
14. 6 °C foknál magasabb átlaghőmérsékletek összege,
15. 5 °C foknál magasabb átlaghőmérsékletek összege,
16. 4 °C foknál magasabb átlaghőmérsékletek összege,
17. 3 °C foknál magasabb átlaghőmérsékletek összege,
18. 2 °C foknál magasabb átlaghőmérsékletek összege,
19. 1 °C foknál magasabb átlaghőmérsékletek összege,
20. 0 °C foknál magasabb átlaghőmérsékletek összege,
21. napi ingadozások (maximum-minimum) átlaga,

22. a csapadék relatív szórása a csapadékos napokra,
23. a fagyos napok száma,
24. a nem negatív napi átlaghőmérsékletek összege az utolsó fagyos nap utáni naptól a fenofázis megjelenésének napjáig.

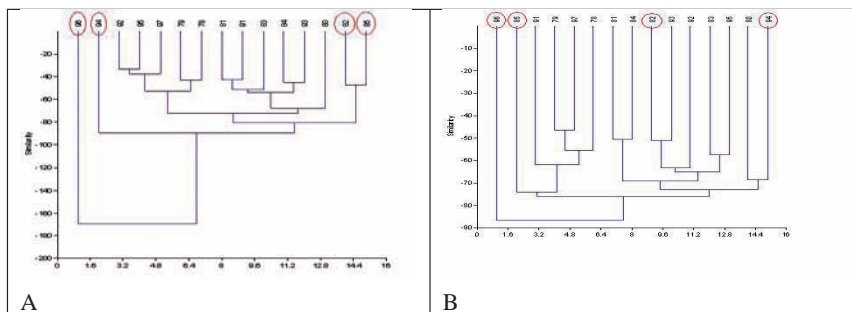
Az így megkapott meteorológiai indikátorok felhasználásával korrelációs vizsgálatokat végeztünk a geofiton fenológiai adatbázisunkban található fenofázis bekövetkezésekre a különböző vizsgálati években. Munkámhoz a PAST statisztikai programcsomagot (Hammer et al. 2001) használtuk (Dede et al. 2009).

Második megközelítésben először megnéztük, hogy az évek során a napsorszámok változása mely tényezőkkel korrelál a legerősebben. Majd egy modellt írtunk fel 2-3 optimális paraméterek additív hatására, az MS Excel Solver programjának segítségével optimalizáltuk, majd az így kapott értékek alapján megnéztük, hogy a napsorszámokkal milyen erős lineáris kapcsolatot kapunk. Addig változtattuk meg a tényezők kombinációját egy fázis esetében, míg a legmagasabb R értéket nem kaptuk, tehát amíg meg nem találtuk a legnagyobb magyarázó erejű modelleket az egyes fenológiai indikátorokra. Az ábrákon az x tengely a fázisok napsorszámát tartalmazza, míg az y tengely a meteorológiai paraméterekkel kapott értékeket.

Harmadik megközelítésként a rendelkezésre álló éveket hierarchikus osztályozással osztályoztuk a fenológiai indikátorok és a meteorológiai paraméterek alapján, végül a kapott eredményeket összehasonlítottuk.

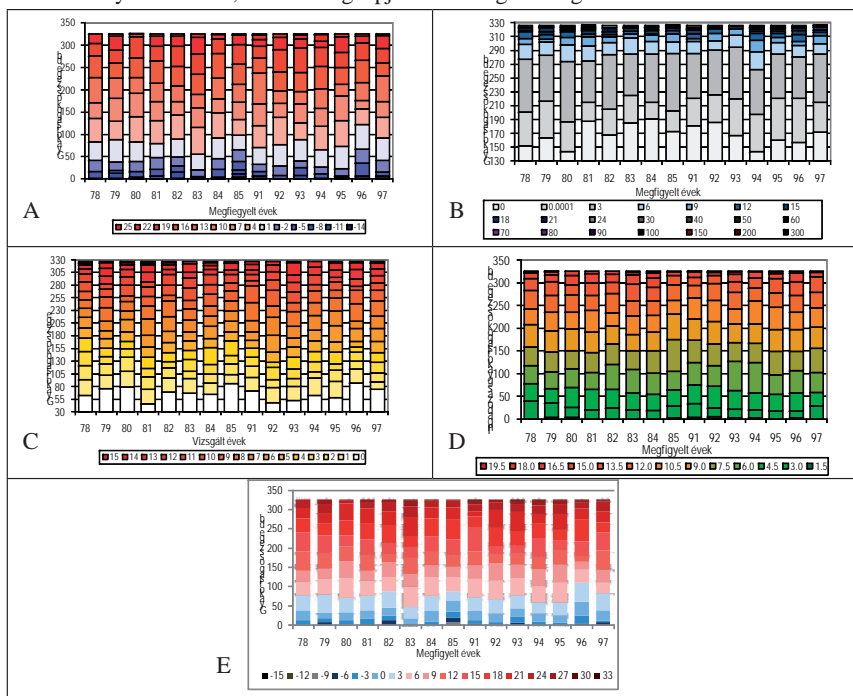
7.2.2. Aspektusok és időjárásfüggő átrendeződéseik a Geophyton adatbázis fenológiai indikátorai alapján

A geophyton adatsorban vizsgált évek (1978-1997) közötti esetleges hasonlóságok, és különbségek megfigyelése érdekében, meteorológiai paraméterek, és fenológiai jelenségek bekövetkezésének időpontja alapján hierarchikus osztályozásokat (7.2.1. ábra) végeztünk.



7.2.1. ábra: Vizsgálati évek osztályozása néhány geofita indikátorfaj fenológiai viselkedése (A) és meteorológiai paraméterek gyakorisági eloszlásai (B) alapján. Kiugró évek bekarikázva.

Az indikátor fajok fenológiai viselkedésére elvégzett osztályozás eredménye (1/A. ábra) négy kiugró évet mutatott: 1982, 1985, 1994, 1996. A meteorológiai paraméterek osztályozásának eredményei (7.2.1/B. ábra) alapján 1985, 1994 és 1996 évek mutattak nagy különbséget, míg 1982-re ez nem mondható el. Mind a két esetben megfigyelhető az 1996-os év határozott elkülönülése, amelynek magyarázatát a napi minimum hőmérsékletek gyakorisági eloszlásában (7.2.2/A. ábra) találtuk meg. Ugyanis 1996-ban a többi évtől eltérően sokkal magasabb volt az alacsonyabb minimumhőmérsékletű napok számának gyakorisága, mint a többi évben. Az 1982. és 1985. évre egyaránt a hűvös átlagú napok (2/E. ábra) nagyobb aránya jellemző, de az 1985-ös év elkülönülését továbbá az is, hogy ebben az évben rendelkezett a legnagyobb gyakorisággal az alacsonyabb hőingású napok számát adja (7.2.2/D. ábra). Az 1994-es év nagy különbözőségét viszont a fent említett meteorológiai paraméterek közül egyik sem magyarázza. Az 1994-es év elkülönülését a magas csapadéku napok (2/B. ábra), a többi évhez képest jóval nagyobb aránya okozza. Az 1985-ös és 1996-os év elkülönülését okozza továbbá a napfényes órák (7.2.2/C. ábra) nagyobb aránya. 1982, 1985 és 1996. évben viszont sokkal magasabb volt az alacsonyabb (0 és 3°C) napi átlaghőmérsékletek aránya, a többi évhez képest. Ennek magyarázata a geophytonok virágzásához szükséges megfelelő hideghatás lehet, ami azt jelenti, hogy enyhébb tél esetén később vagy nehezebben kezdenek virágozni, mint keményebb tél után, amikor megkapják a szükséges hideghatást.



7.2.2. ábra: Néhány meteorológiai paraméter grafikonos ábrázolása a vizsgált években: napi minimum hőmérsékletek eloszlása (A), csapadék gyakoriságok alakulása (B), napfényes órák eloszlása (C), napi ingadozó-sok eloszlása (D), napi átlaghőmérsékletek gyakorisága (E)

7.2.3. A *geophyton* adatbázis feldolgozása révén nyert elsődleges eredmények

88 növényfaj meteorológiai paramétereit számítottuk, melyek a következő kapcsolati képet mutatják, amelyet az 7.2.1. táblázat mutat be.

A táblázatban a sorok a számított meteorológiai jellemzőket képviselik, az oszlopok közül az első hat a három fenológiai változást (első bimbó megjelenése, virágzás kezdete, virágzás vége) két-két oszloppal, melyek közül az első a 95 %-os szinten való elfogadást, a második pedig a 90 %-os szinten való elfogadást jelenti. Megpróbáltunk egyfajta mérőszámot konstruálni oly módon, hogy a teljes elfogadást jelentő baloldali értékeket kettő, az elfogadás közelébe jutást jelentő jobboldali szereplést egy ponttal értékeltük, és ezek összegét az értékelt növényfajok (bal felső szám) hatszorosával osztottuk, hiszen egy növényfaj három fenológiai változás szerint kaphat pontszámot. Az egyes általunk vizsgált meteorológiai paraméterek fenológiában betöltött szerepét, annak erősségét a G-index fejezi ki.

A táblázatban a legnagyobb elfogadási értékeket a 21-es sorszámú napi hőmérséklet-ingadozás, a 23-as sorszámú fagyos napok száma és a 4-es sorszámú napi minimum hőmérsékletek átlaga mutatnak.

7.2.1. táblázat Fenológiai változások és meteorológiai paraméterek korrelációs kapcsolatát összegző eredménytáblázat, melyben az első oszlop a paramétereket, az utolsó oszlop pedig a korreláció erősségét mutatja, a közbülső három oszlop pedig a három vizsgált fenofázist jelöli

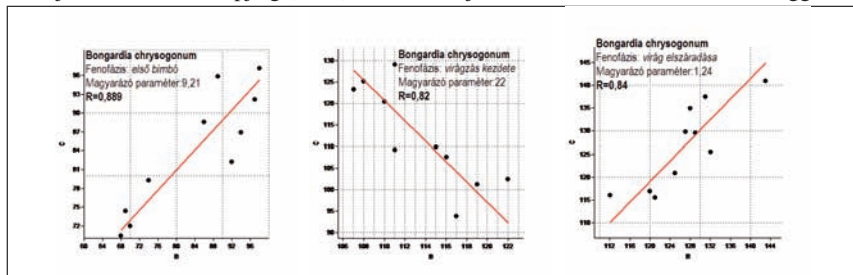
88	F105	F110	F205	F210	F305	F310	G-index
met01	21	4	27	6	18	6	0,2803
met02	35	12	26	11	13	9	0,3409
met03	36	10	24	9	11	3	0,3106
met04	32	12	28	19	13	13	0,3598
met05	3	2	2	4	3	2	0,0455
met06	30	7	19	14	15	8	0,2973
met07	4	3	2	1	3	3	0,0473
met08	27	10	5	7	3	4	0,1723
met09	10	7	19	10	23	14	0,2557
met10	9	11	5	2	9	4	0,1193
met11	16	5	5	2	12	1	0,1402
met12	19	5	6	3	12	3	0,1610
met13	20	6	7	3	13	5	0,1780
met14	21	5	8	1	12	3	0,1723
met15	21	6	8	1	11	3	0,1705
met16	23	3	8	2	11	3	0,1742
met17	23	3	9	1	11	4	0,1780
met18	23	2	9	1	10	5	0,1742
met19	23	2	9		9	5	0,1686
met20	24	2	7	2	9	5	0,1686
met21	80	3	66	6	64	7	0,8258
met22	2	7	2	6	3	2	0,0549
met23	58	8	50	9	20	15	0,5455
met24	12	9	13	4	11	6	0,1723

7.2.4. Regressziós modellek eredményei

A geophyta növények, a *Paeonia* fajok és a 24 féle meteorológiai paraméter lineáris regresszióval való vizsgálata során kapott eredmények a következők:

***Bongardia chrysogonum* (Dicotyledonopsida, Berberidales, Berberidaceae)**

A *Bongardia chrysogonum* (7.2.3. ábra) első bimbójának megjelenését a valódi csapadékos napok száma és a napi hőmérsékletingadozások (maximum-minimum) átlagának (9, 21) kombinációja befolyásolja $R=0,889$ értékkel. A virágzás kezdetére mindössze egy paraméter, a csapadék relatív szórása a csapadékos napokra (22) van hatással $R=-0,82$ értékkel. A virágzás befejezésében a napi hőmérséklet ingadozások átlaga augusztus végétől nézve, és a nem negatív napi átlaghőmérsékletek összege, az utolsó fagyos nap utáni naptól a fenofázis jelentkezésének napjáig (1, 24) kombinációja vesz részt $R=0,84$ értékű erősséggel.

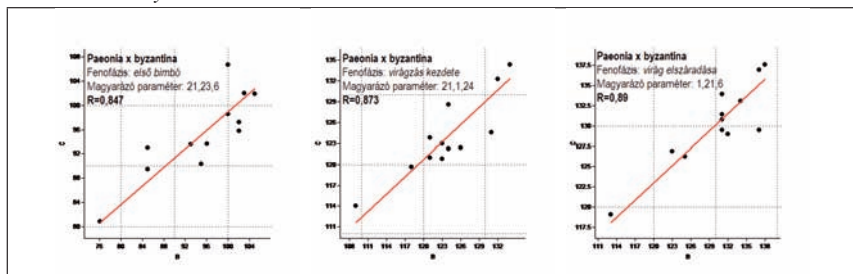


7.2.3. ábra Meteorológiai paraméterekből számolt lineáris kombináció és az általuk modellezett fenológiai fázis bekövetkezési ideje közötti kapcsolatok a *Bongardia chrysogonum* esetében

***Paeoniaceae* (Dilleniales)**

Ezen fajok életformáját tekintve nem Geophyta, hanem Hemikryptophyta növények.

Paeonia x byzantina



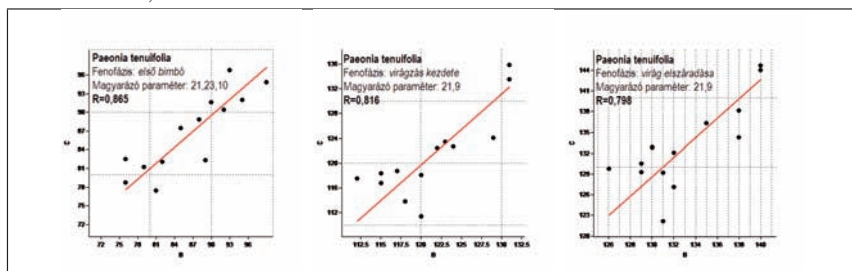
7.2.4. ábra Meteorológiai paraméterekből számolt lineáris kombináció és az általuk modellezett fenológiai fázis bekövetkezési ideje közötti kapcsolatok a *Paeonia x byzantina* esetében

A *Paeonia x byzantina* (7.2.4. ábra) első bimbójának megjelenését a napi hőmérsékletek ingadozásának (maximum-minimum) átlaga, a fagyos napok száma és a napos órák szá-

mának kombinációja befolyásolja (21, 23 és 6) $R=0,847$ értékkel. A virágzás kezdetében a napi hőmérsékletek ingadozásának átlaga, a sugárzás és a 0°C feletti hőösszegnek (21, 1 és 24) a kombinációja van hatással $R=0,873$ értékkel. A virágzás befejezésében a napi globális sugárzások átlaga, a napi hőmérsékletek ingadozásának átlaga és a napfényes órák összegének (1, 21 és 6) a kombinációja vesz részt $R=0,89$ értékben.

Paeonia tenuifolia

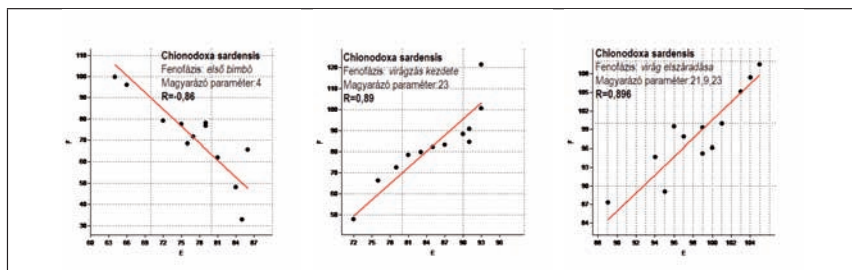
A *Paeonia tenuifolia* (7.2.5. ábra) első bimbójának megjelenését a napi hőmérsékletek ingadozásának átlaga, a fagyos napok száma, a 10°C -nál magasabb átlaghőmérséklet összegének (21, 23, 10) kombinációja befolyásolja $R=0,865$ értékkel. A virágzás kezdetében a napi hőmérsékletek ingadozásának átlaga és a valódi csapadékos napok számának (21, 9) a kombinációja van hatással $R=0,816$ értékkel. A virágzás befejezésében a napi hőmérsékletek ingadozásának átlaga és a valódi csapadékos napok számának (21, 9) a kombinációja vesz részt $R=0,798$ értékben.



7.2.5. ábra Meteorológiai paraméterekből számolt lineáris kombináció és az általuk modellezett fenológiai fázis bekövetkezési ideje közötti kapcsolatok a *Paeonia tenuifolia* esetében

Hyacinthaceae (Monocotyledonopsida, Asparagales)

Chionodoxa sardensis



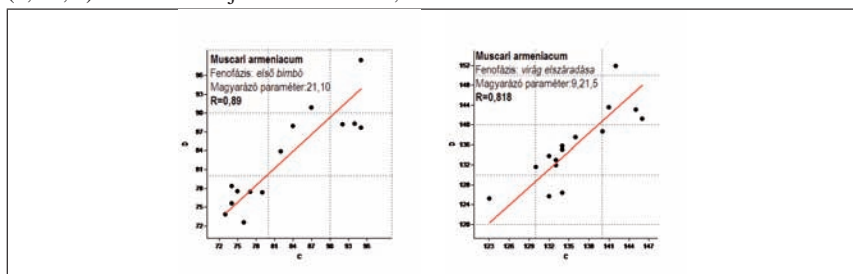
7.2.6. ábra Meteorológiai paraméterekből számolt lineáris kombináció és az általuk modellezett fenológiai fázis bekövetkezési ideje közötti kapcsolatok a *Chionodoxa sardensis* esetében

A *Chionodoxa sardensis* (7.2.6. ábra) első bimbójának megjelenését egy paraméter, a napi minimális hőmérséklet átlaga (4) befolyásolja $R=-0,86$ értékkel. A virágzás kezdetében a

fagyos napok száma (23) van hatással $R=0,89$ értékkel. A virágzás befejezésében a napi hőmérsékletek ingadozásának átlaga, a valódi csapadékos napok száma és a fagyos napok számának (21, 9, 23) kombinációja vesz részt $R=0,896$ értékben.

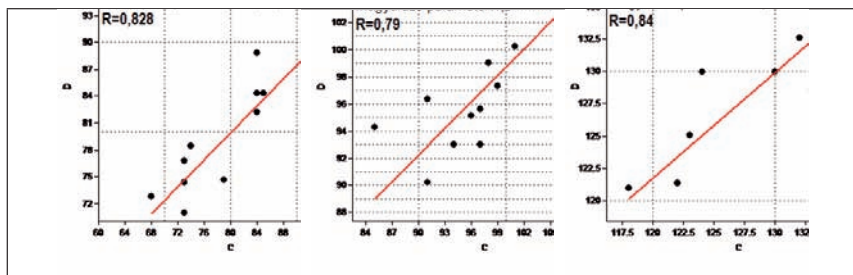
Muscari armeniacum

A *Muscari armeniacum* (7.2.7. ábra) első bimbójának megjelenését a napi hőmérsékletek ingadozásának átlaga és a 10°C -nál magasabb átlaghőmérsékletek összegének (21, 10) kombinációja befolyásolja $R=0,89$ értékkel. A virágzás kezdetében a napi hőmérséklet ingadozásának átlaga, a fagyos napok száma és a napi globális sugárzások átlagának (21, 23, 1) a kombinációja van hatással $R=0,84$ értékkel. A virágzás befejezésében a valódi csapadékos napok száma, a napi hőmérséklet ingadozások átlaga, a csapadék összegének (9, 21, 5) a kombinációja vesz részt $R=0,818$ értékben.



7.2.7. ábra Meteorológiai paraméterekből számolt lineáris kombináció és az általuk modellezett fenofázis bekövetkezési ideje közötti kapcsolatok a *Muscari armeniacum* esetében

Muscari armeniacum Balea

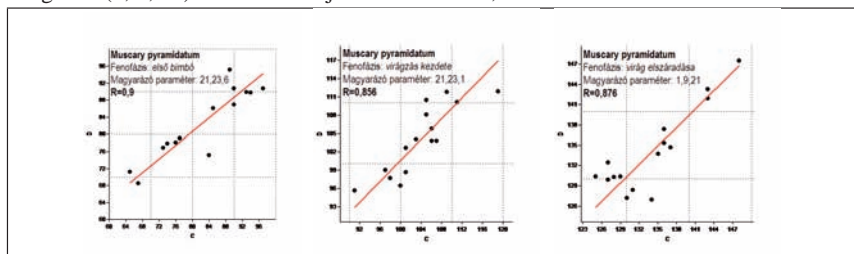


7.2.8. ábra Meteorológiai paraméterekből számolt lineáris kombináció és az általuk modellezett fenológiai fázis bekövetkezési ideje közötti kapcsolatok a *Muscari armeniacum* Balea esetében

A *Muscari armeniacum* 'Balea' (7.2.8. ábra) fajtájának első bimbójának megjelenését a fagyos napok száma, a napi hőmérséklet ingadozásának átlaga, a 7°C -nál magasabb átlaghőmérsékletek összegének (23, 21, 13) kombinációja befolyásolja $R=0,828$ értékkel. A virágzás kezdetében a globális sugárzás átlaga és a csapadékos napok számának (1, 8) kombinációja van hatással $R=0,79$ értékkel. A virágzás befejezésében a 0°C foknál magasabb átlaghőmérsékletek összege és a valódi csapadékos napok számának (20, 9) a kombinációja vesz részt $R=0,84$ értékben.

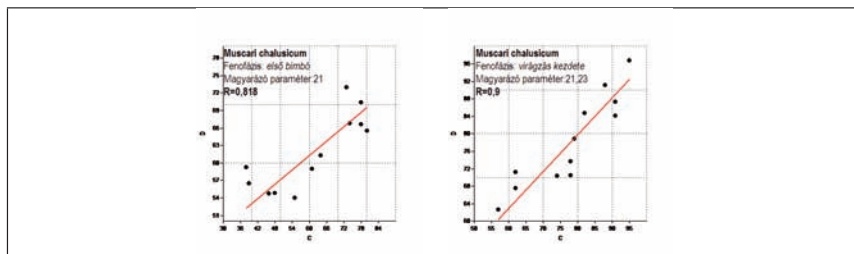
Muscari pyramidatum

A *Muscari pyramidatum* (7.2.9. ábra) első bimbójának megjelenését a napi hőmérséklet ingadozásának átlaga, a fagyos napok száma, a napfényes órák összegének (21, 23, 6) kombinációja befolyásolja $R=0,9$ értékkel. A virágzás kezdetében a napi hőmérséklet ingadozásának átlaga, a fagyos napok száma és a napi globális sugárzások átlagának (21, 23, 1) a kombinációja van hatással $R=0,856$ értékkel. A virágzás befejezésében a napi globális sugárzások átlaga, a valódi csapadékos napok száma és a napi hőmérséklet ingadozások átlagának (1, 9, 21) a kombinációja vesz részt $R=0,876$ értékben.



7.2.9. ábra Meteorológiai paramétereiből számolt lineáris kombináció és az általuk modellezett fenológiai fázis bekövetkezési ideje közötti kapcsolatok a *Muscari pyramidatum* esetében

Muscari chalusicum



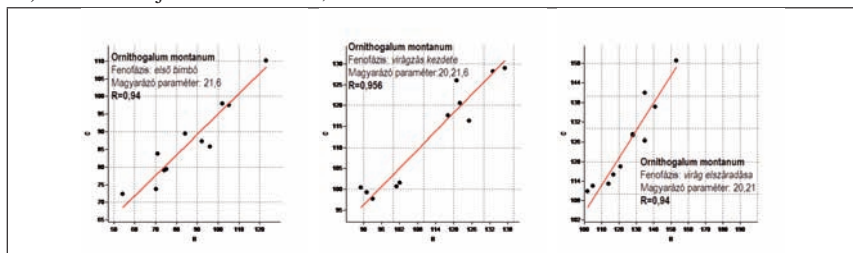
7.2.10. ábra Meteorológiai paramétereiből számolt lineáris kombináció és az általuk modellezett fenológiai fázis bekövetkezési ideje közötti kapcsolatok a *Muscari chalusicum* esetében

A *Muscari chalusicum* (7.2.10. ábra) első bimbójának megjelenését a napi hőmérséklet ingadozások átlaga (21) befolyásolja $R=0,818$ értékkel. A virágzás kezdetében a napi hőmérséklet ingadozások átlagának és a fagyos napok számának (21, 23) kombinációja van hatással $R=0,9$ értékkel. A virágzás befejezésében a napi hőmérséklet ingadozások átlagának és a nem negatív napi átlaghőmérsékletek összege az utolsó fagyos nap utáni naptól a fenofázis jelentkezésének napjáig (21, 24) kombinációja vesz részt $R=0,85$ értékben.

Ornithogalum montanum

Az *Ornithogalum montanum* (7.2.11. ábra) első bimbójának megjelenését a napi hőmérséklet ingadozások átlaga és a napfényes órák összegének (21, 6) a kombinációja befolyásolja $R=0,94$ értékkel. A virágzás kezdetében a $0\text{ }^{\circ}\text{C}$ foknál magasabb átlaghőmérsékletek összege, a napi hőmérséklet ingadozások átlaga és a napfényes órák összegének (20, 21,

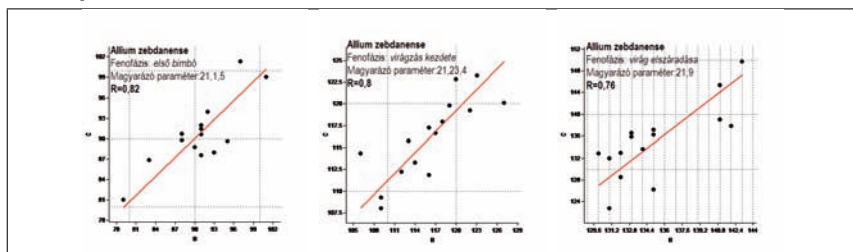
6) kombinációja van hatással $R=0,956$ értékkel. A virágzás befejezésében a $0\text{ }^{\circ}\text{C}$ foknál magasabb átlaghőmérsékletek összege és a napi hőmérséklet ingadozások átlagának (20, 21) kombinációja vesz részt $R=0,94$ értékben.



7.2.11. ábra Meteorológiai paraméterekből számolt lineáris kombináció és az általuk modellezett fenológiai fázis bekövetkezési ideje közötti kapcsolatok az *Ornithogalum montanum* esetében

Alliaceae

Allium zebdanense



7.2.12. ábra Meteorológiai paraméterekből számolt lineáris kombináció és az általuk modellezett fenológiai fázis bekövetkezési ideje közötti kapcsolatok az *Allium zebdanense* esetében

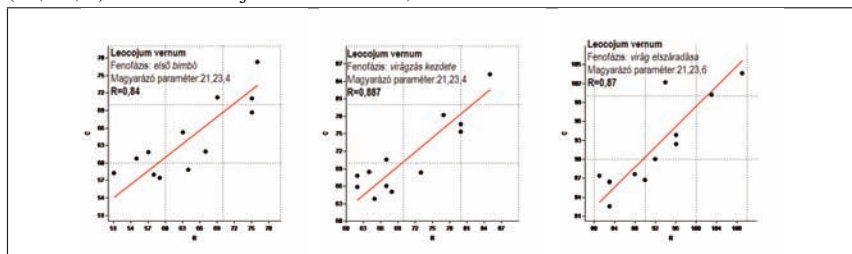
Az *Allium zebdanense* (7.2.12. ábra) első bimbójának megjelenését a napi hőmérséklet ingadozások átlaga, a napi globális sugárzások átlaga és a csapadék összegének kombinációja befolyásolja (21, 1, 5) $R=0,82$ értékkel. A virágzás kezdetében a napi hőmérséklet ingadozások átlaga, a fagyos napok száma és a napi minimális hőmérséklet átlagának (21, 23, 4) a kombinációja van hatással $R=0,8$ értékkel. A virágzás befejezésében a napi hőmérséklet ingadozások átlaga és a valódi csapadékos napok számának (21, 9) a kombinációja vesz részt $R=0,76$ értékben.

Amaryllidaceae

Leucojum vernum

A *Leucojum vernum* (7.2.13. ábra) első bimbójának megjelenését a napi hőmérséklet ingadozások átlaga, a fagyos napok száma és a napi minimális hőmérséklet átlagának (21, 23, 4) kombinációja befolyásolja $R=0,84$ értékkel. A virágzás kezdetében a napi hőmérséklet ingadozások átlaga, a fagyos napok száma és a napi minimális hőmérsékletek átlagának

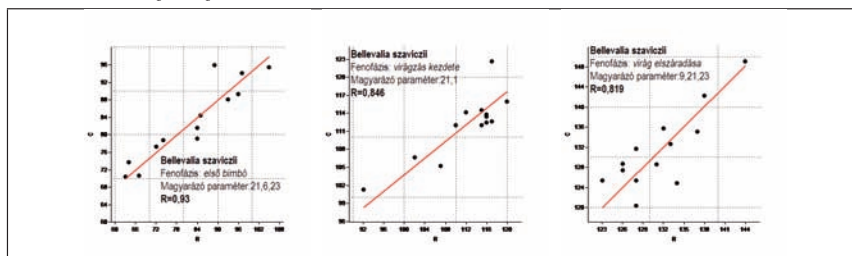
(21, 23, 4) kombinációja van hatással $R=0,887$ értékkel. A virágzás befejezésében a napi hőmérséklet ingadozások átlaga, a fagyos napok száma és a napfényes órák összegének (21, 23, 6) a kombinációja vesz részt $R=0,87$ értékben.



7.2.13. ábra Meteorológiai paramétereiből számolt lineáris kombináció és az általuk modellezett fenológiai fázis bekövetkezési ideje közötti kapcsolatok a *Leucojum vernum* esetében

Liliaceae (Liliales)

Bellevia szaviczii

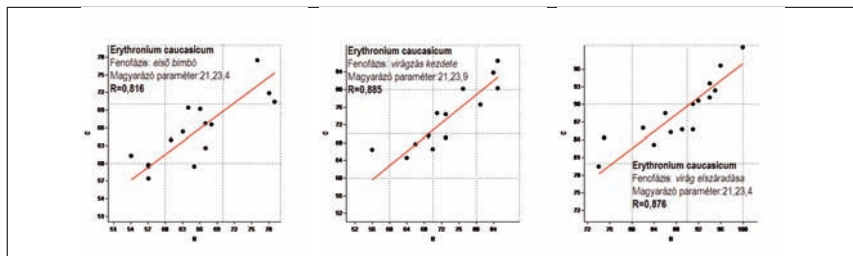


7.2.14. ábra Meteorológiai paramétereiből számolt lineáris kombináció és az általuk modellezett fenológiai fázis bekövetkezési ideje közötti kapcsolatok a *Bellevia szaviczii* esetében

A *Bellevia szaviczii* (7.2.14. ábra) első bimbójának megjelenését a napi hőmérséklet ingadozások átlaga, napfényes órák összege, fagyos napok számának kombinációja befolyásolja (21, 6, 23) $R=0,93$ értékkel. A virágzás kezdetében a napi hőmérséklet ingadozások átlagának és a napi globális sugárzások átlagának (21, 1) a kombinációja van hatással $R=0,846$ értékkel. A virágzás befejezésében a valódi csapadékos napok száma, a napi hőmérséklet ingadozások átlaga és a fagyos napok számának (9, 21, 23) a kombinációja vesz részt $R=0,819$ értékben.

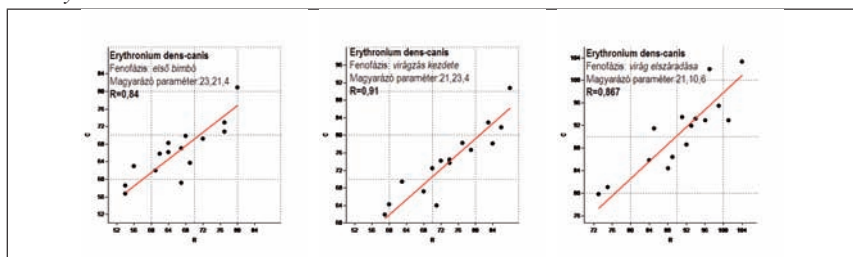
Erythronium caucasicum

Az *Erythronium caucasicum* (7.2.15. ábra) első bimbójának megjelenését a napi hőmérséklet ingadozások átlaga, a fagyos napok száma és a napi minimum hőmérséklet átlagának (21, 23 és 4) lineáris kombinációja befolyásolja $R=0,816$ értékkel a korrelációs vizsgálat során. A virágzás kezdetét a napi hőmérséklet ingadozások átlaga, a fagyos napok száma és a komoly csapadékos napok számának (21, 23 és 9) kombinációja van hatással $R=0,885$ értékkel. A virágzás befejezésében a napi hőmérséklet ingadozások átlaga, a fagyos napok száma és a napi minimum hőmérséklet átlagának (21, 23 és 4) kombinációja $R=0,876$ értéket ad.



7.2.15. ábra Meteorológiai paramétereiből számolt lineáris kombináció és az általuk modellezett fenológiai fázis bekövetkezési ideje közötti kapcsolatok az *Erythronium caucasicum* esetében

Erythronium dens-canis

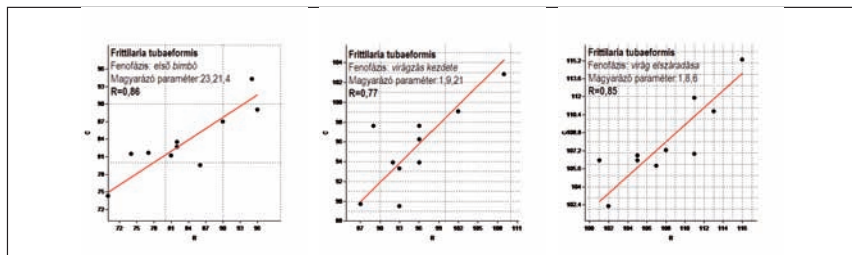


7.2.16. ábra Meteorológiai paramétereiből számolt lineáris kombináció és az általuk modellezett fenológiai fázis bekövetkezési ideje közötti kapcsolatok az *Erythronium dens-canis* esetében

Az *Erythronium dens-canis* (7.2.16. ábra) első bimbójának megjelenését a napi hőmérséklet ingadozások átlaga, a fagyos napok száma és a napi minimum hőmérséklet átlagának kombinációja befolyásolja (23, 21 és 4) $R=0,84$ értékkel. A virágzás kezdetében a napi hőmérséklet ingadozások átlaga, a fagyos napok száma és a napi minimum hőmérséklet átlagának (21, 23 és 4) a kombinációja van hatással $R=0,91$ értékkel. A virágzás befejezésében a napi hőmérséklet ingadozások átlaga, a 10 °C feletti hőmérséklet átlaga és napfényes órák összegének (21, 10 és 6) a kombinációja vesz részt $R=0,867$ értékben.

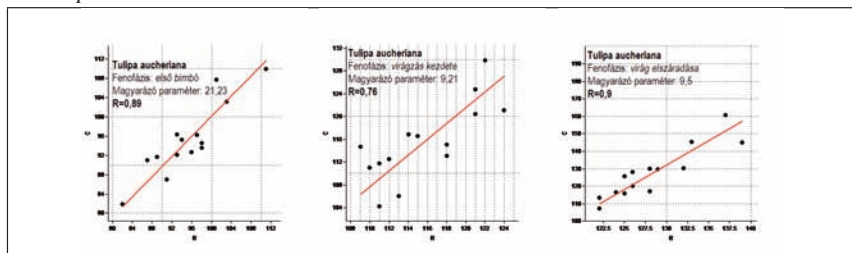
Fritillaria tubaeformis

A *Fritillaria tubaeformis* (7.2.17. ábra) első bimbójának megjelenését a fagyos napok száma, a napi hőmérséklet ingadozások átlaga és napi minimális hőmérséklet átlagának kombinációja befolyásolja (23, 21, 4) $R=0,86$ értékkel. A virágzás kezdetében a napi globális sugárzás átlaga, a valódi csapadékos napok száma és a napi hőmérséklet ingadozások átlagának (1, 9, 21) a kombinációja van hatással $R=0,77$ értékkel. A virágzás befejezésében a napi globális sugárzás átlaga, csapadékos napok száma, napfényes órák összegének (1, 8, 6) a kombinációja vesz részt $R=0,85$ értékben.



7.2.17. ábra Meteorológiai paramétereiből számolt lineáris kombináció és az általuk modellezett fenológiai fázis bekövetkezési ideje közötti kapcsolatok a *Fritillaria tubaeformis* esetében

Tulipa aucheriana

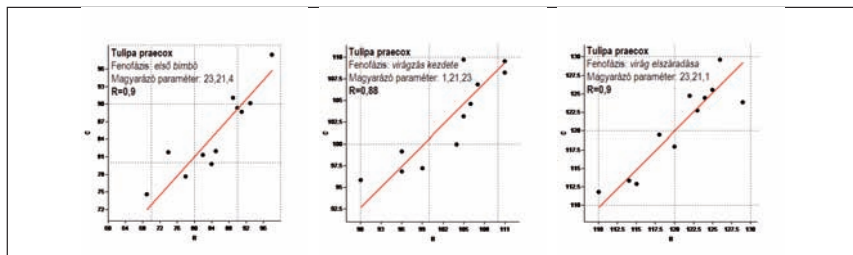


7.2.18. ábra Meteorológiai paramétereiből számolt lineáris kombináció és az általuk modellezett fenológiai fázis bekövetkezési ideje közötti kapcsolatok a *Tulipa aucheriana* esetében

A *Tulipa aucheriana* (7.2.18. ábra) első bimbójának megjelenését a napi hőmérséklet ingadozások átlaga és a fagyos napok számának (21, 23) kombinációja befolyásolja $R=0,89$ értékkel. A virágzás kezdetében a valódi csapadékos napok száma, a napi hőmérséklet ingadozások átlagának (9, 21) a kombinációja van hatással $R=0,76$ értékkel. A virágzás befejezésében a valódi csapadékos napok száma, a csapadék összegének (9, 5) a kombinációja vesz részt $R=0,9$ értékben.

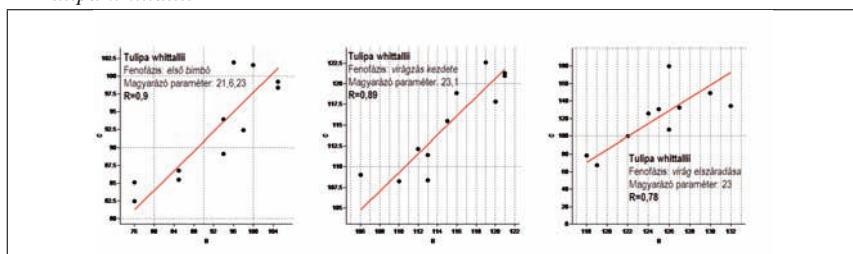
Tulipa praecox

A *Tulipa praecox* (7.2.19. ábra) első bimbójának megjelenését a fagyos napok száma, a napi hőmérséklet ingadozások átlaga és a napi minimális hőmérséklet átlagának (23, 21, 4) a kombinációja befolyásolja $R=0,9$ értékkel. A virágzás kezdetében a napi hőmérséklet ingadozások átlaga, globális sugárzás átlaga és a fagyos napok számának (1, 21, 23) kombinációja van hatással $R=0,88$ értékkel. A virágzás befejezésében a fagyos napok száma, a napi hőmérséklet ingadozások átlaga és a napi globális sugárzások átlagának (23, 21, 1) kombinációja vesz részt $R=0,9$ értékben.



7.2.19. ábra Meteorológiai paramétereiből számolt lineáris kombináció és az általuk modellezett fenológiai fázis bekövetkezési ideje közötti kapcsolatok a *Tulipa praecox* esetében

Tulipa whittallii



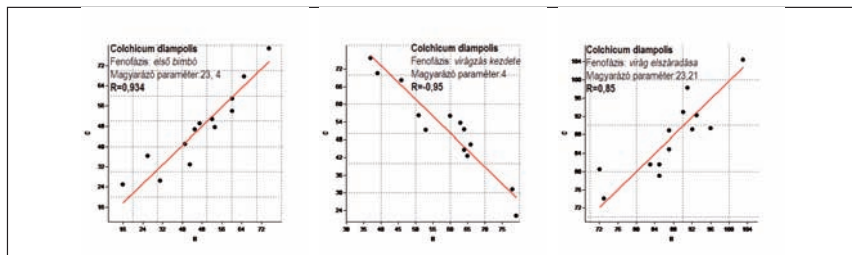
7.2.20. ábra Meteorológiai paramétereiből számolt lineáris kombináció és az általuk modellezett fenológiai fázis bekövetkezési ideje közötti kapcsolatok a *Tulipa whittallii* esetében

A *Tulipa whittallii* (7.2.20. ábra) első bimbójának megjelenését a napi hőmérséklet ingadozások átlaga, napfényes órák összege és a fagyos napok számának (21, 6, 23) a kombinációja befolyásolja $R=0,9$ értékkel. A virágzás kezdetében a fagyos napok száma és a napi globális sugárzás átlagának (23, 1) kombinációja van hatással $R=0,89$ értékkel. A virágzás befejezésében a fagyos napok száma (23) vesz részt $R=0,78$ értékben.

Colchicaceae

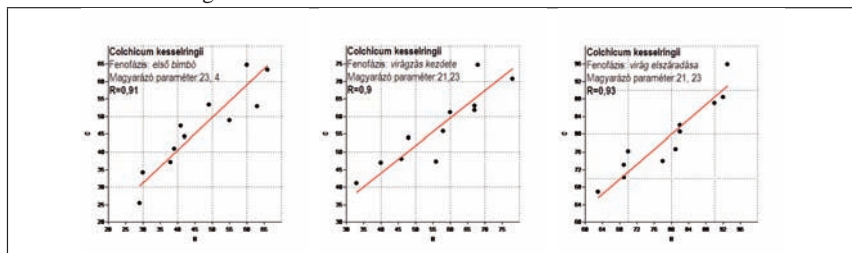
Colchicum diampolis

A *Colchicum diampolis* (7.2.21. ábra) első bimbójának megjelenését a fagyos napok száma és a napi minimális hőmérsékletek átlagának (23, 4) kombinációja befolyásolja $R=0,934$ értékkel. A virágzás kezdetében a napi minimális hőmérsékletek átlaga (4) van hatással $R=0,95$ értékkel. A virágzás befejezésében a fagyos napok száma és a napi hőmérséklet ingadozások átlagának (23, 21) a kombinációja vesz részt $R=0,85$ értékben.



7.2.21. ábra Meteorológiai paramétereiből számolt lineáris kombináció és az általuk modellezett fenológiai fázis bekövetkezési ideje közötti kapcsolatok a *Colchicum diampolis* esetében

Colchicum kesselringii



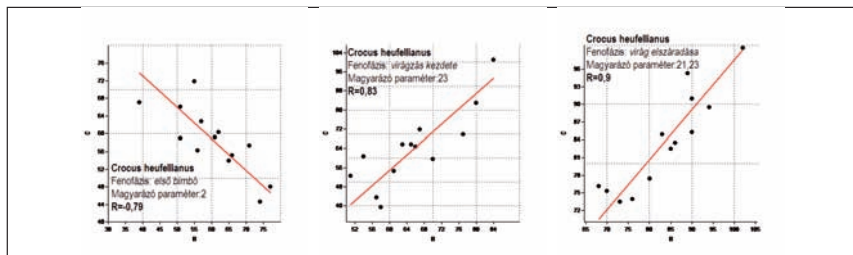
7.2.22. ábra Meteorológiai paramétereiből számolt lineáris kombináció és az általuk modellezett fenológiai fázis bekövetkezési ideje közötti kapcsolatok a *Colchicum kesselringii* esetében

A *Colchicum kesselringii* (7.2.22. ábra) első bimbójának megjelenését a fagyos napok száma és a napi minimális hőmérsékletek átlagának (23, 4) kombinációja befolyásolja $R=0,91$ értékkel. A virágzás kezdetében a napi hőmérséklet ingadozások átlaga és a fagyos napok számának (21, 23) kombinációja van hatással $R=0,9$ értékkel. A virágzás befejezésében a napi hőmérséklet ingadozások átlaga és a fagyos napok számának (21, 23) a kombinációja vesz részt $R=0,93$ értékben.

Iridaceae

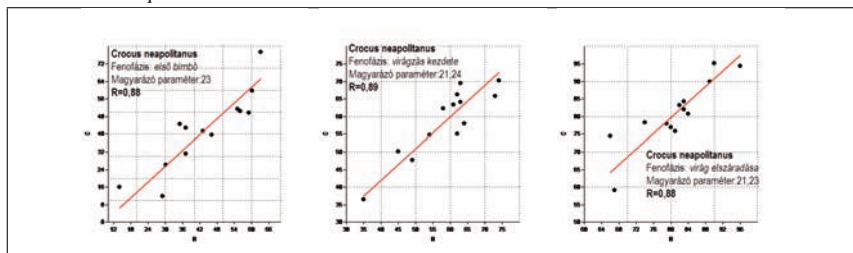
Crocus heuffellianus

A *Crocus heuffellianus* (7.2.23. ábra) első bimbójának megjelenését a napi átlaghőmérsékletek átlaga (2) befolyásolja $R=0,79$ értékkel. A virágzás kezdetében a fagyos napok száma (23) van hatással $R=0,83$ értékkel. A virágzás befejezésében a napi hőmérséklet ingadozások átlaga és a fagyos napok számának (21, 23) a kombinációja vesz részt $R=0,9$ értékben.



7.2.23. ábra Meteorológiai paramétereiből számolt lineáris kombináció és az általuk modellezett fenológiai fázis bekövetkezési ideje közötti kapcsolatok a *Crocus heuffellianus* esetében

Crocus neapolitanus

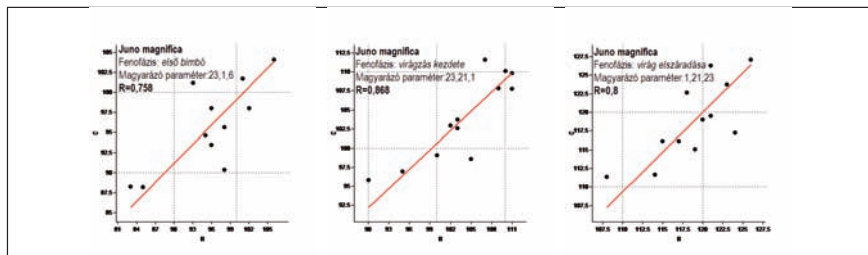


7.2.24. ábra Meteorológiai paramétereiből számolt lineáris kombináció és az általuk modellezett fenológiai fázis bekövetkezési ideje közötti kapcsolatok a *Crocus neapolitanus* esetében

A *Crocus neapolitanus* (7.2.24. ábra) első bimbójának megjelenését a fagyos napok száma (23) befolyásolja $R=0,88$ értékkel. A virágzás kezdetében a napi hőmérséklet ingadozások átlaga és a nem negatív napi átlaghőmérsékletek összege, az utolsó fagyos nap utáni naptól a fenofázis megjelenésének napjáig (21, 24) kombinációja van hatással $R=0,89$ értékkel. A virágzás befejezésében a napi hőmérséklet ingadozások átlaga és a fagyos napok számának (21, 23) a kombinációja vesz részt $R=0,88$ értékben.

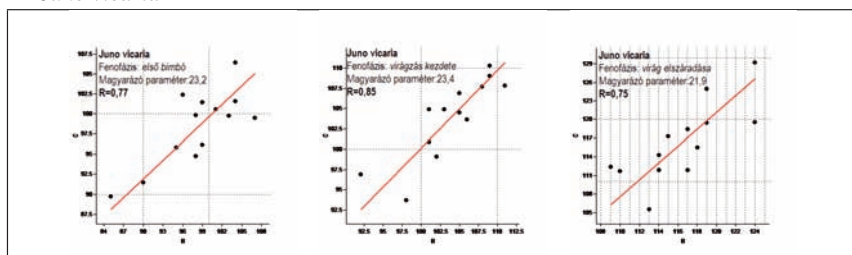
Juno magnifica

A *Juno magnifica* (7.2.25. ábra) első bimbójának megjelenését a fagyos napok száma, a napi hőmérséklet ingadozások átlaga és a napfényes órák összegének (23, 1, 6) kombinációja befolyásolja $R=0,758$ értékkel. A virágzás kezdetében a fagyos napok száma, a napi hőmérséklet ingadozások átlaga és a napi globális sugárzás átlagának (23, 21, 1) kombinációja van hatással $R=0,868$ értékkel. A virágzás befejezésében a napi globális sugárzás átlaga, a napi hőmérséklet ingadozások átlaga és a fagyos napok számának (1, 21, 23) a kombinációja vesz részt $R=0,8$ értékben.



7.2.25. ábra Meteorológiai paramétereiből számolt lineáris kombináció és az általuk modellezett fenológiai fázis bekövetkezési ideje közötti kapcsolatok a *Juno magnifica* esetében

Juno vicaria



7.2.26. ábra Meteorológiai paramétereiből számolt lineáris kombináció és az általuk modellezett fenológiai fázis bekövetkezési ideje közötti kapcsolatok a *Juno vicaria* esetében

A *Juno vicaria* (7.2.26. ábra) első bimbójának megjelenését a fagyos napok száma és a napi átlaghőmérsékletek átlagának (23, 2) kombinációja befolyásolja $R=0,77$ értékkel. A virágzás kezdetében a fagyos napok száma és a napi minimális hőmérséklet átlagának (23, 4) kombinációja van hatással $R=0,85$ értékkel. A virágzás befejezésében a napi hőmérséklet ingadozás átlaga és a valódi csapadékos napok számának (21, 9) a kombinációja vesz részt $R=0,75$ értékben.

7.2.5. Regressziós modellek eredménye táblázatosan

Az MS Excel Solver programjának használata során arra kerestünk választ, hogy mely meteorológiai paraméterek befolyásolják leginkább az egyes fenofázisok időpontját. A zárójelben lévő értékek az egyes meteorológiai paramétereket jelölik (pl. a (met23) a fagyos napok számát). Az alábbi táblázatban a legnagyobb magyarázóerejű modelleket foglaljuk össze, a fenológiai alapinformációkat követően.

7.2.2. táblázat A vizsgált növények és a különböző fenofázisokhoz tartozó maximum, minimum, és átlagos napszám

növény nevek	első bimbó			virágzás kezdete			virágzás vége		
	max	min	átlag	max	min	átlag	max	min	átlag
<i>Adonis trannsilvanica</i>	86	31	63,73	95	56	73,64	129	105	120,64
<i>Adonis x hybrida</i>	86	53	64,4	96	58	76,8	146	94	122,7
<i>Allium albidum</i>	165	145	152	193	175	184	222	208	214,9
<i>Allium jailae</i>	145	115	122,64	177	145	156,73	199	171	188,36
<i>Allium karataviense</i>	113	85	96,54	139	118	126,38	164	111	149,54
<i>Allium montanum</i>	182	148	162,2	237	216	227,9	273	256	262,3
<i>Allium nigrum</i>	145	95	110,8	156	103	140	173	145	160,82
<i>Allium obliquum</i>	115	82	102,15	149	104	138,5	171	150	161,38
<i>Allium zebdanense</i>	101	79	90,71	127	106	116,06	143	130	135,2
<i>Asphodeline liburnica</i>	156	129	142,86	176	157	164,93	218	171	197,57
<i>Bellevalia ciliata</i>	115	82	97	128	104	117,07	150	123	137,92
<i>Bellevalia lipskyi</i>	104	73	89,23	119	99	110,15	138	120	129,77
<i>Bellevalia speciosa</i>	99	64	85,33	116	105	110,66	139	121	131,42
<i>Bellevalia szaviczii</i>	105	63	82,54	120	92	111,92	144	123	131,38
<i>Bongardia chrysogonum</i>	98	68	83,7	122	107	113,6	143	112	126,8
<i>Bulbocodium vernum</i>	72	20	50,69	79	26	58,54	102	57	83,92
<i>Chionodoxa sardensis</i>	86	64	77	93	72	85,08	105	89	98,5
<i>Colchicum diampolis</i>	75	16	47,23	79	37	58,84	103	72	87,46
<i>Colchicum kesselringii</i>	66	29	46,54	78	33	56,45	93	63	79
<i>Colchicum x Lilac Wonder</i>	260	229	249,9	272	240	257,45	295	255	277,54
<i>Crocus heuffelianus</i>	77	39	60,38	84	51	65,61	102	68	83,54
<i>Crocus neapolitanus</i>	63	14	43,38	74	35	58,69	96	66	81,07
<i>Crocus tommasinianus</i>	80	51	64,57	85	55	70,28	98	62	84,21
<i>Doronicum columnae</i>	95	69	76,9	105	76	92,82	138	95	127,54
<i>Doronicum orientale</i>	113	73	90,17	128	94	105,42	143	126	134,75
<i>Eranthis x tubergnii</i>	75	38	53,36	82	50	60,82	102	75	87,9
<i>Erythronium caucasicum</i>	79	54	65,26	85	56	73,6	100	74	88,6
<i>Erythronium dens-canis</i>	80	54	66,13	88	59	73,86	104	73	90,73
<i>Ficaria grandiflora</i>	93	18	61,43	101	66	83,86	124	102	113,21
<i>Fritillaria pallidiflora</i>	99	73	85,25	113	92	103,42	127	108	119,75
<i>Fritillaria acmopetala</i>	101	82	90,4	123	104	113,6	137	117	127,46
<i>Fritillaria involucreta</i>	96	68	84,43	124	104	112,71	143	119	129
<i>Fritillaria tubaeformis</i>	96	70	83,3	109	87	95,3	116	101	107,9
<i>Fritillaria drenovsky</i>	97	71	80,86	113	93	105,13	129	111	119,53
<i>Hyacinthella leucophaea</i>	92	67	78,42	105	80	93,42	114	100	108,42
<i>Juno magnifica</i>	106	83	95,727	111	90	103,83	126	108	118,83
<i>Juno vicaria</i>	107	85	98,38	111	92	103,846	124	109	116,38
<i>Leucojum vernum</i>	76	51	64,08	85	62	70,83	109	81	91,5
<i>Lycoris incarnata</i>	242	215	227	254	220	234	267	237	251,09
<i>Merendera sobolifera</i>	79	51	63,3	84	55	68,54	103	75	92,69
<i>Muscari armeniacum</i>	95	73	82,64	116	91	103,4	146	123	135,6
<i>Muscari armeniacum 'Balea'</i>	95	68	79,27	110	85	96,27	136	118	129,27
<i>Muscari chalusicum</i>	80	38	61,16	95	57	78,08	123	93	114,33
<i>Muscari cyaneoviolaceum</i>	95	59	74,15	108	69	94,786	146	125	131,93
<i>Muscari dolichanthum</i>	115	61	89,6	127	91	110,6	148	121	139,1
<i>Muscari lafarinae</i>	115	65	87,33	114	82	103,23	142	115	129,15
<i>Muscari polyanthum 'Album'</i>	100	48	80,45	116	98	105,92	138	125	131,58
<i>Muscari pulchellum</i>	95	70	84,42	123	90	104,69	139	121	132,15
<i>Muscari pyramidalatum</i>	97	65	82,43	119	91	103,93	148	125	133,93
<i>Ornithogalum montanum</i>	123	54	86	137	89	112	153	102	125,36
<i>Paeonia albiflora</i>	121	92	108,3	159	138	144,4	200	155	166,16
<i>Paeonia anomala</i>	105	85	94,75	133	116	124,3	140	126	132,58
<i>Paeonia caucasica</i>	103	77	89,5	131	112	120,42	138	116	126,33
<i>Paeonia macrophylla</i>	100	80	88,3	125	112	119,1	129	117	125,4

növény nevek	első bimbó			virágzás kezdete			virágzás vége		
	max	min	átlag	max	min	átlag	max	min	átlag
<i>Paeonia officinalis</i> subsp. <i>banatica</i>	77	100	92,36	129	115	121,18	137	121	129,27
<i>Paeonia officinalis</i> subsp. <i>humilis</i>	109	86	96,45	129	116	123,09	142	126	134,63
<i>Paeonia tenuifolia</i>	99	76	86,54	131	112	121,3	140	126	133,15
<i>Paeonia x byzantina</i>	105	76	95,16	134	109	123,83	138	113	130,25
<i>Ranunculus amplexicaulis</i>	107	91	100,2	119	104	111,82	139	124	131,9
<i>Ranunculus illyricus</i>	123	111	117	137	122	128,23	162	139	152,85
<i>Ranunculus pedatus</i>	104	81	96,9	114	100	109,9	144	126	133,18
<i>Ranunculus sprunerianus</i>	104	82	95,8	124	99	110,54	142	125	132,64
<i>Tulipa acuminata</i>	103	76	88,42	123	101	113,42	148	122	132,25
<i>Tulipa alberti</i>	97	73	88,18	123	105	114,36	133	119	125,09
<i>Tulipa anadroma</i>	103	79	94,21	126	105	114,93	141	117	127,7
<i>Tulipa aucheriana</i>	111	82	95,21	124	109	115,64	139	122	128,8
<i>Tulipa batalinii</i>	104	73	94,7	126	112	119,78	137	122	129,71
<i>Tulipa bifloriformis</i>	79	28	62,78	94	56	79,36	108	80	97,37
<i>Tulipa clusiana</i>	110	66	88,23	129	98	117,08	141	114	128,38
<i>Tulipa didieri</i>	111	79	93,57	132	116	125,71	151	131	139,21
<i>Tulipa dubia</i>	102	77	92,64	115	99	108,55	128	110	119,18
<i>Tulipa greigii</i>	109	73	91,21	121	90	110,43	134	106	122,78
<i>Tulipa grisebachiana</i>	107	77	95,26	131	111	119,53	141	124	132,27
<i>Tulipa iliensis</i>	99	78	88,64	116	98	108,36	131	111	120,28
<i>Tulipa julia</i>	101	67	90,57	121	91	110,93	135	116	124,43
<i>Tulipa mariannae</i>	96	63	77,5	105	77	94,66	112	92	103,5
<i>Tulipa maximoviczii</i>	126	87	98,71	126	110	116,93	134	118	127,21
<i>Tulipa maximoviczii</i>	126	87	98,71	126	110	116,93	134	118	127,21
<i>Tulipa praecox</i>	98	69	84,82	111	90	102,72	129	110	120,54
<i>Tulipa subpraestans</i>	105	77	93,27	125	104	116,73	130	121	125,27
<i>Tulipa urumiensis</i>	96	69	82,26	108	89	98,33	130	107	118,53
<i>Tulipa urumoffi</i>	126	79	99,2	131	112	120,4	142	124	133
<i>Tulipa whittallii</i>	105	76	92,18	121	106	115,09	132	118	124,27

7.2.3. táblázat A Solver segítségével kapott eredmények: első bimbó megjelenése

Növény nevek	Solver program segítségével kapott modellek	R (lineáris együttható)
<i>Adonis transsilvanica</i>	(met2)*8,9	0,98
<i>Adonis x hybrida</i>	(met21)*12,21+(met23)*0,27	0,91
<i>Allium albidum</i>	(met20)*0,395+(met19)*(-0,37)+(met24)*0,01	0,78
<i>Allium ailae</i>	(met21)*12,96+(met14)*0,059	0,94
<i>Allium karataviense</i>	(met21)*8,61+(met1)*4,78+(met8)*0,2	0,84
<i>Allium montanum</i>	(met20)*0,06+(met6)*(-0,00035)	0,858
<i>Allium nigrum</i>	(met20)*0,013+(met21)*23,2	0,9
<i>Allium obliquum</i>	(met8)*0,41+(met21)*15,52	0,946
<i>Allium zebdanense</i>	(met21)*10,25+(met1)*8,044+(met5)*(-0,041)	0,82
<i>Asphodeline liburnica</i>	(met6)*0,13+(met24)*(-0,0058)	0,54
<i>Bellevalia ciliata</i>	(met1)*7,07+(met21)*7,2+(met23)*0,196	0,867
<i>Bellevalia lipskyi</i>	(met23)*0,42+(met2)*2,93+(met6)*0,056	0,81
<i>Bellevalia spectosa</i>	(met2)*12,677	0,86
<i>Bellevalia szaviczii</i>	(met21)*8,1+(met6)*0,046+(met23)*0,216	0,93
<i>Bongardia chrysogonum</i>	(met9)*0,867+(met21)*6,79	0,889
<i>Bulbocodium vernalis</i>	(met23)*0,76+(met3)*0,74	0,77
<i>Chionodoxa sardensis</i>	(met4)*22,14	-0,86
<i>Colchicum diampolis</i>	(met4)*0,2045+(met23)*0,817	0,934
<i>Colchicum kesselringii</i>	(met4)*2,319+(met23)*0,71	0,91
<i>Colchicum x Lilac Wonder</i>	(met20)*0,055	0,734
<i>Crocus heuffelianus</i>	(met2)*9,19	-0,79
<i>Crocus neapolitanus</i>	(met23)*0,839	0,88

Növény nevek	Solver program segítségével kapott modellek	R (lineáris együttható)
<i>Crocus tommasinianus</i>	(met23)*0,267+(met21)*16,39	0,7
<i>Doronicum columnae</i>	(met23)*0,21+(met21)*20,94	0,918
<i>Doronicum orientale</i>	(met9)*0,25+(met21)*21,64	0,9
<i>Eranthis x tubergnii</i>	(met23)*0,756+(met4)*2,76	0,877
<i>Erythronium caucasicum</i>	(met4)*1,7+(met21)*9,77+(met23)*0,33	0,816
<i>Erythronium dens-canis</i>	(met4)*2,38+(met21)*7,9+(met23)*0,425	0,84
<i>Ficaria grandiflora</i>	(met23)*0,39+(met4)*(-3,12)+(met21)*17,71	0,9
<i>Flitillaria pallidiflora</i>	(met23)*0,7+(met4)*4,78+(met2)*3,65	0,92
<i>Fritillaria acmopetala</i>	(met23)*0,5+(met10)*0,17	0,89
<i>Fritillaria involucrata</i>	(met4)*4,32+(met10)*0,09+(met23)*0,624	0,88
<i>Fritillaria tubaeformis</i>	(met23)*0,679+(met21)*3,044+(met4)*7,84	0,86
<i>Fritillaria drenovsky</i>	(met4)*3,92+(met21)*8,59+(met23)*0,47	0,886
<i>Hyacinthella leucophaea</i>	(met21)*21,352+(met9)*0,17	0,79
<i>Juno magnifica</i>	(met23)*0,205+(met1)*8,5+(met6)*0,029	0,758
<i>Juno vicaria</i>	(met23)*0,626+(met2)*8,639	0,77
<i>Leocojum vernum</i>	(met23)*0,26+(met21)*16,03+(met4)*0,674	0,84
<i>Lycoris incarnata</i>	(met21)*28,23+(met9)*0,35	0,74
<i>Merendera sobolifera</i>	(met23)*0,98	0,62
<i>Muscari armeniacum</i>	(met10)*0,0899+(met21)*11,84	0,89
<i>Muscari armeniacum 'Balea'</i>	(met23)*0,38+(met21)*4,76+(met13)*0,073	0,828
<i>Muscari chalusicum</i>	(met21)*21,817	0,818
<i>Muscari cyaneoviolaceum</i>	(met21)*7,13+(met6)*0,074	0,877
<i>Muscari dolichanthum</i>	(met21)*15,18+(met8)*0,35	0,93
<i>Muscari lafarinae</i>	(met21)*16,22+(met6)*0,04	0,92
<i>Muscari polyanthum 'Album'</i>	(met21)*25,96	0,939
<i>Muscari pulchellum</i>	(met21)*13,77+(met23)*0,23+(met6)*0,035	0,9
<i>Muscari pyramidatum</i>	(met21)*9,12+(met23)*0,345+(met6)*0,028	0,9
<i>Ornithogalum montanum</i>	(met21)*10,68+(met6)*0,068	0,94
<i>Paeonia albiflora</i>	(met4)*8,27+(met21)*7,35+(met23)*0,6	0,91
<i>Paeonia anomala</i>	(met4)*5,12+(met21)*10,55+(met23)*0,41	0,9
<i>Paeonia caucasica</i>	(met21)*14,99+(met23)*0,069+(met8)*0,15	0,91
<i>Paeonia macrophylla</i>	(met21)*2,57+(met4)*9,21+(met23)*0,7	0,89
<i>Paeonia officinalis subsp. banatica</i>	(met1)*6,04+(met4)*3,88+(met23)*0,55	0,91
<i>Paeonia officinalis subsp. humilis</i>	(met4)*3,56+(met21)*13,88+(met23)*0,28	0,94
<i>Paeonia tenuifolia</i>	(met21)*11,016+(met23)*0,2+(met10)*0,068	0,865
<i>Paeonia x byzantina</i>	(met6)*0,024+(met21)*14,24+(met23)*0,105	0,847
<i>Ranunculus amplexicaulis</i>	(met23)*0,27+(met1)*11,7	0,87
<i>Ranunculus illyricus</i>	(met23)*0,41+(met9)*1,06	0,68
<i>Ranunculus pedatus</i>	(met5)*0,32	0,84
<i>Ranunculus sprmerianus</i>	(met6)*0,1+(met23)*0,2	0,84
<i>Tulipa acuminata</i>	(met23)*0,53+(met21)*7,58+(met4)*5,76	0,89
<i>Tulipa alberti</i>	(met10)*0,05+(met21)*19,72+(met22)*(-11,34)	0,88
<i>Tulipa anadroma</i>	(met21)*9,51+(met23)*0,36+(met2)*3,82	0,77
<i>Tulipa aucheriana</i>	(met21)*18,02+(met23)*0,129	0,89
<i>Tulipa batalinii</i>	(met21)*12,3+(met23)*0,16+(met1)*3,6	0,82
<i>Tulipa bifloriformis</i>	(met23)*0,98	0,935
<i>Tulipa clusiana</i>	(met21)*14,44+(met6)*0,029	0,92
<i>Tulipa didieri</i>	(met21)*12,6+(met23)*0,135+(met1)*3,59	0,82
<i>Tulipa dubia</i>	(met21)*20,18+(met5)*(-0,03)+(met10)*0,02	0,9
<i>Tulipa greigii</i>	(met21)*12,85+(met23)*0,296+(met4)*3,47	0,85
<i>Tulipa grisebachiana</i>	(met21)*9,94+(met23)*0,44+(met5)*5,34	0,9
<i>Tulipa iliensis</i>	(met21)*11,58+(met23)*0,2+(met10)*0,066	0,96
<i>Tulipa julia</i>	(met21)*9,87+(met23)*0,23+(met1)*4,37	0,84
<i>Tulipa mariannae</i>	(met21)*14,03+(met23)*0,09+(met8)*0,12	0,878
<i>Tulipa maximowiczii</i>	(met6)*0,018+(met21)*17,37	0,859
<i>Tulipa maximowiczii</i>	(met8)*0,032+(met21)*19,63	0,88

Növény nevek	Solver program segítségével kapott modellek	R (lineáris együttható)
<i>Tulipa praecox</i>	(met23)*0,533+(met21)*7,545+(met4)*4,964	0,9
<i>Tulipa subpraestans</i>	(met22)*(-12,78)+(met21)*23,53+(met24)*0,036	0,9
<i>Tulipa urumiensis</i>	(met21)*16,6+(met23)*0,14	0,9
<i>Tulipa urumoffi</i>	(met21)*15,74+(met9)*0,286	0,91
<i>Tulipa whitallii</i>	(met23)*0,19+(met21)*9,98+(met1)*4,838	0,9

7.2.4. táblázat A Solver segítségével kapott eredmények :a virágzás kezdete

Növény nevek	Solver program segítségével kapott modellek	R (lineáris együttható)
<i>Adonis transsilvanica</i>	(met21)*13,04+(met23)*0,31	0,88
<i>Adonis x hybrida</i>	(met21)*15,18+(met23)*0,197	0,867
<i>Allium albidum</i>	(met20)*0,045+(met9)*0,27+(met23)*0,31	0,769
<i>Allium jaiiae</i>	(met21)*12,84+(met17)*0,04	0,96
<i>Allium karataviense</i>	(met21)*16,34+(met9)*0,33+(met23)*0,057	0,857
<i>Allium montanum</i>	(met19)*0,02+(met6)*0,084	0,886
<i>Allium nigrum</i>	(met1)*4,05+(met21)*23,6	0,91
<i>Allium obliquum</i>	(met9)*0,44+(met21)*15,8+(met20)*0,013	0,946
<i>Allium zebdanense</i>	(met21)*8,85+(met23)*0,53+(met4)*8,95	0,8
<i>Asphodeline liburnica</i>	(met9)*0,47+(met21)*22,9	0,76
<i>Bellevalia ciliata</i>	(met1)*9,78+(met21)*6,17+(met23)*0,14	0,85
<i>Bellevalia lipskyi</i>	(met23)*0,78+(met2)*3,72+(met4)*9,25	0,58
<i>Bellevalia speciosa</i>	(met4)*14,88+(met23)*0,857	0,42
<i>Bellevalia szaviczii</i>	(met21)*12,285+(met1)*6,378	0,846
<i>Bongardia chrysogonum</i>	(met22)*59,759	-0,82
<i>Bulbocodium vernum</i>	(met23)*0,97	0,729
<i>Chionodoxa sardensis</i>	(met23)*1,223	0,89
<i>Colchicum diampolis</i>	(met4)*14,936	-0,95
<i>Colchicum kesselringii</i>	(met21)*12,12+(met23)*0,4116	0,9
<i>Colchicum x Lilac Wonder</i>	(met23)*3,99	0,25
<i>Crocus heuffellianus</i>	(met23)*1,008	0,83
<i>Crocus neapolitanus</i>	(met21)*22,54+(met24)*(-0,277)	0,89
<i>Crocus tommasinianus</i>	(met23)*0,21+(met21)*18,9	0,79
<i>Doronicum columnae</i>	(met23)*0,2+(met21)*11,5+(met1)*5,95	0,87
<i>Doronicum orientale</i>	(met1)*6,08+(met21)*16,68	0,88
<i>Eranthis x tubergnii</i>	(met23)*0,77+(met4)*4,78	0,91
<i>Erythronium caucasicum</i>	(met9)*0,11+(met21)*13,18+(met23)*0,17	0,885
<i>Erythronium dens-canis</i>	(met4)*1,335+(met21)*10,43+(met23)*0,4	0,91
<i>Ficaria grandiflora</i>	(met23)*0,5+(met5)*3,27+(met21)*12,49	0,92
<i>Flütilaria pallidiflora</i>	(met23)*0,66+(met4)*10,25+(met21)*4,65	0,9
<i>Fritillaria acmopetala</i>	(met21)*20,69+(met23)*0,046	0,48
<i>Fritillaria involucreta</i>	(met1)*7,24+(met21)*13,42+(met22)*(-6,86)	0,555
<i>Fritillaria tubaeformis</i>	(met1)*4,868+(met21)*4,3+(met9)*0,56	0,77
<i>Fritillaria drenovsky</i>	(met23)*0,48+(met4)*5,99+(met1)*7,16	0,777
<i>Hyacinthella leucophaea</i>	(met21)*15,5+(met23)*0,22+(met10)*0,077	0,81
<i>Juno magnifica</i>	(met23)*0,19+(met1)*9,91+(met21)*5,6	0,868
<i>Juno vicaria</i>	(met23)*0,88+(met4)*12,95	0,85
<i>Leocojum vernum</i>	(met23)*0,286+(met21)*16,31+(met4)*1,348	0,887
<i>Lycoris incarnata</i>	(met21)*28,72+(met9)*0,24+(met5)*0,022	0,754
<i>Merendera sobolifera</i>	(met23)*0,34+(met21)*15,4	0,81
<i>Muscari armeniacum</i>	(met21)*4,388+(met1)*9,51+(met23)*0,196	0,84
<i>Muscari armeniacum 'Balea'</i>	(met8)*0,17+(met1)*11,196	0,79
<i>Muscari chalsicum</i>	(met21)*18,54+(met23)*0,315	0,9
<i>Muscari cyaneoviolaceum</i>	(met21)*11,335+(met6)*0,05+(met23)*0,22	0,89
<i>Muscari dolichanthum</i>	(met21)*14,83+(met1)*7,26	0,89
<i>Muscari lafarinae</i>	(met21)*20,79+(met6)*0,029+(met1)*0,27	0,849
<i>Muscari polyanthum 'Album'</i>	(met21)*18,87+(met23)*0,12+(met10)*0,08	0,826
<i>Muscari pulchellum</i>	(met21)*15,96+(met1)*6,47	0,85
<i>Muscari pyramidatum</i>	(met21)*4,59+(met23)*0,182+(met1)*9,53	0,856

Növény nevek	Solver program segítségével kapott modellek	R (lineáris együttható)
<i>Ornithogalum montanum</i>	(met21)*4,58+(met6)*0,014+(met20)*0,046	0,956
<i>Paenonia albiflora</i>	(met9)*0,37+(met21)*17,09	0,93
<i>Paenonia anomala</i>	(met2)*(-1,73)+(met20)*0,059+(met23)*0,35	0,78
<i>Paenonia caucasica</i>	(met21)*17,58+(met9)*0,27	0,76
<i>Paenonia macrophylla</i>	(met21)*7,43+(met4)*10,23+(met23)*0,6	0,79
<i>Paenonia officinalis subsp. banatica</i>	(met4)*9,74+(met21)*8,96+(met23)*0,52	0,717
<i>Paenonia officinalis subsp. humilis</i>	(met23)*1,8	0,64
<i>Paenonia tenuifolia</i>	(met21)*17,5+(met9)*0,268	0,816
<i>Paenonia x byzantina</i>	(met1)*6,44+(met21)*11,86+(met24)*0,01	0,873
<i>Ranunculus amplexicaulis</i>	(met23)*0,17+(met1)*13,54	0,77
<i>Ranunculus illyricus</i>	(met23)*0,04+(met9)*0,25+(met21)*24,52	0,68
<i>Ranunculus pedatus</i>	(met1)*13,6+(met23)*0,4	0,788
<i>Ranunculus sprumerianus</i>	(met6)*0,013+(met1)*7,32+(met21)*8,63	0,87
<i>Tulipa acuminata</i>	(met23)*0,16+(met21)*19,4	0,66
<i>Tulipa alberti</i>	(met7)*3,99+(met8)*0,26+(met21)*12,78	0,735
<i>Tulipa anadroma</i>	(met21)*16,59+(met23)*0,05+(met9)*0,267	0,78
<i>Tulipa aucheriana</i>	(met21)*16,097+(met9)*0,353	0,76
<i>Tulipa batalinii</i>	(met21)*21,16+(met23)*0,04	0,56
<i>Tulipa bifloriformis</i>	(met23)*0,25+(met21)*10,8+(met9)*0,23	0,896
<i>Tulipa clusiana</i>	(met21)*19,13+(met23)*0,23	0,82
<i>Tulipa didieri</i>	(met2)*16,98	0,71
<i>Tulipa dubia</i>	(met21)*22,19+(met5)*(-0,018)	0,56
<i>Tulipa greigii</i>	(met21)*13,08+(met1)*4,11+(met6)*0,01	0,769
<i>Tulipa grisebachiana</i>	(met9)*1,15+(met23)*0,33	0,77
<i>Tulipa iliensis</i>	(met21)*17,97+(met23)*0,05+(met8)*0,1	0,65
<i>Tulipa julia</i>	(met21)*11,65+(met6)*(-0,02)+(met1)*9,3	0,65
<i>Tulipa mariannae</i>	(met21)*20,56+(met23)*0,099+(met5)*(-0,03)	0,85
<i>Tulipa maximoviczii</i>	(met4)*8,46+(met21)*9,93+(met23)*0,48	0,66
<i>Tulipa maximowiczii</i>	(met23)*0,053+(met21)*18,54+(met9)*0,16	0,78
<i>Tulipa praecox</i>	(met23)*0,155+(met21)*4,89+(met1)*9,597	0,88
<i>Tulipa subpraestans</i>	(met23)*0,17+(met1)*13,87	0,816
<i>Tulipa urumiensis</i>	(met21)*9,45+(met23)*0,1+(met1)*6,44	0,76
<i>Tulipa urumoffi</i>	(met21)*7,79+(met9)*0,3+(met1)*6,74	0,85
<i>Tulipa whittallii</i>	(met23)*0,174+(met1)*13,77	0,89

7.2.5. táblázat A Solver segítségével kapott eredmények: a virágzás vége

Növény nevek	Solver program segítségével kapott modellek	R (lineáris együttható)
<i>Adonis transsylvanica</i>	(met21)*17,42+(met8)*0,204	0,61
<i>Adonis x hybrida</i>	(met21)*13,15+(met1)*6,28	0,88
<i>Allium albidum</i>	(met22)*128,84	0,77
<i>Allium jailae</i>	(met9)*0,216+(met14)*0,097	0,9
<i>Allium karataviense</i>	(met21)*23,09	0,92
<i>Allium montanum</i>	(met20)*0,8+(met19)*(-0,8)	0,72
<i>Allium nigrum</i>	(met9)*0,29+(met21)*26,48	0,8
<i>Allium obliquum</i>	(met9)*0,32+(met21)*25,94	0,75
<i>Allium zebdanense</i>	(met21)*17,28+(met9)*0,347	0,76
<i>Asphodeline liburnica</i>	(met21)*33,66	0,927
<i>Bellevallia ciliata</i>	(met1)*6,36+(met21)*12,5+(met24)*0,01	0,862
<i>Bellevallia lipskyi</i>	(met23)*0,027+(met21)*18,06+(met9)*0,25	0,567
<i>Bellevallia speciosa</i>	(met9)*0,28+(met8)*0,084+(met21)*16,33	0,788
<i>Bellevallia szaviczii</i>	(met21)*17,4+(met9)*0,31+(met23)*0,026	0,819
<i>Bongardia chrysogonum</i>	(met1)*15,44+(met24)*0,0058	0,84
<i>Bulbocodium vernalis</i>	(met23)*0,14+(met21)*23,01	0,84
<i>Chionodoxa sardensis</i>	(met21)*20,938+(met9)*0,24+(met23)*0,0786	0,896
<i>Colchicum diampolis</i>	(met21)*21,36+(met23)*0,25	0,85

Növény nevek	Solver program segítségével kapott modellek	R (lineáris együttható)
<i>Colchicum kesselringii</i>	(met21)*20,39+(met23)*0,249	0,93
<i>Colchicum x Lilac Wonder</i>	(met20)*0,05+(met24)*0,003	0,68
<i>Crocus heuffelianus</i>	(met23)*0,1698+(met21)*22,35	0,9
<i>Crocus neapolitanus</i>	(met23)*0,127+(met21)*23,005	0,88
<i>Crocus tommasinianus</i>	(met23)*0,15+(met21)*22,8	0,86
<i>Doronicum columnae</i>	(met1)*6,58+(met21)*18,005	0,896
<i>Doronicum orientale</i>	(met23)*2,03	0,58
<i>Eranthis x tubergnii</i>	(met23)*0,58+(met4)*4,79+(met21)*10,3	0,91
<i>Erythronium caucasicum</i>	(met4)*4,78+(met21)*9,59+(met23)*0,43	0,876
<i>Erythronium dens-canis</i>	(met6)*0,017+(met21)*13,15+(met10)*0,045	0,867
<i>Ficaria grandiflora</i>	(met23)*0,04+(met9)*0,26+(met21)*23,03	0,62
<i>Fritillaria pallidiflora</i>	(met23)*0,07+(met21)*7,73+(met1)*9,38	0,51
<i>Fritillaria acmopetala</i>	(met21)*9,34+(met9)*0,25+(met1)*6,48	0,865
<i>Fritillaria involucreta</i>	(met21)*17,15+(met9)*0,3+(met23)*0,037	0,78
<i>Fritillaria tubaeformis</i>	(met1)*16,78+(met8)*0,2+(met6)*(-0,042)	0,85
<i>Fritillaria drenovsky</i>	(met9)*0,24+(met21)*17,46+(met23)*0,044	0,68
<i>Hyacinthella leucophaea</i>	(met21)*26,85+(met5)*(-0,008)+(met10)*0,026	0,58
<i>Juno magnifica</i>	(met23)*0,156+(met1)*14,199+(met21)*0,029	0,8
<i>Juno vicaria</i>	(met21)*24,45+(met9)*0,239	0,75
<i>Leucojum vernum</i>	(met23)*0,17+(met21)*11,3+(met6)*0,0546	0,87
<i>Lycoris incarnata</i>	(met5)*0,09+(met9)*0,33+(met23)*13,75	0,84
<i>Merendera sobolifera</i>	(met23)*0,1+(met21)*21,16+(met1)*1,93	0,868
<i>Muscari armeniacum</i>	(met5)*(-0,0366)+(met21)*16,648+(met9)*0,535	0,818
<i>Muscari armeniacum 'Balea'</i>	(met20)*0,049+(met9)*0,376	0,84
<i>Muscari chalsicum</i>	(met21)*26,18+(met24)*0,0359	0,85
<i>Muscari cyaneoviolaceum</i>	(met21)*25,49+(met23)*0,03+(met9)*0,23	0,765
<i>Muscari dolichantum</i>	(met21)*26,69+(met11)*0,033	0,91
<i>Muscari lafarinae</i>	(met21)*30,4	0,86
<i>Muscari polyanthum 'Album'</i>	(met21)*11,35+(met1)*18,23+(met6)*(-0,06)	0,498
<i>Muscari pulchellum</i>	(met21)*28,9+(met24)*0,015	0,61
<i>Muscari pyramidatum</i>	(met9)*1,228+(met5)*0,065	0,876
<i>Ornithogalum montanum</i>	(met21)*8,629+(met20)*0,0459	0,94
<i>Paeonia albiflora</i>	(met21)*23,37	0,91
<i>Paeonia anomala</i>	(met4)*8,78+(met21)*11,96+(met23)*0,39	0,66
<i>Paeonia caucasica</i>	(met21)*16,62+(met9)*0,36	0,73
<i>Paeonia macrophylla</i>	(met23)*1,84	0,73
<i>Paeonia officinalis subsp. banatica</i>	(met1)*8,69+(met21)*8,39+(met23)*0,14	0,89
<i>Paeonia officinalis subsp. humilis</i>	(met21)*20,83+(met24)*0,014	0,72
<i>Paeonia tenuifolia</i>	(met21)*18,554+(met9)*0,245	0,738
<i>Paeonia x byzantina</i>	(met1)*10,76+(met6)*(-0,015)+(met21)*9,8	0,89
<i>Ranunculus amplexicaulis</i>	(met23)*0,072+(met14)*0,05+(met21)*19,42	0,77
<i>Ranunculus illyricus</i>	(met21)*19,06+(met20)*0,026	0,86
<i>Ranunculus pedatus</i>	(met23)*0,18+(met24)*0,007+(met1)*14,17	0,75
<i>Ranunculus sprunerianus</i>	(met1)*9,29+(met21)*9,56	0,74
<i>Tulipa acuminata</i>	(met23)*0,27+(met21)*18,1+(met9)*0,11	0,864
<i>Tulipa alberti</i>	(met9)*1,24+(met23)*0,25	0,87
<i>Tulipa anadroma</i>	(met21)*17,46+(met9)*0,3	0,88
<i>Tulipa aucheriana</i>	(met9)*1,228+(met5)*0,065	0,9
<i>Tulipa batalinii</i>	(met21)*17,4+(met9)*0,32	0,745
<i>Tulipa bifloriformis</i>	(met21)*8,59+(met1)*5,94+(met9)*0,18	0,81
<i>Tulipa clusiana</i>	(met21)*14,59+(met23)*0,42+(met4)*4,44	0,9
<i>Tulipa didieri</i>	(met21)*17,8+(met9)*0,32	0,76
<i>Tulipa dubia</i>	(met7)*25,18+(met5)*0,06	0,68
<i>Tulipa greigii</i>	(met21)*11,76+(met23)*0,08+(met1)*6,53	0,8
<i>Tulipa grisebachiana</i>	(met21)*17,346+(met9)*0,33	0,7
<i>Tulipa iliensis</i>	(met21)*18,77+(met9)*0,199	0,7

Növény nevek	Solver program segítségével kapott modellek	R (lineáris együttható)
<i>Tulipa julia</i>	$(\text{met}21)*7,7+(\text{met}6)*(-0,026)+(\text{met}1)*13,5$	0,76
<i>Tulipa mariannae</i>	$(\text{met}21)*6,86+(\text{met}23)*0,11+(\text{met}1)*8,57$	0,778
<i>Tulipa maximowiczii</i>	$(\text{met}9)*0,177+(\text{met}21)*19,53$	0,7
<i>Tulipa maximowiczii</i>	$(\text{met}9)*0,177+(\text{met}21)*19,53$	0,699
<i>Tulipa praecox</i>	$(\text{met}23)*0,14+(\text{met}21)*6,257+(\text{met}1)*9,96$	0,9
<i>Tulipa subpraestans</i>	$(\text{met}23)*1,82$	0,51
<i>Tulipa urumiensis</i>	$(\text{met}21)*16,79+(\text{met}9)*0,314$	0,74
<i>Tulipa urumoffi</i>	$(\text{met}21)*17,046+(\text{met}9)*0,35$	0,74
<i>Tulipa whittallii</i>	$(\text{met}23)*1,81$	0,78

7.2.6. Összefoglaló megállapítások és következtetések

Aspektusok és időjárásfüggő átrendeződéseik a Geophyton adatbázis fenológiai indikátorai alapján

- A geofita indikátor fajok viselkedésére végzett osztályozások négy évet mutattak kiugrónak: 1982, 1985, 1994, 1996, de 1982 a meteorológiai paraméterek gyakorisági eloszlásának osztályozásánál nem mutatott elkülönülést a többi évtől.
- 1996. év a többi kiugró évtől is különbözik, melynek oka a többi évnél jóval magasabb alacsony minimumhőmérsékletű napok számának gyakorisága, napfényes órák számának gyakorisága, és az alacsonyabb (0 és 3°C) napi átlaghőmérsékletek aránya.
- 1982. év elkülönülését a hűvös átlaghőmérsékletű napok nagyobb aránya okozza.
- 1985-ben a hűvös átlaghőmérsékletű napok aránya és az alacsonyabb hőingású napok gyakorisága volt nagyobb.
- 1994-es év nagy különbözőségét viszont a fent említett meteorológiai paraméterek közül egyik sem magyarázza, hanem a magas csapadéku napok, a többi évhez képest jóval nagyobb aránya okozza.

A geophyton adatbázis elsődleges eredménye:

- A geophyton adatbázis feldolgozása alatt kapott elsődleges eredmények során azt láthatjuk, hogy a vizsgált, főként geophyta növényeket leginkább a napi hőmérséklet-ingadozások (maximum-minimum) átlaga befolyásolja augusztus végétől mért adatok alapján, de nagy hatással van még rájuk a fagyos napok száma is. Habár nem olyan jelentősen, de fontos még a napi globális sugárzások átlaga, a napi minimális hőmérsékletek átlaga, valódi csapadékos napok száma és a napfényes órák összege.

Regressziós modellek eredményei összefoglalva:

- A *Paeonia* fajok, képezik a kivételt az adatbázisban, mivel nem geophyton, hanem - életformájukat tekintve - hemikryptophyta növények. A 3 fenofázisának (első bimbó megjelenése, a virágzás kezdete és a virág elszáradása) időpontjára hatással van a napi hőmérséklet ingadozások átlaga, az első bimbó megjelenésére és még a fagyos napok száma is. Az első fenofázisnál néhány fajnál a minimum hőmérséklet is fontos.

- A *Muscari* fajoknál is inkább a napi hőmérséklet ingadozásának átlaga a fontos tényező, a korai fázisoknál pedig a fagyos napok száma is.
- Az *Ornithogalum*-nál a napi hőmérséklet ingadozások átlaga a jelentős szintén, de fontos a 0 °C-nál magasabb átlag hőmérséklet összege és a napos órák száma is.
- A *Leucojum*-nál a napi hőmérséklet ingadozás átlaga és a fagyos napok száma mind a 3 fázisra hatással van, a korai fázisokra pedig még a minimum hőmérséklet van befolyással.
- *Erythronium*-oknál nagy jelentőséggel bír a napi hőmérséklet ingadozások átlaga, de hatással van rá a fagyos napok száma és a minimum hőmérséklet is.
- A tulipánok első bimbójának megjelenésében az ingadozás és a fagyos napok száma a fontos tényező, később már a globális sugárzás is jelentős, néhány faj pedig a csapadéokra érzékenyebb.
- A *Colchicum* fajoknál a fagyos napok száma és a napi hőmérséklet ingadozás átlaga mellett a minimum hőmérséklet a fontos.
- Az Iridaceae családba tartozó fajoknál a napi hőmérséklet ingadozás átlaga és a fagyos napok száma a jelentős, az egyik *Crocus* és az egyik *Juno* faj első bimbójára hatással van a napi átlag hőmérséklet átlaga.
- A *Chionodoxa* első bimbójára a minimum hőmérséklet van hatással, és majd csak a későbbi fenofázisokat befolyásolja a napi hőmérséklet ingadozások átlaga és a fagyos napok száma.
- *Bellevia* fajoknál a napi átlaghőmérséklet átlaga is szerepet játszik a napi hőmérséklet ingadozások átlaga és a fagyos napok száma mellett.
- A csapadéknak kevés szerepe van, és akkor is leginkább a virágzás végére és elejére van hatással.

A geophyton adatbázisra elvégzett osztályozások és összehasonlításuk meteorológiai paraméterekkel azt mutatják, hogy egy fenofázis bekövetkezésének időpontjának megváltozása több paramétertől is függhet. Geophytonok esetében elsősorban a hűvös átlaghőmérsékletű napok és az alacsonyabb minimumhőmérsékletű napok számának gyakorisága befolyásolta. Ennek valószínűleg az az oka, hogy tavaszi fajokról van szó, amelyek virágzását megfelelő hideghatás indukálja, ezért enyhébb tél esetén később, vagy nehezen indul be a virágzás (Moza et al. 2005).

A fenofázisok időjárási korrelációját vizsgálva érdekes eredményként állapíthatjuk meg, hogy az általunk vizsgált hagymás növények esetén nem az egyébként általánosan használt hőösszeg-típusú megközelítések, hanem néhány kifejezetten változékonyságra vagy hidegre vonatkozó mutató (napi hőmérsékletingadozás, a fagyos napok száma és a napi minimális hőmérsékletek átlaga) tűnik jelentősnek. Ezek az eredmények rámutatnak az alkalmazott módszer hasznosságára, de ezen túl arra is, hogy a különböző növények különböző fenofázisaira más-más tényezők gyakorolnak jelentős hatást.

A geophyton növények fenofázisaira leginkább a napi hőmérséklet ingadozások átlaga (napi maximum és minimum hőmérséklet közötti különbség) (met21) van hatással. Minden egyes növény valamely fenofázisára befolyással volt. Tehát közvetve a napi maximum és minimum értékek átlaga van rá hatással. A fagyos napok száma (met23) szintén egy igen fontos tényező. Talán, mivel kora tavaszi növényekről van szó, számukra megfe-

elő mennyiségű fagyhatás szükséges a kihajtásához, és ezzel a további fejlődéshez, vagy épp ez késlelteti a kihajtást. A napi hőmérséklet ingadozások átlaga és a fagyos napok száma, együtt kombinálva pedig egy még erősebb kapcsolatot ad a fenofázisok időpontjára. A fagy mennyisége az *Olea europea* esetében is fontos tényező volt a virágzás szempontjából (Orlandi et al. 2005).

A meteorológiai paraméterek pedig nem csak külön-külön lehetnek hatással a fenofázisok időpontjára, hiszen magasabb értékeket kapunk, ha több tényező hatását összeadjuk.

A globális sugárzás (met1) önmagában nem lényeges tényező, de más jelentősebb meteorológiai paraméterrel kombinálva felerősítheti azt.

A kora tavaszi fajok esetében, mint a *Chionodoxa* vagy a *Crocus* igen nagy hatással van a minimum hőmérséklet (met4). Kínában a *Prunus davidinia* szintén a minimum hőmérsékletre érzékeny viszont a maximum hőmérséklet van hatással a *Robinia pseudo-acacia* virágzására (Lu et al. 2006). Németországban szintén a minimum és maximum hőmérsékletekkel találtak kapcsolatot a fenofázisok alakulásával (Schröder et al. 2006). USA-ban az őszi búza virágzása szignifikáns korrelációt mutatott a minimum hőmérséklettel (Hu et al. 2005). A *Trifolium repens* virágzása is negatív korrelációt mutatott a minimum és maximum hőmérsékletre (Williams és Abberton 2004).

A csapadék mennyiségének csak néhány faj esetében, (pl. tulipánok) volt jelentősége, és annak is csak a virágzás kezdetén és végén. A szakirodalom a trópusi fák természetében talált kapcsolatot a csapadék mennyiségével (Chapman et al. 2005).

Másik fontos tényező a napfényes órák összege (met6), de ennek is leginkább az ingadozással vagy a fagyos napok számával kombinálva van jelentősége.

A szakirodalomban a fenológiában használatos modellek általában inkább hőösszeg-jellegű, vagy átlaghőmérséklet jellegű (Chmielewski és Rötzer 2001, Chmielewski et al. 2004, Chmielewski et al. 2005, Galán et al. 2005, Kudo és Hirao 2006, Lu et al. 2006, Lu et al. 2006, Meer et al. 2002, Rötzer et al. 2000, Rushing et al. 2006, Schröder et al. 2006, Wolfe et al. 2005, Zheng et al. 2002, Chmielewski et al. 2003, Bergant et al. 2002, Chung et al. 2009, Doi és Katano 2008, Frei és Gassner 2008, Hu et al. 2005, Primack et al. 2005, Pudas et al. 2008, Schleip et al. 2008, Walkovszky 1998, Williams és Abberton 2004) paraméterekkel hoznak jó eredményeket, de mi csak nagyon kevés esetben tapasztaltunk erős kapcsolatot.

Rendkívül érdekes annak vizsgálata is, hogy melyek azok a meteorológiai paraméterek, amelyek szinte soha (vagyis a legritkábban) sincsenek hatással a geophyton növényeink fenofázisára. Ezek a csapadékos napok száma (csapadéknymokat is beleértve) (met9), a csapadékösszeg (met5) és a csapadék relatív szórása a csapadékos napokon (met22). A csapadékvizonyokat leíró változók hatástalansága nem meglepő, hiszen a hagymás és gumós növényekre jellemző, hogy raktározóképleteik által képesek a csapadék hiányát tolerálni, így nem annyira kitettek a csapadékvizonyoknak. Viszont nem tűnik hatásosnak a napfényes órák átlaga (met7) és a 10°C feletti hőmérsékletek átlaga (met10) sem, ami meglepőnek tűnhet, hiszen a napfény és a meleg általában fontos tényezőnek tűnik a fenológiai jelenségek vizsgálatában.

A jövőben a fenológiai vizsgálatok során célszerű lenne a napi hőmérséklet ingadozás átlagát és a fagyhatását figyelembe venni.

7.3. Mezofauna cönológiai mintázatok

7.3.1. *Közösségek közti különbségek objektív számszerűsítése mezofauna alapján*

Egy élőhely természetes állapotát nagymértékben befolyásolják a makro- és mikroklimatikus hatások. Ahhoz, hogy megfelelően tanulmányozni tudjuk ezen hatásokat, megfelelő módszerekkel kell rendelkezünk, amelyek segítségével egy élőhelyet jellemezni tudunk a benne élő szervezetek segítségével. Az élőhely leírásához sokféle módszer áll manapság rendelkezésünkre, ezek közül azonban nem választhatunk ki egy olyat sem, amelyik minden területen jól bevált volna. Egy élőhely jellemzését előnyös objektíven, megismételhetően, számszerűsíthetően interpretálni. Ezen cél elérésénél a fókuszban legtöbbször a biodiverzitás mérése áll. A biodiverzitás mérésénél azonban sok bizonytalanság léphet fel, hiszen már a fogalom értelmezésénél is számos kérdés vetődik fel, kezdve azzal, hogy milyen szinten vegyük figyelembe (genetikai-, taxon-, ökológiai- diverzitás), egészen addig, hogy ha már esetleg kiválasztottuk azt, hogy taxon-szintű legyen, el kell dönteni, hogy melyik taxonra koncentráljunk.

A fenti problémát úgy is meg lehet közelíteni, hogy több, eltérő típusú, minőségű és különböző szintezettségű élőhelyet vizsgálunk egyszerre, és ezeket összehasonlítva a közöttük lévő távolságot számszerűsítjük, standardizáljuk. Ebben a fejezetben egy olyan referenciasorrendet mutatunk be, amelyet többféle tér- és időléptékben vizsgált élőhelyek páncélosatka közösségeinek (Acari: Oribatida) genuszszintű prezencia-abszencia listái alapján hoztunk létre. A vizsgálat egyik fontos célja volt, hogy a használni kívánt távolságok indikációs erejéről, vagyis a bennük lévő információtartalomról megbízható képet nyerjünk. A cönológiai indikációs módszerek fejlesztésének különös jelentőséget ad, hogy a klímaváltozás ökológiai hatásainak elemzéséhez ilyen módszerek kifejlesztése és alkalmazása nélkülözhetetlen, ez azonban napjainkban a klímaváltozással kapcsolatos kutatások nagy módszertani hiányossága (Hufnagel és mtsai, 2008; Harnos és mtsai, 2008).

A páncélosatkák rendjének élőhelyük állapotának indikálására való alkalmasságát a csoport különleges tulajdonságai indokolták: a világon mindenütt előfordulnak, nagyszámban és nagy fajgazdagságban élnek, ezen kívül a kinyerhetőségük jól kidolgozott és hatékony. A fenti tulajdonságok főleg cönológiai módszerek alkalmazásánál használhatók fel Lebrun és van Straalen, 1995; Behan-Pelletier, 1999; Gulvik, 2007; Gergőcs és Hufnagel, 2009).

Tanulmányunkban genuszszinten vizsgáltuk az oribatida közösségeket. A taxonómiai szint megválasztását több szempont is vezérelte. Egyrészt már korábbi vizsgálatok is kimutatták, hogy a fajszintről genuszszintre történő váltás nem okoz nagy adatvesztést Podani, 1989; Osler és Beattie, 1999; Caruso és Migliorini, 2006). Döntésünk mellett szóltak olyan érvek is, hogy így nagymértékben ki tudtuk szélesíteni az általunk felhasznált adatbázisok mennyiségét, ami elengedhetetlen egy átfogó vizsgálat esetében. Ezenkívül az általunk végzett terepi vizsgálatoknál is meggyorsította és megbízhatóbbá tette a taxonómiai feldolgozást.

A tér- és időbeli skála felállításánál azt az eredményt vártuk, hogy a genusz- illetve a később ebből kialakított családlisták alapján létrejövő páncélosatka-élőhely hasonlósági

sorrend megfeleljen a valóságos tér- illetve időléptékeknek, vagyis minél távolabbi, illetve minőségileg különbözőbb élőhelyekről származó oribatida genuszlistáink vannak, annál nagyobb legyen a különbség az adott élőhelyeken talált genuszlisták között. Ha azonos helyről származnak az adatok, akkor is az időben távolabb eső listáknál nagyobb legyen a különbség a vizsgált minták között.

Ahhoz, hogy meghatározhassuk, milyen tér-időbeli távolságnak felel meg két általunk vizsgált minta/site oribatida genuszlistája, meg kellett határozunk különböző kategóriákat. A továbbiakban kategóriának nevezzük az általunk létrehozott elemzési csoportokat, amelyeket az alapján határoztunk meg, hogy a vizsgált genuszlistapárok az adott tér- illetve időlépték mely kombinációjából származnak. Ezeket a kombinációkat a következőképpen kaptuk meg (7.3.1 táblázat). Idő (I) esetében megkülönböztetünk 0, 2, 12, 24 és 52 hetet. Térben a legkisebb megkülönböztethető egység az eltérő szubsztrát volt (Z), majd a különböző típusú élőhely/site (S), a különböző topografikum (T), és végül a legtágabb elkülönítés a faunabirodalom (B) volt. Szubsztrátnak neveztük a legkisebb vegetációs szintet, például talaj, főrna, avar, moha, fakéreg stb. A site-nak nevezett helylépték élőhelytípusokat takar, mint például esőerdő, mohaerdő, paramo, hegyi esőerdő, magas-hegyi bozótos stb. A topografikum a gyakorlatban országszinten jelenik meg, például Pápua Új-Guinea vagy Chile. A faunabirodalom elkülönítésénél a Balogh és Balogh (1992) művében is megtalálható hat faunabirodalmat vettük figyelembe: Holarktis, Neotropis, Aethiopia, Orientalis, Australis (ott Notogea) és Archinotis (ott Antarctica).

A szubsztrát- és site-szintű kategóriáknál megkülönböztettük a trópusokról és a mérsékelt övből származó adatokat, így azok a kategóriák két részre oszlanak: trópusi és mérsékelt. Ezek jelei a „tróp” és „mérs” lesznek a megfelelő kategóriák kódjában. Egy magyarországi mintavételezés kapcsán pedig létrehoztunk 7 további kategóriát, amelyekkel azt kívántuk vizsgálni, hogy a kisebb léptékű földrajzi távolságnak (30-195 km) mekkora szerepe lehet a mintázatképzésben (Gergőcs, 2010).

7.3.1 táblázat Az egyes kategóriák kódja, a kódok jelentése, és az egyes kategóriáknál felhasznált adatbázisok megnevezése.

A kategória kódja	Jelentés	Forrás
HPM	homogenizált párhuzamos minták	Magyarország, nem publikált eredmények
AZ/I-2	Adott élőhelyről származó, azonos szubszttrátok különböző héttelolódással	
AZ/I-12		
AZ/I-24		
AZ/I-52		
AZ/Mo/közel	Azonos típusú élőhelyek, azonos típusú szubszttrátjai közeli vagy távoli földrajzi terü-letről Magyarországon belül	
AZ/Mo/távol		

A kategória kódja	Jelentés	Forrás
AZ-tróp	Adott élőhelyről származó, azonos szubsztrát-típusok trópusi területekről	Balogh János -féle kéziratok
EZ/Mo/távol	Azonos típusú élőhelyek, eltérő típusú szubsztrátjai közeli vagy távoli földrajzi területekről Magyarországon belül	Magyarország, nem publikált eredmények
EZ/Mo/közel		
EZ-mérs	Adott élőhelyről származó, eltérő szubsztrát-típusok mérsékelt övi területekről	
EZ-tróp	Adott élőhelyről származó, eltérő szubsztrát-típusok trópusi területekről	Balogh János -féle kéziratok
AS-tróp	Azonos élőhelytípusok trópusi területekről	Balogh János -féle kéziratok, Migliorini és mtsai (2005), Hammer (1958, 1961, 1962a, 1962b, 1966)
AS-mérs	Azonos élőhelytípusok mérsékelt övi területekről	
AS/Mo/távol	Azonos élőhelytípusok Magyarországról, távoli földrajzi területekről	Magyarország, nem publikált eredmények
ES-tróp	Eltérő élőhelytípusok trópusi területekről	Migliorini és mtsai. (2002), Skubala és Gulvik (2005), Osler és Murphy (2005), Osler és mtsai (2006), Noti és mtsai (1996), Arroyo és Iturrondobaitia (2006), Balogh és mtsai (2008), Hammer (1958, 1961, 1962a, 1962b, 1966) és ausztráliai még nem publikált eredmények.
ES-mérs	Eltérő élőhelytípusok mérsékelt övi területekről	
ES/Mo/közel	Eltérő élőhelytípusok Magyarországról, közeli vagy távoli földrajzi területekről	Magyarország, nem publikált eredmények
ES/Mo/távol		
EB	Faunabirodalmak közti különbség	Balogh és Balogh (1992)
AB/ET/AS	Azonos faunabirodalom, eltérő topografikum, azonos site	Balogh János -féle kéziratok, Hammer (1958, 1961, 1962a, 1962b, 1966)
AB/ET/ES	Azonos faunabirodalom, eltérő topografikum, eltérő site	
EB/ET/AS	Eltérő faunabirodalom, eltérő topografikum, azonos site	
EB/ET/ES	Eltérő faunabirodalom, eltérő topografikum, eltérő site	

Az adatbázisoknál csak azokat a listapárosításokat vettük figyelembe, amelyek minimum 9 genusszal rendelkeztek. Fontos volt a vizsgálatunkban, hogy a párokat csakis olyan genuszlisták között képezzük, amelyeket ugyanaz a kutató hozta létre a saját módszerével, így elkerültük a módszertani és taxonómiai szemléleti eltérésekből fakadó különbségeket. Miután felállítottuk a teljes genuszlista adatbázisunkat, mindegyik kategóriánál az oda tartozó genuszlistapárok esetében külön gyűjtöttük a két lista genuszszámát és a közös genuszok számát. Mivel csak prezencia-abszencia adatok álltak rendelkezésünkre és a genuszlistapárokra nem vettük figyelembe a kontingenciátábla „d” értékét, így távolságfüggvényeknek az Ochiai- és a Jaccard-függvényeket használtuk (Podani, 1997). Az egyes kategóriákhoz tartozó hasonlósági adatot a kategóriába tartozó genuszlistapárokra kapott távolságfüggvény-érték átlagokból számoltuk ki.

Arra vonatkozóan, hogy a kategóriákra kapott átlagértékek milyen mértékben különböznek el egymástól, mivel az adatainkra nem mindig állt fenn a függetlenség egy kategórián belül, összetett eljárással állapítottuk meg. Egy elemzési csoporton belül átlagosan 85 genuszlistapár volt. Minden kategória távolságfüggvény-értékeinek listájából randomszám-generátor segítségével az Excel-programban véletlenszerűen kiválasztottunk 15 darab távolságértéket. Ezt minden kategóriánál 10-szer végeztük el. Így minden kategóriánál kaptunk 10 darab 15 értékből álló adatsort megszámozva 1-től 10-ig. Az így kapott 10 darab kategórián belüli 15 értékből álló adattábla adatsorai már függetlenek voltak egymástól, és mivel a normális eloszlás nem minden kategórián belül teljesült, Kruskal-Wallis-féle statisztikai elemzésnek vetettük alá az adatokat a PAST program segítségével (Hammer és mtsai, 2001). Az 1-től 10-ig megszámozott 18 adatsoron belül külön-külön történt Mann-Whitney-féle post hoc-teszt, így kaptunk 10 darab 18×18-as post hoc-teszt-eredmény táblázatot. Ebből a 10 táblázatból készítettünk egyet, amelyben feltüntetettük, hogy 10 alkalomból hányszor kaptunk szignifikáns eltérést 5 %-os hibahatárral. Ezek alapján tudtuk eldönteni, hogy mely kategóriák különböznek egymástól szignifikánsan.

Az összes genuszlistánál \ oribatid munkájában található osztályozás alapján létrehoztuk az egyes elemzési csoportokhoz tartozó családlistákat, és a fenti vizsgálatokat elvégeztük családszinten is.

Vizsgálataink eredményeinek alkalmazhatóságát néhány példa bemutatásával szemléltetjük. Ehhez öt tanulmányból származó fajlistákat használtunk fel és készítettünk belőlük genuszlistákat. Ezekben a vizsgálatokban az a közös, hogy természetes élőhelyek atka közösségeit hasonlították össze olyan élőhelyek közösségeivel, amelyekben emberi hatás okozott környezetkárosítást. Hülsman és Wolters (1998) különböző típusú, ezzel együtt a talajfaunára nézve egyre erősebb zavarást jelentő szántási eljárások hatásait vizsgálták. Zaitsev és van Straalen (2001) munkájában egy nehézipari kohótól különböző távolságokra gyűjtöttek talaj- és avarmintákat, és a nehézfémzennyezés hatását vizsgálták az oribatida közösségekre, referenciatérségnek a legtávolabbi mintavételi pontot választva. Andrés és Mateos (2006) felhagyott bányaterületek különböző restaurációs kezeléseinek eredményeit hasonlították össze a volt bányák közelében elhelyezkedő háborítatlan erdőkkel talajfaunaösszetételük alapján. A felhagyott bányák természetes életközösségének helyreállítása érdekében négyféle kezelést alkalmaztak, a beavatkozások eredményeinek ellenőrzéséhez a vizsgálati mintavételekre 8 évvel a kezeléseket követően került sor. Berch és

mtsai (2007) égetéssel, talajfelhalmozással és talajlecsupaszítással kezelt erdei avar/főrna és talaj mintákat vetettek össze kezeletlen területek atka közösségeivel. Végül Dechene és Buddle (2009) tanulmányában szintén erdei atkafaunát vizsgáltak, a megfigyelések azonban a vágási intenzitások hosszútávú (8 éves) hatásaira fókuszáltak. Az összehasonlított területek leírását, és a vizsgálatban szereplő oribatida genuszok számát a 7.3.2 táblázatban láthatjuk összefoglalva.

Az így létrehozott genuszlistánál is kiszámítottuk az Ochiai-féle távolságfüggvényeket. Minden alkalommal a kontroll területekhez hasonlítottuk a többi vizsgálati terület genuszlistáit. Végül az így kapott távolságokat összevetettük a fent leírt módon kapott referencialista értékeivel, és ezzel párhuzamosan azzal, hogy a kapott értékek mely kategóriáknak felelnek meg. A fenti tanulmányokban mindig azonos típusú szubsztrátokat hasonlítottak össze egymással, és a minták egy vizsgálaton belül azonos országokból származtak.

7.3.2 táblázat A referencialista ellenőrzéséhez felhasznált irodalmi munkákban szereplő össze-vetett élőhelyek bemutatása. (*boreális erdők avar- és talajmintái)

Források	Genuszok száma	Kontroll élőhelyek	Kezelt élőhelyek			
Hülsman és Wolters (1998)	11	nincs beszántás	30 cm mélységig feltört talaj, teljes átforgatás	30 cm mélységig feltört talaj, 15 cm-ig átforgatás	30 cm mélységig feltört talaj, nincs átforgatás	-
Zaitsev és van Straalen (2001)	35	10 km-re a kohótól*	3 km-re a kohótól*	2 km-re a kohótól*	a kohó mellől*	-
Andrés és Mateos (2006)	43	háborítatlan erdő	talajkiszórás	növényi magvetés	fák és bokrok ültetése	magvetés és ültetés keveréke
Berch és mtsai. (2007)	13	kezeletlen erdei avar/főrna	égetett	-	-	-
		kezeletlen erdei talaj	égetett	földfelhalmozás	földeltávolítás	-
Déchéne és Buddle (2009)	58	háborítatlan erdő (avar)	terület 1/3-nak vágása	terület 2/3-ának vágása	teljes fakitermelés	teljes fakitermelés + égetés
		háborítatlan erdő (talaj)	terület 1/3-nak vágása	terület 2/3-ának vágása	teljes fakitermelés	teljes fakitermelés + égetés

A kapott kategóriasorrendek a legtöbbször megfeleltek a várakozásnak, főleg a genuszlistánál, vagyis a nagyobb térleptéknek a genuszlisták között nagyobb távolságok feleltek

meg. Az egy éven belüli időléptékek közti eltérést azonban sem genusz-, sem család-szinten nem lehetett számottevő mértékben kimutatni. A kapott sorrend mellett a szignifikáns elkülönüléseket is figyelembe véve azt kaptuk, hogy jelentős elkülönülés tapasztalható a szubsztrátokban, egy adott országon belüli és országok közötti azonos vagy eltérő típusú élőhelytípusok genusz- és családlistái között.

A család szintű vizsgálat nem sokban tért el a genusz szintűtől. Az egyetlen fontos különbség a faunabirodalmaknál figyelhető meg, amelynél azt tapasztaltuk, hogy a faunabirodalmak családlistái annyira hasonlítanak egymásra, mint az azonos típusú szubsztrátokból származó családlisták. Irodalmi példáink segítségével betekintést nyerhettünk arra vonatkozóan, hogy a létrehozott referenciasorrend miképpen tudja viszonyítani az emberi zavarások súlyosságát. A részletesebb eredmények megtekinthetők a 7.4 fejezetben.

Az oribatida csoport vizsgálata egyedülálló tulajdonságai miatt jelentős, de máig nem kellőképpen kihasznált élőhelyállapot leírási lehetőséget rejt magában, és ezen keresztül fontos indikátorcsoportjai lehetnek a klímaváltozás hatásainak felméréseiben is. Ahhoz, hogy megfelelően tudjuk hasznosítani a bennük rejlő lehetőségeket, egyrészt a hatékony és rendszerezett adatfelvételt kell világ szinten standardizálni és összehangolni, másrészt pedig az így nyert nagymennyiségű adathalmaz integráló feldolgozását és értelmezését kell fejleszteni, hasonlóan a mi tanulmányunkhoz módszerfejlesztési és eredményösszevonási vizsgálatokkal.

Az eddigiek során részletesen leírtuk, hogy milyen módon dolgoztuk ki annak módszerét, hogy többféle területről származó genusz- és családlistákat miképpen lehet összehasonlítani, azaz a köztük lévő távolságokat kategóriákba sorolva sorrendiséget felállítani. Arról is írtunk, hogy az általunk kapott referenciasorrend felhasználásával milyen módon lehet számszerűen kimutatni például erős antropogén befolyás alatt álló területek oribatida közösségének megváltozását a természetes állapotokhoz képest. A következő lépés ezek után a klímaváltozás kimutatása lehet. Az elkövetkezőekben az ismertetett módszer részletes eredményeit és egy másik, szezonálissal foglalkozó tanulmányt mutatunk be (Gergőcs, 2010).

7.3.2. Eredmények a közösségek közti különbségek számszerűsítése alapján

Genusz szint. Az egyes kategóriák genuszlistái közötti, nagyságrendi sorrendbe állított Ochiai-távolság átlagértékeket, a hozzájuk kapcsolt standard error tartománnyal az 7.4.1. ábrán tekinthetjük meg. A kimagaslóan legnagyobb minták közötti hasonlóságot az a kategória mutatja, ahol homogenizált parallel mintavétel történt (HPM). A szignifikancia eredmények alapján is megállapítható, hogy ezen genuszlisták közötti hasonlóság nagysága eltér a többi kategóriánál mérténél. (7.4.1. táblázat). A homogenizált minták kiemelkedő hasonlósága nem meglepő, azonban nagyon fontos, hogy nem mutat maximális hasonlóságot, azaz 1-et. Ezek szerint ha nincsen különbség két minta között, akkor a technikai eljárásnak és a véletlennek köszönhetően akkor is felmerül bizonyos mértékű távolság két minta genuszlistája (és családlistája) között. Ebből az is következik, hogy két minta valójában csak akkor tér el egymástól, ha a HPM kategóriára kapott értéknél kisebb távolságot találunk köztük.

Ezt a kategóriát követik az azonos (AZ) és eltérő (EZ) szubsztrátból származó minták. Látható (7.4.1. ábra), hogy eszerint az elkülönítés szerint (ti, hogy azonos vagy eltérő-e a szubsztráttípus) nem különböznek egymástól a kategóriák, mivel a sorrendjük keveredik. A különböző időpontokból, azonos típusú szubsztrátokból gyűjtött minták esetében a legnagyobb hasonlóság a kéthetes, majd rendre a 12 hetes, a 24 hetes és az 52 hetes időbeli távolságokkal összehasonlított genuszlisták között volt. A Magyarországon felvételezett mintáknál megfigyelhető, hogy a nagyobb földrajzi távolságra lévő azonos típusú élőhelyen, de mégis azonos vagy eltérő típusú szubsztrátokban (.../távol) nagyobb különbség van a genuszösszetétel között, mint azokban, amelyek közelebbi élőhelyekről származnak (.../közel). A trópusi minták esetében az azonos és eltérő szubsztráttípusból származó adatokból kapott kategóriák hátrébb vannak, mint a mérsékelt övi kategóriák közül azok, amelyeket nem nagyobb földrajzi távolsággal hasonlítottunk össze. Az eltérő szubsztráttípusokból származó minták összehasonlításakor a „távoli” minták hasonlósága nagymértékben lecsökkent, és ennek következtében keveredik az élőhelytípusban különböző összehasonlításokkal. A fentiekben tárgyalt sorrendiség mellett azonban a szignifikancia vizsgálatok szerint ezek a kategóriák nem különböznek egymástól nagymértékben (7.4.1. táblázat).

Eredményeinkben egyértelműen megmutatkozott, hogy a szubsztrátok közötti genuszlisták jobban hasonlítanak egymásra, mintha teljes site-okat vagy topografikumban is eltérő site-okat hasonlítottunk össze. Azonban azt is elvártuk volna, hogy az eltérő szubsztrátok (EZ) között majd jóval kisebb legyen a hasonlóság, mint az azonosak között (AZ). Karasawa és Hijii (2004) tengerparti erdőket tanulmányozva azt tapasztalták, hogy az azonos típusú mikrohabitatok két távoli site között jobban hasonlítottak egymásra, mint ugyanazon a site-on belül két eltérő. Ők azonban nem genuszok listáját figyelték, hanem a közösség egyéb jellemzőit is, és ezt a hasonlóságot nem fejezték ki számszerűen. Mi a sorrendben látható eltérést tudtuk kimutatni e két léptékű kategória között, de itt váltakozik az azonos és eltérő mikrohabitatok, azaz szubsztrátok közötti hasonlóságokat kifejező kategóriák sorrendje.

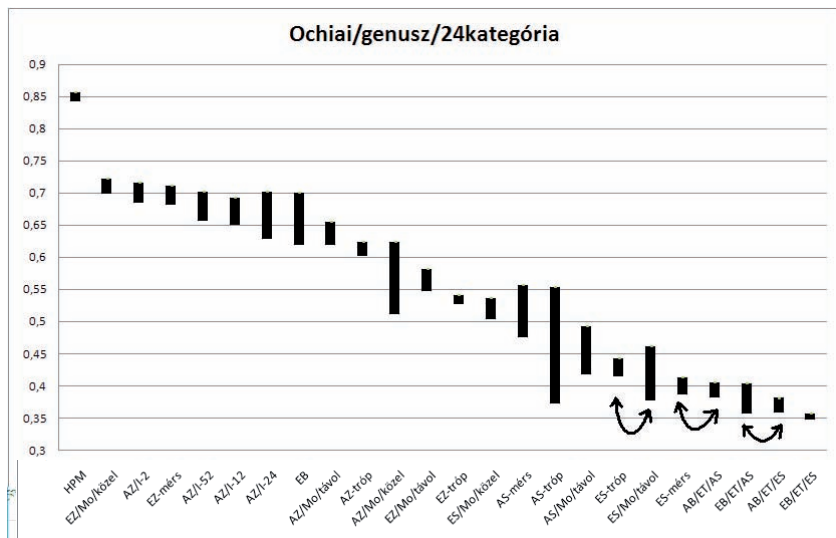
Egy adott szubsztráttípuson belül egy év leforgása alatt nem sok változás következett be a genuszösszetételben. A sorrend megfelelt a várakozásainknak, de az elkülönülések nem voltak szignifikánsak. A mi vizsgálatunkban legfeljebb 1 év különbséget lehetett figyelembe venni, de amikor Irmeler (2006) 6 éven keresztül vizsgált egy bükkerdő talajában élő páncélosatka közösséget, az egyes évek közötti közösségszerkezetekben 75%-nál is nagyobb hasonlóságot talált.

A trópusokon eltérőbbek a szubsztrátok egymástól, mint a mérsékelt övön. Az élőhelyek szintjén azt tapasztaltuk, hogy a trópusi site-ok jobban hasonlítanak egymásra, mint a mérsékelt öviek. A fenti két eredmény alapján tehát a mérsékelt övben a mikrohabitatokban előforduló genuszok homogénebbek, mint a trópusokon, míg a trópusokon inkább az élőhelytípusok genuszlistái egyformábbak. Mivel azonban nem találtunk szignifikáns elkülönüléseket a trópusi és mérsékelt övi eredmények között, ez az eredmény csak tendencia maradhat.

Az élőhely-megkülönböztetések (site-ok) szintjén (AS és ES) a trópusi területek élőhelyei jobban hasonlítottak egymásra, mint a mérsékelt öviek (7.4.1. ábra). A trópusi eltérő

típusú élőhelyek közötti hasonlóság megelőzte a mérsékelt övi azonos típusú élőhelyek genuszlistái közötti hasonlóságot. Megfigyelhetjük, hogy a földrajzi távolság site-szinten is csökkentte a közösségek közötti hasonlóságot, mivel a távolabbi élőhelyek jobban különböznek egymástól, mint a közeli. Az eltérő és azonos típusú site-ok nem különültek el nagymértékben. Arra találhatunk tendenciát, hogy az azonos égöv alatti összehasonlításoknál az eltérő site-típusok genuszlistái kevésbé hasonlítottak egymásra, mint az azonos típusú site-ok genuszlistái. Az eltérő típusú site-ok „távoli” oribatidák közösségeinek összetevésekor megint szélsőséges csökkenést figyelhetünk meg a hasonlóságban, vagyis az *ES/Mo/távol* átkerül a nagyobb léptékeket jelentő kategóriák közé.

A site-szintű kategóriák elkülönülése a más léptékű kategóriáktól bizonytalan (7.4.1. táblázat). Az *ES* és az *AS* kategóriák a két nagyobb tömb (ti. az *AZ/EZ* és *ET*) között ingadoznak, pontosabban változó, hogy éppen az *ET* vagy éppen az *AZ/EZ* tömbhöz állnak-e közelebb. Ez is azt mutatja, hogy a site-szinten összehasonlított genuszlisták közötti hasonlóság a szubsztrátok közötti nagyobb és a topografikum szintű kisebb hasonlóság között helyezkedik el. A trópusi és mérsékelt övek megkülönböztetése az adott habitat-szinten csak az eltérő site-oknál (*ES*) számít nagyobb mértékben, azaz az *ES-mérs* és *ES-tróp* kategóriák különülnek el többször szignifikánsan.



7.4.1. ábra A létrehozott genuszlista-távolságok kategóriáinak sorrendje. A hasonlóság jobbról balra nő. A kódolást az Anyag és módszer fejezet tartalmazza. A nyílak azt mutatják, hogy az Ochiai-hoz képest a Jaccard-féle távolságfüggvénnyel az adott kategóriák sorrendje felcserélődött.

Az utolsó, legkisebb hasonlóságot mutató „blokkban” azok a kategóriák szerepelnek, amelyek már eltérő topografikumok között (*ET*) mérik az élőhelyszintű listák különbsé-

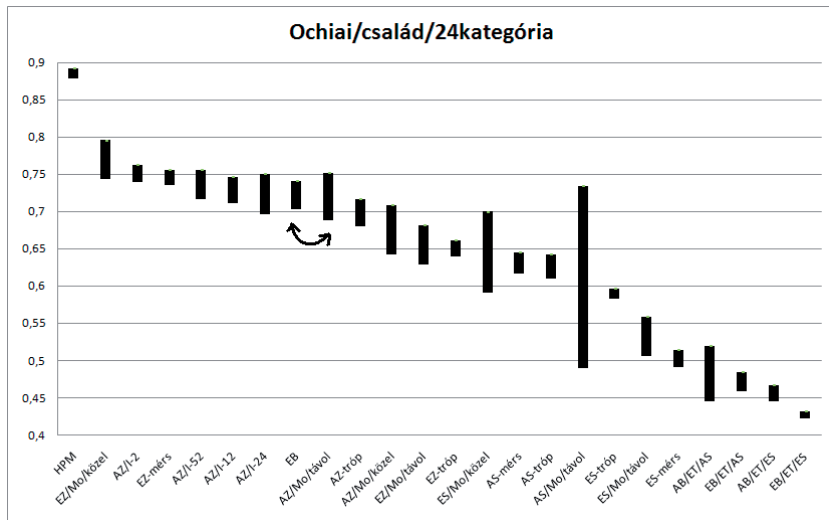
gét. A kategóriákon belüli sorrendnél figyelemre méltó, hogy az azonos típusú site (*ET/AS*) nagyobb hasonlóságot eredményez, mint az eltérő (*ET/ES*), függetlenül attól, hogy az eltérő topografikum azonos vagy eltérő állatföldrajzi birodalomban van-e (*AB-EB*). Ezek közé illeszkedik be az *EB* kategória is. Ezt nem vehetjük bele az eltérő topografikumba, mert itt az egyes faunabirodalmak közötti különbséget vizsgáltuk, egyesített genuszlistákkal. A Jaccard-féle távolságokkal számolva 3 kategóriapár sorrendje felcserélődik, de ez nem okoz ellentmondást a fent tárgyaltakkal.

Az eltérő topografikumokat vizsgáló kategóriák (*ET*) egyértelműen elkülönülnek a csak szubsztrátszintet elkülönítő kategóriáktól. Ez tehát azt jelenti, hogy egy adott élőhelytípuson belül az azonos vagy eltérő szubsztrátok genuszlistái sokkal jobban hasonlítanak egymásra összetételben, mint az eltérő országok között teljes élőhelytípusok közötti genuszlisták. A magyarországi különböző élőhelyekről származó szubsztrát- és site-szintű adatsoraink alapján láthattuk, hogy a földrajzi távolság, még egy a miénkhez hasonló kisebb országon belül is jelentős eltéréseket okoz a genuszösszetételek között.

Az eltérő faunabirodalomból származó adataink lefedik Ceylonon keresztül az Orientalist; Ecuadoron, Costa Ricán és Chilén keresztül a Neotropist; Új-Guineán és Ausztrálián keresztül az Australist. A teljes faunabirodalom genuszlistáiból létrehozott kategória nem különül el az eltérő topografikumokat és eltérő faunabirodalmakat összehasonlító kategóriacsoporthoz, vagyis a faunabirodalmak teljes genuszlistái annyira hasonlítanak egymásra, mintha legalább eltérő országból (topografikumból) származó site-listákat hasonlítanánk össze. Ez abból a szempontból figyelemre méltó, hogy a faunabirodalmak elkülönítése legfőképpen gerinces csoportok alapján történt meg, és ha egy gerinctelen csoportot veszünk figyelembe, jelen esetben az oribatidákat, akkor a gerinces szintű faunabirodalom-eltérés oribatida szinten kisebb topografikumokat fedhet le, nem pedig konfinenseket.

Eltérő topografikumok site-jait vizsgálva azt tapasztaltuk, hogy az azonos típusú élőhelyek oribatida közösségei akkor is jobban hasonlítanak egymásra az eltérő site-okban élőkéhez képest, ha eltérő faunabirodalmak között hasonlítjuk össze a genuszlistákat, vagyis ez megerősíti előző megállapításunkat, miszerint az élőhely típusának nagyobb lehet a mintázatképző szerepe, mint a faunabirodalomnak, ami egy korábbi felmérésünkkel is egybeesik (Balogh és mtsai, 2008).

Családszint. Az eredményeket a 7.4.2. ábra mutatja. Az azonos típusú szubsztrátból különböző időközönként gyűjtött minták családszinten kevésbé különülnek el egymástól, és a sorrendjük sem felel meg az időbeliségnek. Az azonos és eltérő szubsztrátból származó minták a genuszlistáknál tapasztalhatóan hasonlóan keverednek egymással, a földrajzi távolság hatása családszinten is kimutatható. Eltérő szubsztrátok esetében továbbra is azt tapasztalhatjuk, hogy a trópusi minták között nagyobb a különbség, de az azonos szubsztrát típusoknál nem.



7.4.2. ábra A létrehozott családlista-távolságok kategóriáinak sorrendje. A hasonlóság jobbról balra nő. A kódolást az Anyag és módszer fejezet tartalmazza. A nyíl azt mutatja, hogy az Ochiai-hoz képest a Jaccard-féle távolságfüggvénnyel az adott kategóriák sorrendje felcserélődött.

Az élőhelytípusoknál azt láthatjuk, hogy az azonos élőhelytípus esetén családszinten a trópusi és a mérsékelt övi területeken nem nagyon különböznek egymástól, bár a sorrend eltér a genuszlistáknál tapasztalttól. Az eltérő site-típusoknál azonban ugyanaz a jelenség tapasztalható, mint a genuszlistáknál, vagyis a trópusokon az eltérő típusú élőhelyek oribatida közösségei jobban hasonlítanak egymásra, mint a mérsékelt égövié. Míg az eltérő topografikumot jelentő kategóriák sorrendje és helyzete a genuszszinthez képest nem változott, addig a teljes sorrendben a legfeltűnőbb változás az eltérő faunabirodalmak (EB) hasonlóságának megnövekedése, és a szubsztrátszintű elkülönüléseket jelentő kategóriák közé ékelődése.

A genuszlistáknál tapasztalt elkülönülések családszinten is hasonló képet adnak (7.4.2. táblázat). Két nagymértékű elkülönülést lehet tapasztalni. Az egyik továbbra is a *HPM* és az összes többi kategória, illetve a négy *ET* és az *ES-mérs* kategóriák az összes többi kategóriától. Az *AZ* és az *EZ* kategóriák továbbra is nagyon hasonlóak egymáshoz, sőt az *AS* és az *ES-tróp* kategóriák sem különülnek el tőlük nagymértékben. Tehát a site-szintű listák családszinten is a másik két blokk, vagyis a szubsztrát- és a topografikumszintű csoport között ingadoznak, de itt már az *ES-mérs* elkülönülése a többi *ES* és *AS* kategóriától egyértelműbb. A trópusi és mérsékelt övi elválasztások családszinten nem csak az *ES* kategóriánál mutatnak szignifikáns elkülönülést, hanem az *EZ* kategóriánál is. Az *EB* kategória egyértelműen elválik az *ET* kategóriáktól, és az *AZ*, *EZ* és *AS* kategóriákhoz tartozik, azoktól nem tér el szignifikánsan.

	AZ/I-2	EZ-mérs	AZ/I-52	AZ/I-12	AZ/I-24	EB	AZ-tróp	AZ-mérs	EZ-trópi	AS-mérs	AS-tróp	ES-tróp	ES-mérs	AB/ET/AS	EB/ET/AS	AB/ET/ES	EB/ET/ES
HPM	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10
AZ/I-2		10/ /1	10/ /1	10/ /1	10/ /2	10/ /1	10/ /4	10/ /7	10/ 10	10/ /8	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10
EZ-mérs			10/ /0	10/ /0	10/ /0	10/ /1	10/ /1	10/ /4	10/ /7	10/ 10	10/ /9	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10
AZ/I-52				10/ /1	10/ /0	10/ /1	10/ /1	10/ /2	10/ /7	10/ /8	10/ /9	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10
AZ/I-12					10/ /0	10/ /1	10/ /1	10/ /5	10/ /8	10/ /9	10/ /9	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10
AZ/I-24						10/ /1	10/ /1	10/ /3	10/ /5	10/ /6	10/ /4	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10
EB							10/ /0	10/ /2	10/ /6	10/ /6	10/ /6	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10
AZ-tróp								10/ /0	10/ /0	10/ /2	10/ /2	10/ /5	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10
AZ-mérs									10/ /2	10/ /3	10/ /1	10/ /7	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10
EZ-trópi										10/ /0	10/ /1	10/ /2	10/ /7	10/ 10	10/ 10	10/ 10	10/ 10
AS-mérs											10/ /0	10/ /2	10/ /8	10/ /9	10/ /9	10/ 10	10/ 10
AS-tróp												10/ /2	10/ /8	10/ /10	10/ /10	10/ /10	10/ /10
ES-tróp													10/ /3	10/ /6	10/ /9	10/ /7	10/ /10
ES-mérs														10/ /1	10/ /0	10/ /0	10/ /4
AB/ET/AS															10/ /0	10/ /0	10/ /0
EB/ET/AS																10/ /0	10/ /0
AB/ET/ES																	10/ /1

7.4.1. táblázat A minden egyes családlista-kategóriából 10 alkalommal véletlenszerűen kiválasztott 15 Ochiai-távolságadatra elvégzett Mann-Whitney-féle tesztek összesített eredménye. A számok azt jelzik, hogy a 10-szer elvégzett tesztből hányszor kaptunk szignifikáns különbséget. (Sötét szürke= 10/10; világos szürke= 10/9 és 10/8)

Családszinten a faunabirodalmak közötti eltérés ugyanolyan különbséget jelent, mint amit az azonos vagy eltérő típusú szubsztrátokból származó családlisták közötti különbségek. Ez azt jelenti, hogy a faunabirodalmak családszinten nem különböznek el nagymértékben, éppen csak annyira, mintha egy adott élőhelyről származó több különböző mintát vennénk. Családszinten az oribatidák esetében a faunabirodalom nem hasznos elkülönítés, míg gerincesek szintjén ez volt az elkülönítés egyik alapja, ami nagy valószínűséggel azzal magyarázható, hogy az oribátida családok világszintű elterjedése történetileg megelőzte a kontinensek szétválását.

A családszintű elemzés eredménye sorrendiség szempontjából gyakran eltér a genuszszintűétől, de mivel ezek a sorrendek olyan helyeken térnek el a genuszszintű elemzéstől, ahol nem volt szignifikáns távolság kimutatható közöttük, ezért a legtöbb esetben nem

számottevő ez az eltérés. Emellett azonban az egyértelmű, hogy családszinten már nem mindig érvényes az a trend, miszerint a mérsékelt égövi élőhelyeken homogénabbak, a trópusi élőhelyeken meg heterogénabbak a mikrohabitatok. A család- és genuszszint között tapasztalható hasonlóságok arra hívják fel a figyelmet, hogy mivel a számba vehető elkülönítések térléptéke a szubsztrát, az azonos- és eltérő topografikum szintje, taxonómiai szempontból a genusz-szint helyett lehetséges már a családszint használata is az általunk javasolt összehasonlításokhoz. Ez megfelel Osler és Beattie (1999) a miénkhez hasonló metaanalízisében tárgyaltaknak, amelyben 25 tanulmány vizsgálata után megállapították, hogy a habitatválasztás főként családszinten dől el, és már ők is javasolták, hogy egy adott terület gyors diverzitás-felméréséhez akár a családszint is elegendő lehet.

kategóriák	AZ/I-2	AZ/I-12	AZ/I-24	AZ/I-52	EZ-mérs	AZ-tróp	AZ-mérs	EZ-tróp	AS-tróp	ES-tróp	AS-mérs	ES-mérs	AB/ET/AS	EB	EB/ET/AS	AB/ET/ES	EB/ET/ES
HPM	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10
AZ/I-2		10 / 0	10 / 2	10 / 4	10 / 5	10 / 8	10 / 7	10 / 9	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10
AZ/I-12			10 / 3	10 / 3	10 / 3	10 / 4	10 / 5	10 / 7	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10
AZ/I-24				10 / 0	10 / 1	10 / 0	10 / 1	10 / 3	10 / 9	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10
AZ/I-52					10 / 0	10 / 1	10 / 0	10 / 4	10 / 6	10 / 7	10 / 6	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10
EZ-mérs						10 / 0	10 / 0	10 / 10	10 / 10	10 / 6	10 / 8	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10
AZ-tróp						10 / 0	10 / 1	10 / 3	10 / 5	10 / 5	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10
AZ-mérs							10 / 0	10 / 3	10 / 6	10 / 7	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10
EZ-tróp								10 / 1	10 / 3	10 / 4	10 / 9	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10	10 / 10
AS-tróp									10 / 0	10 / 2	10 / 7	10 / 6	10 / 10	10 / 9	10 / 9	10 / 10	10 / 10
ES-tróp										10 / 1	10 / 5	10 / 4	10 / 10	10 / 10	10 / 9	10 / 10	10 / 10
AS-mérs											10 / 5	10 / 4	10 / 9	10 / 9	10 / 8	10 / 10	10 / 10
ES-mérs												10 / 0	10 / 0	10 / 0	10 / 0	10 / 3	10 / 10
AB/ET/AS													10 / 0	10 / 10	10 / 10	10 / 7	10 / 10
EB														10 / 1	10 / 0	10 / 3	10 / 10
EB/ET/AS															10 / 0	10 / 4	10 / 10
AB/ET/ES																10 / 1	10 / 10

7.4.2.táblázat A minden egyes genuszlista-kategóriából 10 alkalommal véletlenszerűen kiválasztott 15 Ochiai-távolságadatra elvégzett Mann-Whitney-féle tesztek összesített eredménye. A számok azt jelzik, hogy a 10-szer elvégzett tesztből hányszor kaptunk szignifikáns különbséget. (Sötét szürke= 10/10; világos szürke= 10/9 és 10/8) A létrehozott referencialista alkalmazása. Az öt tanulmány genuszlistái alapján kiszámí-

tott távolságokat a 7.4.3. táblázat tartalmazza. A táblázatokból láthatjuk, hogy a különböző emberi beavatkozások mekkora változást idéztek elő az adott élőhely atka közösség összetételében. Hülsman és Wolters (1998), Déchéne és Buddle (2009), valamint Zaitsev és van Straalen (2001) munkáinál megfigyelhetjük, hogy a különböző beavatkozások nem okoztak a páncélosatka közösségek összetételében sok változást, hiszen akkora az egyes élőhelyek genuszlistái közötti távolság, mint az ugyanazon élőhelyről, az ugyanazon szubsztrátról származó közösségek között (AZ). Ide tartozó beavatkozások voltak a szántással történő zavarások fokozása (Hülsman és Wolters, 1998), nehézfémzennyezés hatása a kohótól távolodó élőhelyeken (Zaitsev és van Straalen, 2001), és végül 8 éves regenerációs időt követően az egyre intenzívebb fakitermelési eljárások hatása erdei életközösségekben (Déchéne és Buddle, 2009). Déchéne és Buddle (2009) munkájában azonban észrevehető, hogy a mélyebb talajban élő oribatidákra a teljes fakitermelés és a kitermelés utáni égetés nagyobb hatással van még 8 év után is, hiszen itt a közösségek közötti távolság felér az azonos topografikumban, azonos típusú élőhelyek közötti távolsággal, vagy az eltérő szubsztráttípusok közötti távolsággal. Hasonló távolságokat kaptunk Berch és mtsai (2007) tanulmányában bemutatott kezelések esetén is, vagyis nemcsak az égetésnek, hanem a földfelhalmozásnak és a földeltávolításnak is nagy közösségformáló hatása van még 8 évvel a beavatkozás után is. A legnagyobb mértékű eltéréseket az elhagyott bányák rehabilitációs szukcessziójának néhány éves állapotában lehetett mérni Andrés és Mateos (2006) tanulmányában. Ezeknél a vizsgálati adatoknál a közeli természetes élőhelyről származó minták úgy különböztek a rehabilitációs terület mintáinak oribatida genuszlistájától, mintha site-okat mértünk volna össze azonos vagy akár eltérő országokban is.

Tanulmányunk tehát létrehozott egy olyan standardizált referencialistát, amelynek segítségével ki lehet fejezni, hogy két, ismeretlen minőségű mintából származó oribatida közösség genusz- vagy családlisztájának távolságfüggvényekkel kifejezett hasonlósága milyen térbeli távolságoknak felel meg. Az esetlegesen bolygatott vagy átalakult élőhelyeket oribatida közösségek segítségével össze tudjuk hasonlítani egy meglévő viszonyítási minta alapján. Ennek bemutatására néhány példát vettünk az irodalomból, amelyek segítségével különböző mértékben zavart élőhelyek és természetes élőhelyek szubsztrátszintű páncélosatka genuszlistáit hasonlítottunk össze. Az így kapott eredmények azt mutatják, hogy a referencialistánk segítségével térbeli különbségekhez lehet viszonyítani az emberi beavatkozások mértékét, vagyis hogy a zavarás milyen mértékű változást idéz elő a páncélosatka közösség összetételében.

forrás	kontroll élőhelyek	kezelt élőhelyek	Ochiai-távolság- érték a két terület genusztíai között	Az e tanulmányban a távolságokhoz közel álló kategória(k)
Hülsman és Wolters (1998)	nincs beszántás	30 cm mélységig feltört talaj, teljes átforgatással	0,84	HPM
	nincs beszántás	30 cm-ig feltört talaj, 15 cm-ig átforgatott	0,84	
	nincs beszántás	30 cm-ig feltört talaj, átforgatás nélkül	0,84	
Zaitsev és van Straalen (2001)	10 km-re a kohótól*	3 km-re a kohótól*	0,83	HPM
	10 km-re a kohótól*	2 km-re a kohótól*	0,73	
	10 km-re a kohótól*	a kohó mellől*	0,78	
Andrés és Ma- teos (2006)	háborítatlan erdő	talajkiszórás (bányában)	0,44	AB/ET/AS; ES-mérs; EZ;AS/Mo/távol
	háborítatlan erdő	növényi magvetés (bányában)	0,54	ES-tróp, AS-mérs; ES/Mo/közel
	háborítatlan erdő	fák és bokrok ültetése (bányában)	0,56	
	háborítatlan erdő	magvetés és ültetés keveréke (bányában)	0,52	
Berch és mtsai (2007)	kezeletlen avar/ főma	égetett	0,63	AZ, EZ, AS-tróp
	kezeletlen talaj	égetett	0,55	
	kezeletlen talaj	földfelhalmozás	0,61	
	kezeletlen talaj	földeltávolítás	0,55	
Déchêne és Buddle (2009)	háborítatlan erdő (avar)	terület 1/3-nak vágása	0,88	AZ ; HPM
	háborítatlan erdő (avar)	terület 2/3-ának vágása	0,89	
	háborítatlan erdő (avar)	teljes fakitermelés	0,87	
	háborítatlan erdő (avar)	teljes fakitermelés + égetés	0,84	
	háborítatlan erdő (talaj)	terület 1/3-nak vágása	0,69	
	háborítatlan erdő (talaj)	terület 2/3-ának vágása	0,71	
	háborítatlan erdő (talaj)	teljes fakitermelés	0,61	AZ és EZ
	háborítatlan erdő (talaj)	teljes fakitermelés + égetés	0,53	AS és ES

7.4.3. táblázat A különböző tanulmányokból vett genusztíák összehasonlítására kiszámolt Ochiai-távolságok, és ennek alapján az általunk vizsgált kategóriáknak való megfeleltetése.

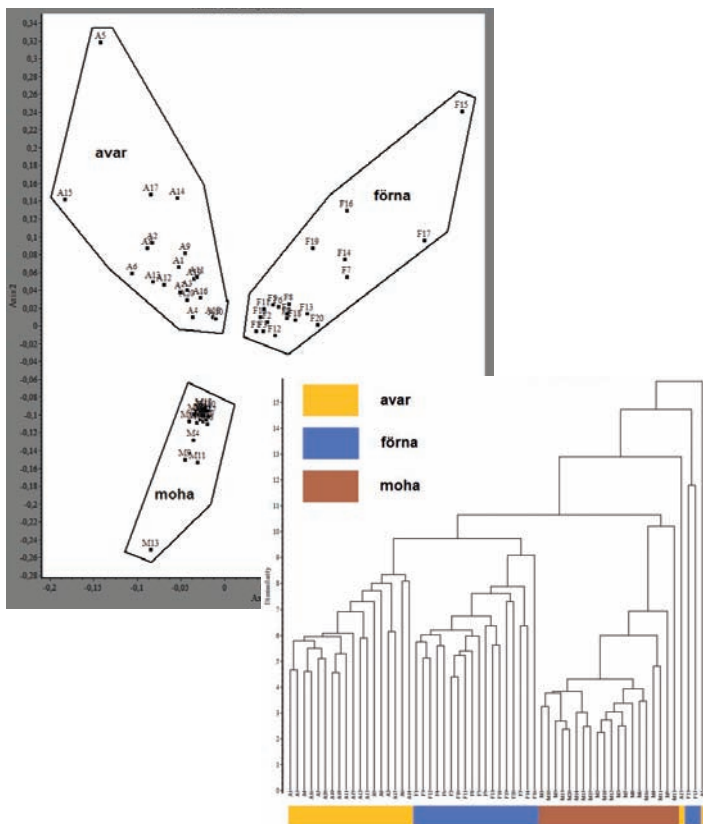
A fentiek alapján elmondhatjuk, hogy az oribatida csoport kiemelt tulajdonságai révén egyedülállóan alkalmas élőhelyek összehasonlítására, állapotváltozásainak objektív, számszerűen kifejezhető összevetésére. A természetes élőhelyek összehasonlítását követően kapott távolságok segítségével az emberi beavatkozások, illetve ezen keresztül rövid- és hosszútávon a klímaváltozás talajfaunára vonatkozó hatása is detektálhatóvá válhat.

7.3.3. Szezonális az oribatida közösségekben (Gergőcs, 2010).

A klíma hatásának egyik vizsgálati módja, hogy az időjárás természetes, szezonális változásait tanulmányozzuk egy adott közösségnél. A fejezet további részében egy olyan vizsgálatot fogunk ismertetni, amelyet egy magyarországi száraz tölgyerdő háromféle szubsztrátjában élő oribatida közösségen végeztünk el másfél éven keresztül. Tanulmányunkhoz a mintákat 2005- 2006-ban gyűjtöttük a törökbálinti tölgyerdő egy adott kvadrátjában. A mintákat kéthetente felveteleztük és minden alkalommal a kvadráton belül véletlenszerűen három típusú szubsztrátból történt az egyszeri mintavételezés: avar-, földminta (az avarminta alól), és fatörzs lábán élő ciprusmohából vett minta. A mezofauna elemeit módosított Berlese-Tullgren-futtató segítségével nyertük ki, az oribatidákat genuszszintig meghatároztuk.

A mintákat az oribatida közösségek alapján többváltozós számítógépes módszerekkel vizsgáltuk Syn-tax 2000 programmal (Podani, 2000). A három szubsztrát típus mintáinak méretbeli különbségeit azzal kompenzáltuk, hogy az oribatida genuszok arányait és prezencia-abszencia adatait vetettük össze nem-metrikus többdimenziós skálázással és klasszifikációs módszerrel többféle távolságot használva. Ezen elemzések ellenőrzésére Monte Carlo-módszert alkalmaztunk. Az esetleges elkülönülésekért felelős genuszok kijelölésére korrespondencia analízist, illetve PCA-elemzést alkalmaztunk. A genuszok egyedszámbeli és aránybeli elkülönülését Mann-Whitney-féle teszttel ellenőriztük a szubsztrát típusok között. Meghatároztuk mindegyik szubsztrát típusra az átlagos diverzitást és a genuszszámot.

A szezonális mintázatok felismerésére a három évszaknak (télen nem volt mintavétel) megfelelő jelölést alkalmaztunk, illetve a 3 szubsztrát típusnál külön ábrázoltuk a diverzitás és az összabundancia változását. A közösségek mintázati változásainak időjárási tényezőkkel való kapcsolatát a Pestszentlőrinci Meteorológiai Állomás (47°25'53"N 19°10'57"E) adatsorainak segítségével elemeztük. Az állomás légvonalban 21 km-re keletre található a mintavételi pontunktól. Csapadék esetében a mintavétel napjával együtt az azt megelőző 5 illetve 10 nap összes csapadékmennyiségét, valamint az előző 5, 10, 15, 20, 25 és 30 nap csapadékmennyiség szórását vettük figyelembe. Hőmérséklet esetében az adatbázisunkban az aznapra vonatkozó minimum és maximum érték állt rendelkezésre, így az elemzéseinknél mindig ezen két érték átlagát vettük figyelembe. A hőmérséklet-adatoknál a mintavétel napjával együtt az azt megelőző 5 és 10 nap átlag hőmérsékletét, illetve 5, 10, 15, 20, 25 és 30 napok hőmérséklet-szórását vettük bele elemzéseinkbe. Az elemzéshez redundancia analízist végeztünk először az összes szubsztrát típusra együtt, majd külön-külön is. Az összefüggések pontosítására megvizsgáltuk bizonyos genuszok időjárási tényezőkkel történő korrelációját Spearman-féle elemzéssel.



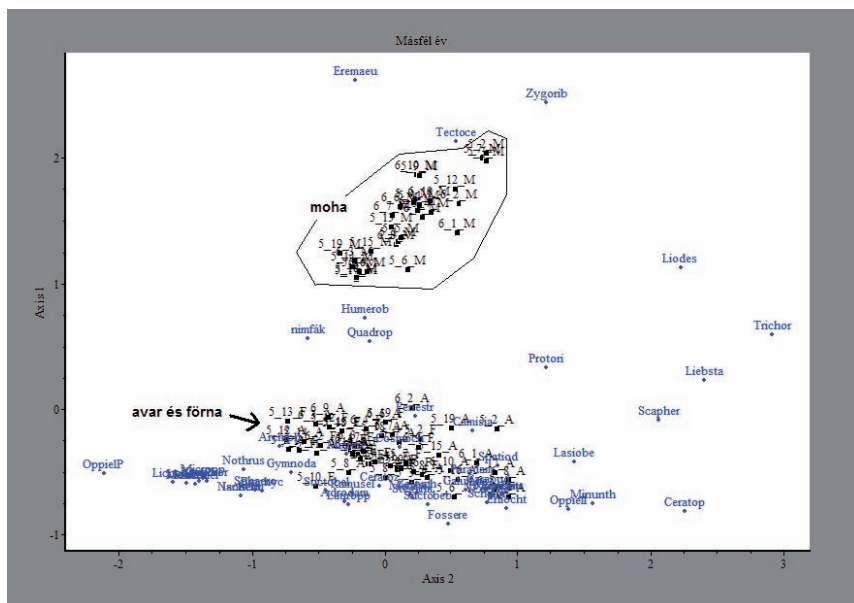
7.4.4. ábra **Nagy ábra:** Nem-metrikus sokdimenziós skálázás a 3 szubsztrát arányából a Monte Carlo-módszerrel létrehozott mintákból: M1-20; A1-20; F1-20 (standardizált euklideszi-távolság).

Kicsi ábra: Ugyanezen adatsor standardizált euklideszi-távolságú, Group average módszerrel elvégzett klasszifikációja. Színekkel jelöltük a három szubsztrát típus elváradását.

A mohaminták elkülönülését főleg kisebb genuszdiverzitásuk és kisebb genuszgazdagságuk okozza, illetve hogy nagyobb arányban vannak jelen a következő genuszok: *Tectocephus*, *Eremaeus*, *Zygoribatula*, és a juvenil csoport, amelybe a lárvák és nimfák tartoznak (7.4.5. ábra). A mohákban átlagosan 7 genusz fordult elő, míg az avarban 19, a főrnában átlagosan 22 genusz fordult elő a másfél év során. Mindhárom szubsztrátból vett minták diverzitásai eltérnek egymástól szignifikánsan ($p < 0,01$). A legkisebb diverzitása a mohamintáknak van, a legnagyobb a főnamintáknak (7.4.4. táblázat).

7.4.4. táblázat A három szubsztrátban mérhető átlagos genuszdiverzitás a másfél év során a szórásokkal együtt.

	Főrna	Avar	Moha
Shannon átlag(±szórás)	2,20 (±0,21)	1,871 (±0,34)	0,98(±0,26)
Simpson átlag(±szórás)	0,82 (±0,07)	0,73 (±0,11)	0,52 (±0,10)
átlag genuszszám	21,7 (±4,5)	19,3 (±4,3)	6,6 (±2,7)



7.4.5. ábra Korrespondencia analízis a 3 szubsztrátban előforduló genuszok és a nimfák (juvenil csoport) arányaira.

A három szubsztrátban mérhető *Tectocephus*, *Zygoribatula* és juvenil arány értékeket a 7.4.5. táblázatban láthatjuk. A három szubsztrátnál ezen értékek elkülönülése minden esetben szignifikáns volt ($p < 0,01$). Az *Eremaeus* genusz egyetlen főrnaminta kivételével csak a mohamintákban fordult elő átlagosan 10,9 egyeddel, 29-ből 15 alkalommal, azonban időben igen változékonnyal abundanciával és aránnyal. A 7.4.6. ábrán látható a fentiek kívül még két, a mohacsoporthoz közel elhelyezkedő genusz: a *Humerobates* és a *Quadroppia*. A *Humerobates* ritka színzőelem, a *Quadroppia*-nál pedig nem találtunk különbséget az arányok között.

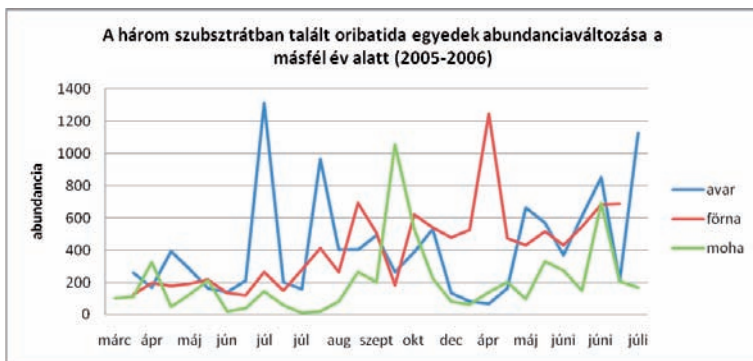
7.4.5. táblázat A 3 szubsztrátban lévő *Tectocephus*-, *Zygoribatula*- és juvenilarány.

	Avar	Főrna	Moha
juvenil cs./ összes egyed	0,188±0,106	0,201±0,104	0,397±0,206
juvenil cs./ adult	0,249±0,174	0,280±0,169	0,919±0,775
<i>Tectocephus</i> arány	0,020±0,037	0,017±0,020	0,261±0,170
<i>Zygoribatula</i> arány	0,017±0,023	0,005±0,004	0,230±0,187

A főrna és avar elkülönülésének okát a PCA-elemzésben láthatjuk (7.4.6. ábra). A 7.4.6. táblázat mutatja, hogy mely genuszokban térnek el szignifikánsan a genuszegyedszámok és arányok a két szubsztrát között. Mindegyiknél kimutatható, hogy a főrnában vannak nagyobb abundanciával illetve relatív abundanciával jelen a 7.4.6. táblázatban látható genuszok.

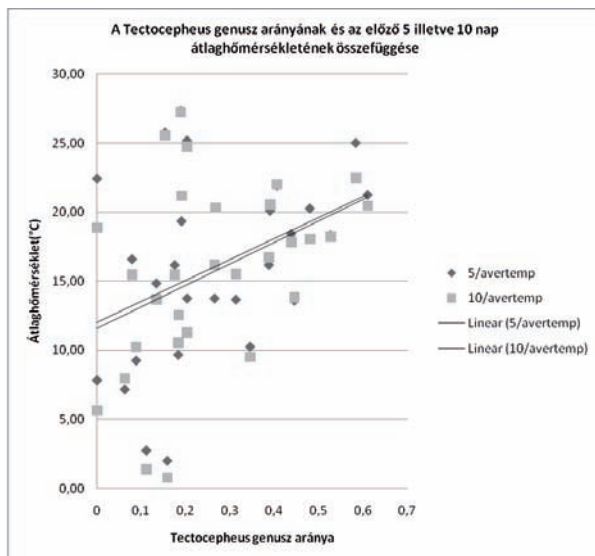
7.4.6. táblázat Az avar- és főrnáminták eltérését okozó genuszok abundanciája és aránya.

genuszok	egyedszámokkal			arányokkal		
	avar	főrna	p(azonosak)	avar	főrna	p(azonosak)
<i>Sellnickochthonius sp.</i>	0,8	2,3	0,028	0,0014	0,0043	0,025
<i>Ceratozetes sp.</i>	1,9	3,0	0,055	0,0048	0,0092	0,049
<i>Lauroppia sp.</i>	0,3	8,1	9,76E-08	0,0012	0,0250	3,06E-07
<i>Licnodamaeus sp.</i>	60,1	68,7	0,04	0,1323	0,1577	0,0604
<i>Machuella sp.</i>	0,1	2,4	1,05E-05	0,0002	0,0058	9,19E-06
<i>Microppia sp.</i>	0,0	2,0	2,32E-05	0,0002	0,0048	0,000034
<i>Oppiella (Perspicuoppia) sp.</i>	0,0	1,2	0,017	0,0001	0,0030	0,018
<i>Sphaerochthonius sp.</i>	7,2	11,4	0,002	0,0200	0,0274	0,0006
<i>Suctobelbella sp.</i>	11,8	29,5	0,0002	0,0298	0,0750	4,95E-05



7.4.8. ábra

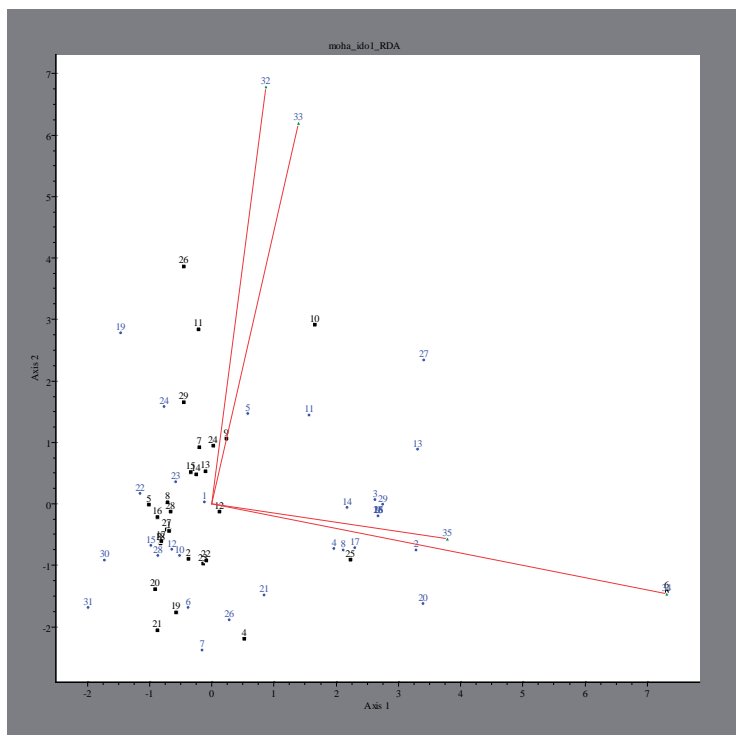
A csapadékmennyiség és a hőmérséklet éves változásai és az avar valamint a főrna közösségi összetétele és szerkezete között nem találtunk összefüggést, a mohánál azonban igen. A redundancia elemzés eredményét a 7.4.10. ábra mutatja. Az átlag hőmérsékletek nagyobb mértékben befolyásolják a minták elhelyezkedését, mint a csapadékmennyiség. Ennek oka a *Tectocephus* genusz lehet, amely a moha mintákban az egyik legnagyobb arányban jelenlévő genusz (átlag 43 %-a az adult egyedeknek), és az 5 napos átlaghőmérsékletre vonatkozóan $r=0,38$ a korrelációja (Spearman-féle; $p=0,043$); a 10 napos átlaghőmérsékletre vonatkozóan $r=0,45$ a korrelációja (Spearman-féle; $p=0,014$) (7.4.9. ábra).



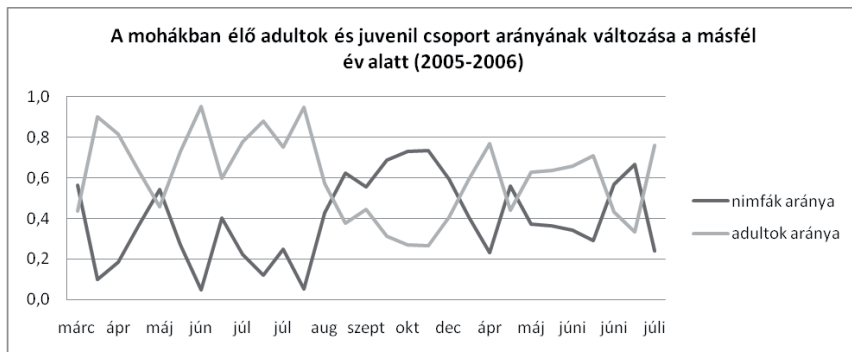
7.4.9. ábra

A leggyakoribb csoportok a mohákön belül a *Tectocephus*, a *Zygoribatula* genuszok és a juvenil csoport. A 7.4.7. táblázat mutatja, hogy a két leggyakoribb genusz aránya fordítottan arányos a juvenil csoporttal, vagyis a juvenilek aránya csak akkor nagyobb, amikor a két genusz aránya kisebb. A fiatalok és az adultok aránya változik a másfél év során (7.4.11. ábra), de ez a mintázat nem ismétlődik a következő évben, és nincsen összefüggésben sem a csapadékmennyiséggel, sem a hőmérsékletátlagokkal, sem a szórásértékekkel.

	korreláció/p(nincs korreláció)		
	juvenil	Tectoc.	Zygorib.
juvenil	-	0,001398	0,010454
Tectoc.	-0,56524	-	0,058951
Zygorib.	-0,46803	-0,3548	-



7.4.10. ábra Másfél év mohamintáinak redundancia analízise a csapadékmennyiségekre és az átlag hőmérsékletekre. (Ahol 32: átlag hőm (5 napra), 33: átlag hőm (10 napra); 34: össz csap mennyiség(5 napra); 35: össz csap mennyiség (10 napra). Az első tengely 46%-ot, a második 31%-ot magyaráz.)



7.4.11. ábra

A másfél éves szezonális vizsgálatok alapján is azt az eredményt kaptuk, hogy egy év leforgása alatt ha bármilyen változás történik is a közösségben, az nem szezonális, azaz hogy nincsen visszatérő mintázata sem a diverzitásnak, sem az abundanciának, sem a közösség szerkezetének az avar- fűrész- és moha mikrohabitatokban. Ezek az eredmények sok korábbi irodalmi adattal egyeznek. Irmeler (2006) és Irmeler (2004) több éven keresztül figyelte két különböző élőhely oribatida közösségét, és ő sem talált semmilyen szezonális törvényszerűséget, kivéve néhány fajt. Akik mégis úgy interpretálták eredményeiket, miszerint találtak szezonális változást a páncélosatkák közösségeiben, azok csupán egyetlen vizsgált év alapján, vagy két eltérő mintavételi hónap közötti különbség alapján vontak le következtetéseket (Schenker, 1984; Stamou és Sgardelis, 1989; Askidis és Stamou, 1991; Clapperton és mtsai, 2002). Ilyen hipotézis volt többek között az, hogy két mérsékelt övi évszak átmenete során nagy változások következhetnek be a páncélosatka közösségben (Stamou és Sgardelis, 1989; Askidis és Stamou, 1991; Clapperton és mtsai, 2002). Bár ezen tanulmányok egy részét más típusú élőhelyeken végezték, azaz nem mérsékelt övi lomberdőkben, de az egy évnél nem hosszabb idejű vizsgálat minden élőhelyen hiányos tanulmánynak számít szezonális törvényszerűségek kutatásánál. Schenker (1984) svájci üde lomberdőkben végezte egy évig tartó vizsgálatát egy tölgyfa (*Quercus cerris*) egy bükkfa (*Fagus sylvatica*) és egy erdei fenyő (*Pinus sylvestris*) körül. Azt találta, hogy az abundancia egy év alatt bekövetkező változásai leginkább a bükk- és fenyőfa körül figyelhetők meg, míg a tölgyfa körül alig, sőt a fajösszetételt sem befolyásolja a szezonális. A fák törzseitől messzebb, a talajban is körülbelül akkora abundanciával fordultak elő az oribatidák, mint a tölgyfa körül. A mi tanulmányunkhoz tölgyerdőkben gyűjtöttünk adatokat. Lehetséges, hogy emiatt nem találtunk mi sem szezonális változásokat, illetve genuszösszetételbeli változásokat. Mivel azonban Irmeler (2006) bükkerdőkben végezte vizsgálatát, és ő sem talált szezonális változást, és Schenker (1984) csak egy évig gyűjtötte a mintákat, így nem lehet azt mondanunk, hogy a tölgyerdő sajátja a szezonális hiánya.

Ha egy élőhelyen nem szezonálisan következnek be közösségbeli változások, akkor azt a mikro- illetve makroklimatikus hatásokkal lehet összefüggésbe hozni. \cite{stamou01_

gy} eredményei alapján arra következtettek, hogy az oribatidák denzitását nagymértékben befolyásolja a hőmérséklet, bár több, későbbi tanulmány is kimutatta, hogy a hőmérsékletnek nincsen közösségformáló ereje (pl. Haimi és mtsai, 2005). Irmeler (2006) azt találta, hogy a közösség szerkezete csupán az átlagos évi hőmérséklettel volt összefüggésben, és csak néhány faj mutatott szignifikáns korrelációt némely vizsgált klimatikus tényezővel. Webb és mtsai (1998) északi sarkköri területeken élő oribatida fajoknál mutatták ki, hogy az ott élő fajok nem függenek az évszakváltakozásoktól, főképp a hőmérséklet ingadozása befolyásolja a vizsgált oribatida fajok életciklusát. A mi tanulmányunkban a *Tectocephus* genusznál tapasztaltunk egyedül hőmérséklettel korreláló aránybeli változást, azt is csak mohában, de például Irmeler (2006) tanulmányában ilyenfajta összefüggés nem volt található. Eredményeink alapján -Irmelerhez hasonlóan-, arra következtethetünk, hogy az avar és a főrnaszubsztrátokban az oribatidák közösségi szerkezetét nem a klimatikus tényezők befolyásolják. A mohában a hőmérséklettel való összefüggés a *Tectocephus* genusznak volt köszönhető.

Azt az eredményünket, miszerint az avar- és főrnaszubsztrátok elkülönülnek egymástól, más irodalmi források még nem interpretálták, viszont más típusú szubsztrátokra vonatkozóan vannak megfigyelések. Például gyakori eredmény, miszerint a fák lombkoronájában élő oribatida közösség nagymértékben eltér a fa alatti talajban élő közösségtől (pl. Yoshida és Hijii, 2005; Karasawa és Hijii, 2008). Karasawa és Hijii (2004) kimutatták, hogy tengerparti erdőkben erősen elkülönül a talaj, a lombkorona, a fatörzsek kérgi és a talajon összegyűlő algamaradványok szubsztrátjának oribatida közössége. Tanulmányunkban a ciprusmohában talált közösség egyszerűbb volt, mint amit az erdőtalajon találtunk. A zuzmó- és mohapárnák közösségei mindig viszonylag egyszerűek (Gjelstrup, 1979a; Gjelstrup, 1979b; Smrž, 1992; Smrž, 1999; Smrž, 2006). A mohában talált három gyakori genusz mások vizsgálataiban is megjelent. A *Zygoribatula exilis*-t mohalakó fajnak feltételezik (Gjelstrup, 1979a), de az általunk talált *Zygoribatula* faj megtalálható volt az erdőtalajon is. A *Tectocephus* genusz a szárazabb és bolygatottabb élőhelyektől az érintetlen erdőig mindenhol előfordul, ennek megfelelően a mohában is nagy számban található, főleg hogy a mohákban nagyobb a klimatikus ingadozás, amit csak néhány faj visel el (Gjelstrup, 1979a). Gyakori epifita faj az *Eremaeus oblongus* (Smrž, 1999), a mi tanulmányunkban az *Eremaeus* genusz csak a mohában volt megtalálható (kivéve egyetlen főrnámintát).

A fentiek alapján elmondható, hogy az oribatidák és a klimatikus tényezők közötti összefüggés a mai napig nem egészen tisztázott. Emiatt szükségesnek tartjuk további kutatásukat, hogy pontos ismereteket szerezhessünk ezen, indikátornak alkalmas csoport változó klímában való viselkedésére. Ennek nemcsak a predikciók és az élőhelyállapoti leírások miatt van fontos szerepe, hanem mivel az oribatidák befolyással vannak a talajban lévő lebomlási és ásványforgalmi folyamatokra, annak megértése is szükségszerű, hogy a klímaváltozás milyen hatással lehet ezekre a folyamatokra.

7.4. Rákplankton csoportok szimulációs modellezése a mezokozmosz rendszerekben és a Dunában

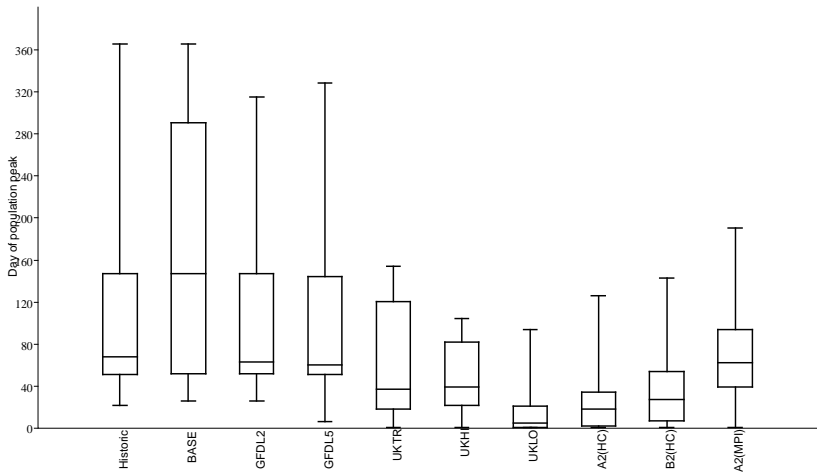
7.4.1. Esettanulmányok szabadföldi mezokozmosz rendszerek alapján

A szezonális dinamikai folyamatok időjárási tényezőkkel való kapcsolatának minden ediginél pontosabb feltárására és modellezésére a legalkalmasabb környezetet mesterséges kistavak (szabadföldi mezokozmosz rendszerek) jelentik, a külső befolyásoló tényezők minimálisra redukálása által. Ez a megközelítés átmenetet jelent a laboratóriumi körülmények közötti kísérletek és a természetes környezetben történő megfigyelések között. Ilyen vizsgálatok történnek a Budapest 18. kerületében lévő, kertes házhoz tartozó mesterségesen kialakított tóban. A tó felülete 522 dm², mélysége 30 cm. A tó alját szerves törmelék és sóder képezte. A vízszint állandó értéken van tartva, a víznek nincs lefolyása. A párolgásból adódó veszteséget vezetékes víz hozzáadásával kerül pótlásra. A vizsgálat teljes hosszában semmilyen kezelés nem alkalmazható, semmilyen növényzet eltávolítása sem történhet meg. Télen a tó felső rétege befagy, de sohasem fenéig. A tóba a Szilas-patak egy korábban részletes, többéves helyszíni vizsgálatokkal feltárt szakaszáról történt az üledék, növények és állatok betelepítése. Ezen felül természetesen különböző élőlények kolonizálják a tavat akár passzív módon széllle terjedve, akár aktív helyváltoztatással a levegőből vagy a talajról. A vizsgálatok a tó fitoplankton, zooplankton és makrogerinctelen közösségeire irányulnak, azok rendszeres, rövid (egy vagy két hetes) időközönként történő (kvantitatív vagy szemikvantitatív) mintavételezése alapján.

Hőmérséklettől függő szimulációs modell segítségével leírtuk a Cyclopoidák (Copepoda) és egy Calanoida (Copepoda) faj, az *Eudiaptomus zachariasii* dinamikáját egy szabadföldi mezokozmosz rendszerben. A $t+1$ -edik nap abundanciáját (N_{t+1}) a modell a t -edik nap abundanciája (N_t) és egy hőmérséklettől függő paraméter (R_t) szorzataként adja meg, az alábbi képlet szerint:

$$N_{t+1} = N_t \cdot R_t$$

Tehát a környezeti paraméterek közül csak a hőmérséklet közvetlen hatásával számol, egyéb hatótényezők – mint például populációs kölcsönhatások – csak a modellbe ágyazva, rejtve jelenhetnek meg. A modell részletes leírását Vadadi-Fülöp et al. (2009c) munkája tartalmazza. Az említett modellel igen jó illeszkedést értünk el. A modellt különböző klímaváltozási scenáriók hőmérsékleti (napi középhőmérséklet) adataival futtatva lehetőség nyílt a jövőbeli hőmérsékleti kondíciók melletti abundancia prognosztizálására. Az így nyert adatsorokat összevetettük egy referencia állapottal (90-es évek), illetve egy olyan scenárióval, amely a jelenlegi klimatikus kondíciókkal számol. Indikátorként az *Eudiaptomus zachariasii* populációs maximumának elérési napját vettük, vagyis arra voltunk kíváncsiak, hogy az év során korábbi, avagy későbbi populációs csúcsot figyelhetünk-e meg. Az eredményeket egy box-plot-ban mutatjuk be (7.4.1.1 ábra).



7.4.1.1 ábra. Az *Eudiaptomus zachariasii* populációs maximumának időzítése különböző klimatikus forgatókönyvek esetén (Vadadi-Fülöp et al. 2009c nyomán).

A 7.4.1.1 ábrából látható, hogy a jelentősebb felmelegedést prognosztizáló scenáriók esetében az *Eudiaptomus zachariasii* populációja korábban kifejlődik. Ez a jelenség egybevág Adrian et al. (2006), illetve Berger et al. (2010) megfigyeléseivel. Modellünk alapján az egyedszámok csökkenése valószínűsíthető a felmelegedés következtében. Hangsúlyoznunk kell azonban, hogy a modell egy szabadföldi mezokozmoszban mért adatsorokon alapszik és az eredmények megfelelő referencia hiányában nem extrapolálhatók más élőhelyekre. A klímaváltozási scenáriók pedig maguk is modellek termékei. Mivel az említett szabadföldi mezokozmosz rendszerben több különböző élőlénycsoport párhuzamos, összehangolt vizsgálatai történtek, azok alapján megoldható a táplálékhálózati modell felállítása is. Ennek első próbálkozása (Vadadi et al, 2008) során a fitoplankton mennyiségét a hőmérséklet mellett zooplanktonikus csoportoktól és egy domináns makrogerinctelen fajtól tettük függővé. A korábban említett egyszerű matematikai képlet a következőképp módosul:

$$N_{t+1} = N_t \cdot R_t \cdot R_{\text{Eud}} \cdot R_{\text{Cyc}} \cdot R_{\text{Isch}},$$

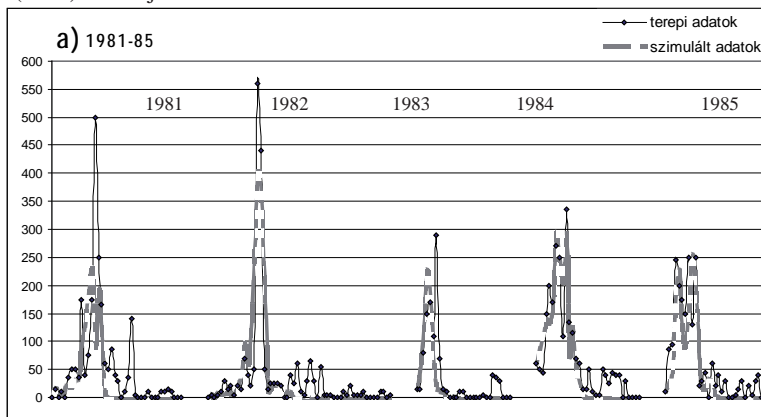
ahol az R_t a hőmérséklettől függő szaporodási ráta, R_{Eud} a zooplanktonikus *Eudiaptomus zachariasii* fajtól függő szaporodási ráta, az R_{Cyc} a Cyclopoida alrendbe tartozó, szintén zooplanktonikus csoporttól függő szaporodási ráta, végül az R_{Isch} pedig az *Ischnura pumilio* szitakötő faj lárvájától függő szaporodási ráta.

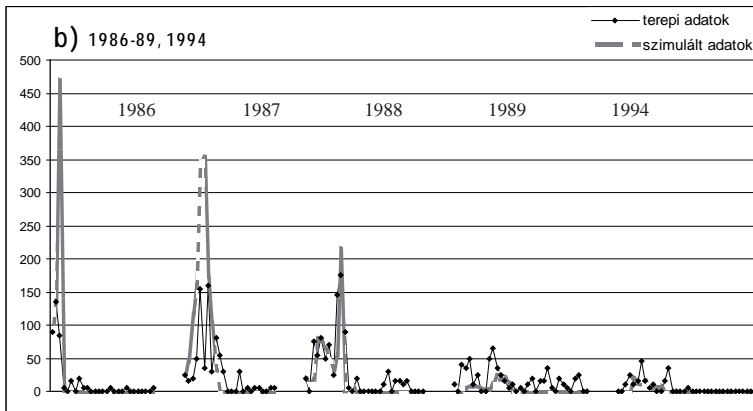
Az eredmények alapján a klímaváltozás hatása az algáknál hasonló képet mutat, mint a zooplankton esetében: csökkenő egyedszámok, korábbi maximumok tapasztalhatók. A korábbi maximumok a vizek gyorsabb felmelegedésével magyarázhatók. A fitoplankton,

mint a termelői táplálkozási szint és a fogyasztó zooplankton szervezetek együttes csökkenése a produktivitás csökkenésére is utalhat. Tudvalevő, hogy a fitoplankton kompozíció legjobban a zooplankton biomassa alapján prediktálható (Vinebrooke–Levitt 1999). Több tanulmány is korábbi maximumokat prediktál az alga biomasszában, azonban ez általában a biomassa növekedésével jár együtt (Flanagan et al. 2003), különösen a téli félévben (Thackeray et al. 2008). Míg az időzítés megváltozása bizonyos fitoplanktonikus csoportok esetén rendszerint a korábbi megjelenés irányába mutat (Wiedner et al. 2007), addig az alga biomassa növekedése mellett a produktivitás csökkenésére (O'Reilly et al. 2003) is találunk példákat, ebből következően az alga biomassa változása különböző vizekben más és más lehet.

7.4.2. Dunai esettanulmány egy Copepoda faj szezonális dinamikájának modellezésére

A fentebb említett modellezési módszertant tovább finomítva egy másik Copepoda faj, a *Cyclops vicinus* dinamikáját írtuk le a Dunában (7.4.2.1 ábra). Mindehhez az MTA Magyar Dunakutató Állomás hosszútávú adatsorát használtuk fel (Sipkay et al. 2007, Sipkay et al. 2008b). A modell lényegében ugyanazon feltételezésekkel él, mint elődje, azonban több szempontból fejlettebb annál. A hőmérséklettől függő szorzó értékét már nem diszkrét, hanem folytonos függvény adja meg. Ugyanis a hőmérsékleti intervallumok sokszor nehezen értelmezhető eloszlása helyett egy könnyebben értelmezhető lehetőséget jelent, ha feltételezzük, hogy a hőmérsékleti reakciógörbének optimum görbék összegeként kell előállnia, mert az egyes fajoknak és azok különböző fejlődési alakjainak, esetleg más-más szubpopulációinak hőmérsékleti optimumgörbéi együttesen összeadódnak. A végleges modell verzió két külön – egy adult, és egy copepodit – almodell összegeként áll elő. További előnye a módszernek, hogy hosszútávú, 10 éves adatsoron alapszik (8 év adatsorára illesztettük, további 2 évre teszteltük és validáltuk a modellt). Részletesebb leírás Sipkay et al. (2008) munkájában található.





7.4.2.1 ábra: A *Cyclops vicinus* egyedszámának (ind/m³) és a modell által szimulált mennyiségének szezonális változásai az 1981, 1982, 1983, 1984 és 1985 évek során (a), valamint az 1986, 1987, 1988, 1989 és 1994 év során (b) (Sipkay et al. 2007).

A modellt az OMSZ által szolgáltatott napi hőmérsékleti adatsoraira történt illesztés után klímaváltozási scenáriók adatsoraira futtattuk. Az IPCC által ajánlott A2 és B2 scenáriókon alapuló, 2070-2100. időszakra vonatkozó három napi hőmérsékleti adatsorait használtuk fel. Ezeket egyrészt a PRUDENCE EU projekt (Christensen, 2005) adatbázisából a Hadley Centre (HC) által futatott HadCM3 klímaváltozási modell A2 és B2 scenárióit jelentik. Másrészt az A2 scenárióra a Max Planck Institute (MPI) futtatási eredményei jelentik a harmadik adatsort.

A *Cyclops vicinus* szezonális dinamikájára készített modell maximális értéke bekövetkezésének napjára vonatkozóan végzett egytényezős ANOVA eredményei alapján az egyes scenáriók között szignifikáns különbségek vannak ($p = 0,000283$). A páronkénti összehasonlításra alapuló tesztek eredményei alapján az egyes scenáriók között sincs szignifikáns különbség, viszont a scenáriók szignifikánsan különböznek a valós adatoktól. A Hadley Centre A2 és B2 scenáriója között nagyobb fokú egyezés mutatható ki, mint a két intézet A2 scenárióra végzett futtatása között. Az eredmények alapján a maximális mennyiség elérésének időpontja az évben egy-másfél hónappal előbbre tolódik. Ez a jelenség a vizek gyorsabb felmelegedésével könnyen magyarázható.

A korábban beinduló mennyiségi növekedés az adott faj életmenetében bekövetkező időbeli eltolódást is jelenthet, amelyet Copepoda fajok esetén a klímaváltozás egy valószínű következményeként várható (Straile 2005). Az évenkénti összes mennyiség alapján azonban nem tapasztalható szignifikáns eltérés a scenáriók és a valós adatok között, eszerint a faj mennyiségének sem növekedése, sem csökkenése nem várható.

7.5. Dunai alga mintázatok

7.5.1. A fitoplankton és a klímaváltozás

Ulrich Sommer és munkatársai (1993) szerint a szárazföldi vegetáció számára kismértékű időjárás változás, a fitoplankton – a rövid generációidő miatt – klímaváltozással mondható analógnak. Reynolds (1997) számításai szerint már 1 év időjárásváltozása a fitoplankton számára már klímaváltozással ér fel. A fitoplankton a hőmérséklet és fényintenzitásbeli változásokra történő reagálását gyors nemzedékváltozása teszi lehetővé. Egy algasejt átlagos élete 10^4 – 10^7 sec is lehet (Padisák 1998), ami alatt szaporodnia és az esetleges új körülményekhez alkalmazkodnia kell. A mérsékeltövi éghajlat éves ciklusaira a fitoplankton olyan jelentős választ ad a kutatók egy része a fitoplankton szukcessziójának hívja, amin belül szukcessziós stádiumokat is elkülönítenek. Az első ilyen planktonszukcessziós modell – az úgy nevezett PEG-modell (Plancton Ecological Group) – 1986-ig várattat magára (Sommers et al. 1986). Alkalmazhatóságának jelentős szerepe volt az ezt követő klasszikus szukcessziós elméleteken belüli lényeges változásokban (Pickett & McDonnell 1989). Emellett a modell, mivel elsősorban mérsékeltövi mély tavakra használható, rámutatott arra milyen sok víztípust kell megkülönböztetni (sekély tavak, trópusi mély tavak, kisvizek, áramló vizek stb.) már a plankton szempontjából is. Pearce et al. (2005) cikkében a szerzők, 16S r-RNS vizsgálatokkal támasztják alá, hogy a klímaváltozásra a legérzékenyebben talán az alacsony hőmérsékletű édesvízi, tavi ökoszisztémák fitoplanktonjai reagálnak, mivel a környezeti változások elleni rezisztanciájuk minimális. Magyar vonatkozású cikk írói (Hajnal és Padisák 2008) az AL-MÓBAL adatbázis alapján a Balaton planktonflóráját is alkalmasnak találták a klímaváltozás hatásainak tanulmányozására. Más kutatók a már végbement változásokért okolják a globális felmelegedést. Az Északi-tengerbe betelepülő és meghonosodni képes 16 termofil fitoplankton fajtát az utóbbi évek langyos telei okolhatók (Nehring 1998). Progresszív biodiverzitáscsökkenést tapasztaltak Elliot et al. (2005) édesvízi tavakban. Az ok a Cyanobacteria csoport fajainak gyors válasza a hőmérséklet és a felvehető tápanyag növekedésére. A globális klímaváltozás tengeri planktonra gyakorolt hatásait gyűjtötték össze Hays és munkatársai (2005). A klímaváltozással és a fitoplanktonnal kapcsolatos cikkek száma már az ezerhez közelít a Web of Science adatbázisában (Sipkay et al. 2009). Különösen az utóbbi években megjelent rengeteg cikk mutatja a lehetőségek mennyire gazdag tárházát jelenti ez a terület.

A klíma változása több módon hathat a vízi táplálékhálózatokra. A szukcessziós stádiumok kezdetének és időtartamának megváltozása mellett (Straile 2002), a jéggel borított időszak hossza (Adrian et al. 1999, Weyhenmeyer 1999), és ezzel összefüggésben a téli, szél általi felkeveredések intenzitása és időzítése (Geadke et al. 1998) is változhat, ami – mint látni fogjuk - hatással van a tavaszi planktoncsúcsok összetételére, intenzitására. A klímaváltozás lehetséges hatásairól mérsékelt övi vízi táplálékhálózatokra összefoglaló munkát Straile (2005) írt, vízi élőhelyeket érintő lehetséges következményeiről pedig Carpenter és munkatársai (1992) és Schindler (1997) jelentettek meg eredményeket. A klímaváltozás lehetséges hatásainak előjeleiről, összefüggéseiről részletes munkák: Schindler és munkatársai (1990), Magnuson és munkatársai (2000), Livingstone (2003), Straile és munkatársai (2003a), Straile és munkatársai (2003b).

7.5.2. Magyarországi planktonvizsgálatok

Magyarországon 1935-ben jött létre egy nemzetközi Duna-kutató bizottság. Ez az intézet a háború alatt azonban elpusztult. 1957-ig kellett várni, mikor Dudich Endre, az ELTE és a MTA új kutatócsoportot hívott életre. Az akkori tanszéki kutatócsoportok az MTA Magyar Dunakutató Állomás nevet kapták. Az Állomás 1977-től az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézetének (ÖBKI) osztályaként működött, 2011. január 1.-től azonban önálló kutatóintézetként, MTA Duna-kutató Állomás (DKI) néven működik tovább. Az Intézet a mai napig az egyetlen ilyen jellegű intézmény a magyar Duna-szakasz mentén. Itt kezdődtek először a magyar Duna-szakasz teljes, 417 km-es hossza mentén, alapállapot feltáró jellegű – többek között – fitoplankton vizsgálatok.

A Duna vízének hőmérséklete a havi átlaghőmérsékleteket tekintve 0 és 23°C közötti, pH-ja 8-8,5 körüli, enyhén lúgosnak tekinthető, kalcium- és magnézium-ion tartalma 50 illetve 15 mg l⁻¹ körüli. Szulfát-ion tartalma 20 és 80 mg l⁻¹ között ingadozott, és az évek során fokozatosan csökkent, míg a klorid-ion tartalom növekedett: a 70-es évekre jellemző 10-20 mg l⁻¹ értékek helyett a 90-es évekre 20-30 mg l⁻¹ klorid-ion tartalom jellemző. A Duna oldott anyag tartalmának jellemző évszakos változásait az őszi és téli kisvízes időszak, a hóolvadás okozta tavaszi áradás okozza. Alacsony vízállásnál az oldott anyagok koncentrációja magasabb, míg áradások alkalmával a vízben oldott anyagok felhígulnak, ami hozzájárul a fenti adatok ingadozásához. Ezek az adatok a Magyar Dunakutató Állomáson végzett mérések publikált és publikálatlan eredményeiből készült hosszú távú adatairól szemelvényei. Ezeken kívül még nehézfém monitorozás, biomonitorozás is folyamatosan zajlik. Ezekről kiváló gyűjtés Nosek és Oertel (2007) évkönyve.

A fitoplankton vizsgálatok már a 60-as évektől léteznek, a Duna algaflórájával kapcsolatban már ebből az időből is kellő részletességgel tájékozódhatunk Szemes munkáiból. Kiss Keve irányítása alatt az algológiai vizsgálatok a 70-es évek végétől léteznek. A kezdeti heti rendszerességű mintavételek kibővültek a folyásirányban történő változások felmérésére is alkalmas reptációs módszerrel. Erről részletesebben Uherkovics munkájában olvashatunk (Uherkovics 1979). A fitoplankton mennyiségi viszonyainak vizsgálata mellett a hosszú távú változások nyomon követése, és a térbeli változások alakulásának vizsgálata is folyamatosan zajlik (Kiss és Genkal 1996, Kiss 1999). Szemes (1961) eredményei után, 1984-től rendszeressé váltak a bevonatlatok alga-együttesek szemi-kvantitatív vizsgálatai is, 2004-től pedig abundancia és molekuláris biológiai vizsgálatokkal egészültek ki (Szabó és mtsai 2007). A Szemes (1967) által gyűjtött 1957-1965 közötti algaszám adatokat összevetve a 1979-2000 közöttiekkel megállapítható, hogy mind az átlagos, mind a maximális egyedszámok 5-10-szeresükre emelkedtek a 70-es évek végére. Bár a Duna növény-tápanyagszintje ez idő alatt a kétszeresére növekedett, a fő tényező, ami az algaszámok ily mértékű növekedéséért felelős, a 60-as évek vízlepcsőinek kiépítése (főleg osztrák és német területeken) volt. Az ilyen tározókban az áramlási sebesség csökken, a kiülepedés jelentős. A 70-es évek végére a Duna által szállított hordalék harmadára, ötödére csökkent, a fényáteresztés jelentősen javult. A több mint száz víztározó miatt a fő limitáló tényező, a Duna medertérfogatóinak fényáteresztő képességének a javulása, és ez a fő ok a trofitási szint ilyen mértékű emelkedése mögött is

(Kiss 1994). A Duna fitoplankton állományának felmérését Szabó és munkatársai (2001), Kiss és munkatársai (2006) végezték. A bevonatlakó algákkal először Szemes (1961), később részletesen Ács és munkatársai (2003) foglalkoztak. A bevonatlakók vizsgálata alapján kiderült továbbá, hogy a Duna német és osztrák szakaszán befolyó mellékfolyók jó, a magyar és szlovák szakaszok mellékfolyói közepes vízminőségűek (Ács és mtsai 2006). A Duna trofitási szintjének felmérését Kiss (1997) végezte fitoplankton vizsgálatok útján a Szigetközben.

A Duna fitoplanktonjának a 70-es 80-as években megfigyelhető egyértelmű mennyiségi növekedése alapvetően a folyó fényklímájának változására vezethető vissza. Kiss szerint ugyanis a korábbi időszakok (1950-es, 1960-as évek) tápanyagkínálata is bőségesen elegendő lett volna a maihoz hasonló trofitási szint kialakulásához (Kiss 1994). Egyedül a folyó fényklímája, illetve az azt döntően alakító lebegtetett hordalék mennyisége változott jelentősen a hatvanas évek közepe óta, az akkoriban nagy lendületet vett vízlépcső építési programok hatására. A tározókban az áramlási sebesség csökken, a lebegtetett hordalék egy része kiüledett. Ennek következtében a hetvenes évek végére a lebegtetett hordalék mennyisége csökkent, a fényáteresztés mértéke pedig értelemszerűen javult. Ez hozzájárult a fitoplankton mennyiségének jelentős növekedéséhez. (Kiss 1994, Kiss és mtsai 2007).

Magyarországon a Balatoni Limnológiai Kutatóintézetben is jelentős fitoplankton kutatások folytak. A 90-es évekről a fitoplankton időbeli, térbeli minőség és, mennyiségi alakulásáról Padisák és munkatársai (1998) értékelték. Frissebb adatokat a balatoni fitoplankton csúcsokról Honti, Istvánovics és Osztokecs (2004, 2005) szolgáltatnak. A napi gyakoriságú monitorozás szerint a fitoplankton biomassa csúcsok küszöbmodellel jól leírhatók.

7.5.3. A dunai fitoplankton vizsgálatok módszertana

A mérések a gödi Duna szakaszon (1669-es folyókilóméter szelvényében) történtek heti rendszerességgel, illetve a sziget melletti mellékágból, ahol a Duna 20-30 méter széles, és december és március között előfordulhat 15-20 cm-es jégtakaró is. A Duna (mivel sebessége 1-1,5 ms⁻¹ közötti), vízhozama itt 50-100 m³s⁻¹-nél nagyobb, eutrófikus nagy folyó; mivel relatíve gyors áramlású, a turbulencia miatt homogén eloszlású a fitoplankton, kivéve természetesen a part közeli részeket. A vizsgálati cél megengedi, hogy eltekintsünk a part menti sávtól, így a folyó sodorvonalában merített egyetlen vízminta már reprezentatívnak tekinthető, amennyiben az egy időbeni eltolással gyűjtött átlagmintát. Ez a gyakorlatban azt jelenti, hogy egy vödörbe 5 liter vízmintát gyűjtünk, percenként egy liter felszín közeli vizet. Ebből az átlagmintából veszünk 1-2 litert, ami tulajdonképpen egy 5-600 méternyi folyószakaszból származik, és a homogenitást feltételezve már teljesen elfogadható (Kiss és mtsai 1996a, Kiss 2004). A mintavételezésének hossza 24 éven át, 1979-től 2002-ig történt, de tart a mai napig is a Duna-kutató Intézet fitoplankton vizsgálatainak a keretében. A folyóvizek fitoplankton fajainak jelentős része egy-két nap alatt is képes osztódni, néhány faj – ha a körülmények megfelelőek – naponta kétszer is; ezért a legalább heti rendszerességű mintavétel mindenképpen célszerű. A mennyiségi változásokat tekintve a dunai tapasztalatok azt mutatták, hogy a kéthetes gyakoriságú mintavétel átlagosan 10%-os hibahatáron belüli pontosságot eredményez. Ennél ritkább mintavétel esetén a hibahatár jelentősen növekszik (Kiss és mtsai 1996).

A minták rögzítése Lugol oldattal történt. A kvantitatív mérésekhez Utermöhl módszer volt alkalmazva. Az Utermöhl-kamrás számítás lényege, hogy a homogén mintát ismert számláló térfogatban hagyják leülepedni, majd fordított mikroszkópon keresztül alulról három átmérő mentén leszámozzák az algákat 400 egyedig. Az így kapott darabszám adatokat még fel kell szorozni azonos térfogategységre, így a végeredmény individuum/ml lesz. A dunai tapasztalatok azt mutatják, hogy az így nyert adatok igen jó korrelációt mutatnak a klorofill-a koncentrációmérésekkel (Felföldy 1987), amelyet még gyakran alkalmaznak biomassa számítás helyett. Biomassa adatokhoz úgy juthatunk, hogy minden egyes faj adatait megszorozzuk a rá jellemző sejtterfoggattal. Az így kapott eredményt ezután egységesen mg l^{-1} mértékegységre skáláztuk. Fitoplankton vizsgálatoknál a biomassa Kristiansen (2003) óta a legáltalánosabban elfogadott mérőszámai az algamennyiségeknek.

A fénymikroszkópos technikával nem vizsgálható fajok számlálása Genkal módszerével (Genkal 1989, Genkal és Korneva 1992) történt. Az elektronmikroszkópos vizsgálatokhoz (TEM, SEM) a leülepitett mintákat H_2O_2 -vel kezelték, és desztillált vízzel tisztították. Hitachi H-300 és egy Tesla BS-500 mikroszkópot használtak a TEM vizsgálatokhoz, és egy JOEL JSM-25S-t a SEM-hoz.

7.5.4. Környezeti változók alakulása a vizsgált időszakban

Első lépésben összegyűjtöttük a vizsgált évek során rendelkezésre álló, mért víz hőmérséklet és vízhozam adatokat, hogy pontosabb képet kaphassunk a Dunára jellemző évszakos változásokról. Ilyen például az őszi és téli kisvízes időszak, vagy a hóolvadások miatti kora tavaszi és a nyári esőzések miatti áradások (zöldár). Alacsony vízállásnál a vízben található oldott anyagok nagyobb koncentrációja jellemző, míg a magasabb vízhozamú időkben a vízben oldott anyagok felhígulnak, a lebegőanyag-tartalom megnő, a Duna átlátszósága csökken. A folyóvizek optikai tulajdonságai a víz által mozgásban tartott hordalék mennyiségétől függenek, ami meghatározza a vízben élő autotróf szervezetek aktivitását is.

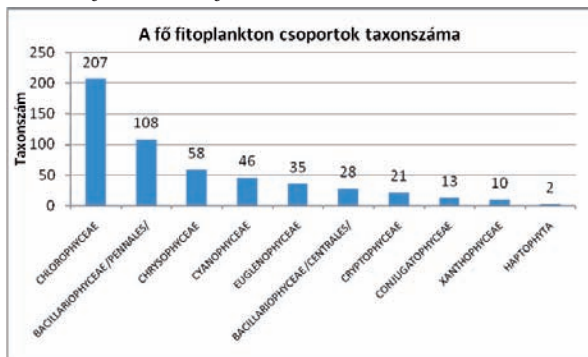
A vízkémiai adatokat a Magyar Dunakutató Állomás bocsátotta rendelkezésre, és hasonló formában már publikálva lett (Nosek és Oertel, 2007), ahol észrevehető egy trend, amiben néhány tizedfokkal emelkedik a Duna vízének hőmérséklete.

A Duna vízhozam adatainál az 1987-es évről kell megjegyezni, hogy bár a vizsgálat évei során nem itt találkozhatunk a legnagyobb áradásokkal, ez egy bővíző év volt, ami jelentősen felhígította a fitoplankton közösséget. 1983 és 1984 kisvízü évek voltak, így az ekkor fogott plankton mennyisége is nagyobb volt. A vizsgált időszakban a látszólag 4-6 évente jelentkező nagy vízhozamok maximuma nő.

7.5.5. A fitoplankton közösség rendszertani összetétele és a fajok konstancia viszonyai

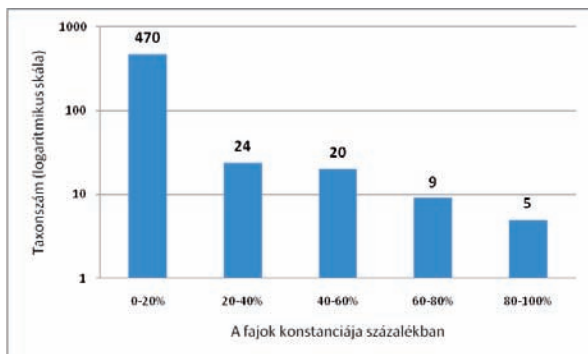
A Dunában előforduló fitoplankton a Cyanobacteria, Euglenophyta, Chrysophyceae, Xanthophyceae, Bacillariophyceae (Centrales & Pennales), Chlorophyta (Chlorophyceae, Zygnematophyceae), Conjugatophyceae csoportokba sorolható (7.5.1. ábra). A teljes magyarországi Duna-szakasz alga-flórája gazdag, a vizsgált időszakban (1979-2002) Gödnél 528 taxont sikerült kimutatni. A mennyiségi eloszlást tekintve azonban némileg módosul

a sorrend. Bár a Chlorophyceae osztály 207 fajjal reprezentált, az éves összbiomasszáknak csak az 5.8 %-át tette ki. A két Bacillariophyceae csoport a teljes közösség 92.1%-át jelentette, amiből 28 faj felelős a teljes biomassa 89.9%-ért.



7.5.1. ábra: A fő fitoplankton csoportok taxon száma 1979-2002 között

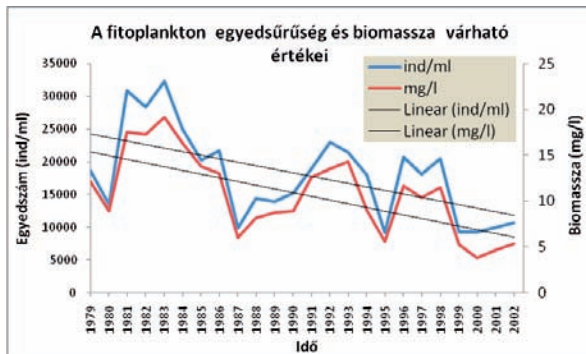
A Dunában élő algaközösségek fajsza nagy, a vizsgálataink alapjául szolgáló adatbázis közel 530 fajt tartalmaz. Azonban csak igen kevés olyan faj van, amelyik az év minden szakában előfordul. A vizsgált 24 év során csak a fajok elenyésző százaléka tekinthető állandóan jelenlévőnek, ellenben rengeteg a színező faj, amelyekkel évente, illetve több évente egyszer lehet találkozni. Az 7.5.2. ábrán a taxonokat 5 csoportra osztottuk az előfordulási gyakoriságuk alapján és az egyes csoportok fajszaát logaritmikus skálán ábrázoltuk. Látható, hogy azon fajok aránya, amelyek a minták csak maximum 20 %-ában fordulnak elő, igen nagy, ide tartozik a beazonosított fajok 89 %-a. E között és a következő csoportok között – ahol az algák a minták legalább 1/5-ében előfordulnak – igen nagy az ugrás, a gyakoribb csoportok (legalább 60-80 %-os vagy még gyakoribb előfordulás) között a különbség már jóval kisebb. A taxonok kevesebb, mint 1 %-a volt megtalálható a minták legalább 80 %-ban.



7.5.2. ábra: A vizsgált évek során a Duna-Göd melletti szakaszáról gyűjtött mintákban előforduló alga taxonok előfordulásának százalékos valószínűségei, öt csoportra osztva.

7.5.6. A dunai fitoplankton mennyiségi viszonyai

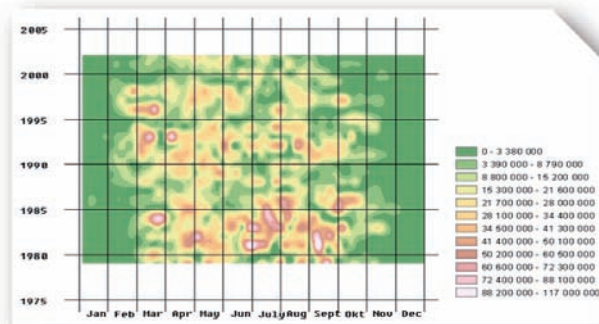
Hosszú-távú elemzésekhez a fitoplankton mennyiségét adott térfogategységre vonatkoztatott individuumok (ind ml^{-1}) várható értékével, illetve az egyes fajok sejttérfogatával számolva, a biomasszával (mg l^{-1}) jellemeztük. Mint az a 7.5.3. ábrán is látható, az egyes évek között jelentős különbségek vannak, hirtelen megugró és visszaeső évek és lassan változó tendenciák váltogatják egymást. Míg 1960 és 1980 között csaknem megduplázódott a fitoplankton mennyisége a Dunában, az évezred fordulójára ez a tendencia megfordulni látszik. A 80-as évek elején volt egy néhány évig tartó periódus (1981, 1982, 1983), amikor $30000 \text{ ind ml}^{-1}$ -es átlagos egyedszám, 17-19 mg l^{-1} -es biotéma értékek is előfordultak, ezt egy 1987-ig tartó visszaesés követett. A 90-es évekre is jellemző két nagyobb fitoplankton denzitással jellemezhető időszak, de ekkor már csak $20000 \text{ ind ml}^{-1}$ -es és 11-14 mg l^{-1} -es maximumokat tapasztaltunk. A vizsgálat utolsó éveiben a fitoplankton mennyisége alacsony volt, kevesebb, mint $10000 \text{ ind ml}^{-1}$ -es és 4-5 mg l^{-1} -es éves átlagmennyiségeket fogtak. A trendvonalak jól mutatják, hogy a fitoplankton mennyisége a vizsgált 24 év során csökkenő tendenciát mutatott, és a nagyobb algamennyiségekkel jellemezhető időszakok magnitúdója is egyre kisebb.



7.5.3. ábra: A fitoplankton ind/ml egyedszámának és biotémájának (mg/l) várható értékei az egyes években Gödnél és a trendvonalak.

Ezzel szemben az egyes évekre jellemző fajszám az évek többségében növekedést mutat. A 80-as évek végéig 200-nál kevesebb taxont sikerült azonosítani, a 90-es évektől pedig ez a szám 200 fölötti az évek döntő többségében. Ez önmagában azt feltételezi, hogy a biológiai sokféleségnek is nőnie kellett. Jobban megvizsgálva ezt a két ábrát, feltűnhet a nagyjából 10 éves periodikus változás az évek során, amit a mennyiségi adatoknál is láthatunk. Az 1990-ben és az utolsó években mért 220 feletti fajszám más ábrákon is kiugró jelenségeként mutatkozik. Ezen években fogott fajok taxonómiai összetételét megvizsgálva, mind a két esetben a korábbi évekhez képest főleg Pennales és Chlorophyta fajok megjelenése jellemző. 1990-ben 127 Chlorophyta és 46 Pennales taxont fogtak, ez a talált fajok 75%-a, 2000-ben 69%, 2001 és 2002-ben a 67%-a.

A 7.5.4. ábrán az egyes években mintavételekre lebontva lehet látni az adott térfogat-egységre vonatkoztatott fitoplankton denzitást. Az ábrán jól tetten érhető, hogy a korai években (1981-1985) a téli aktívabb periódus mellett sokkal intenzívebb volt a nyári-őszi fitoplankton szaporulat, a legnagyobb algacsúcsokat is ekkor tapasztaltam. Ekkora egyed-számbeli különbségekkel a nyári időszakban később már nem találkozhatunk. A vizsgálat későbbi éveiben (1991-1998) már csak a téli-kora tavaszi csúcsok jellemzőek, illetve az utolsó években ezek is elmaradtak.



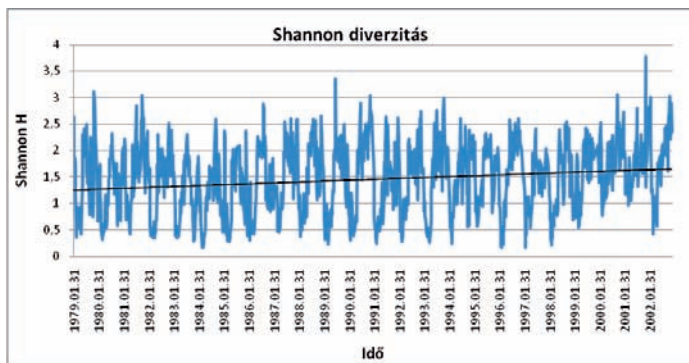
7.5.4. ábra: A dunai fitoplankton mennyiségi változása háromdimenziós ábrázolással 1979-2002 között. Az x tengelyen a hónapok, az y tengelyen az évek vannak feltüntetve. Az ábra jobb oldalán a szövegmagyarázat ind./mennyiségben magyarázza a színeket.

7.5.7. Diverzitás indexek, a sokféleség

Egy közösség „biológiai sokféleségének” mérésére számos diverzitás index használható, melyek más-más információt szolgáltatnak számunkra az adott közösség szerkezetéről, a háttérben meghúzódó változásokról. Egy diverzitás index kialakításában két fő tapasztalati megközelítésű összetevő, az egyenletességi komponens (evenness) és a fajgazdagsági komponens (richness) játszik szerepet. Mivel a hazánkban, 2001-ben tartott nemzetközi konferencia (Ökológia az ezredfordulón III) óta az általánosan elfogadott közvélemény szerint a fajdiverzitásra kizárólagos meghatározás nem adható, így kezdtünk több diverzitás indexet (úgy mint Shannon H, Simpson 1-D, Evenness e^H/S , Menhinick, Margalef, Equitability J, Fisher alpha, Berger-Parker) is megvizsgálni. Ezen indexek a fajdiverzitás kisebb-nagyobb mértékben eltérő értelmezésén alapulnak. Ezen diverzitás indexeket összevetve azt találtam, hogy az indexek mind hasonló szezonális változásokat mutattak. Részletesebben csak a szélesebb körben használt Shannon indexszel fogunk foglalkozni. A Shannon index (vagy más néven Shannon-Wiener index):

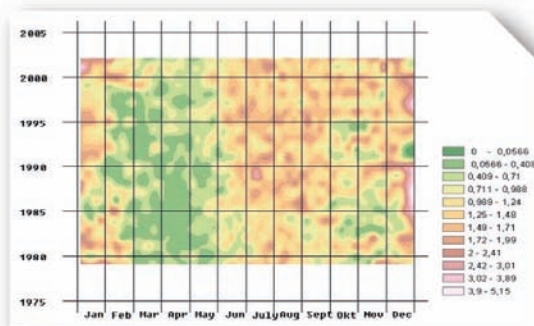
$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \cdot \ln p_i$$

Ahol p_i az egyes fajok relatív abundanciája, amit úgy kapunk, hogy az i -edik faj egyedszámát elosztjuk a közösség teljes egyedszámával. S itt a közösségben előforduló fajok száma, vagy másik nevén a fajgazdagság. A 7.5.5. ábrán megfigyelhető, hogy a fitoplankton közösség diverzitása, hol csökkenő, hol növekvő trendet mutat az évek során. A vizsgálat elején jellegzetesen nagy, majd csökkenni kezd, és újabb csúcstól mintegy 10 évvel később a 90-es évek elejére produkál. Az ezt követő években ismét csökken a sokféleség egészen 1998-ig. Az utolsó években újra erősödő diverzitás mutatókkal találkozunk, illetve ezekre az évekre karakteresen kisebb minimumok jellemzőek. Ehhez képest a korábbi évekre főleg a diverzitás minimum és maximum helyek periodikus növekedése és csökkenése szembeötlő. Télen jellemzően kicsi, nyáron mindig nagy diverzitás értékeket lehet látni.



7.5.5. ábra: A dunai fitoplankton Shannon-féle diverzitásának alakulása 1979-től 2002-ig Gödnél és a trendvonal.

A Shannon index háromdimenziós ábrázolása részletesebb képet ad az évek közötti összehasonlításhoz (7.5.6. ábra). A tél végi, tavaszi algacsúcsok idején találtunk a leg-alacsonyabb diverzitás értékeket, amiből egyértelműen következik, hogy az ilyenkor tapasztalt nagy fitoplankton denzitásokért csak néhány faj tehető felelőssé. Érdekes, hogy ezek a kis sokféleséget mutató időszakok a vizsgálat későbbi éveiben más idő intervallumot fognak át. Az első években (1979-1984) február végén – márciusban kezdődő változások 1985-től korábban tevődnek át. 1988 és 1999 között egész februárban már alacsony diverzitás értékekkel találkoztunk. A nyári periódusokban azt tapasztaltam, hogy a vizsgálat második felében többször látni nagyobb diverzitás értékeket. Az október-novemberi átmeneti időszak a vizsgálat utolsó éveiben egyáltalán nem tűnik „átmenetinek”. November végén, decemberben igen magas a diverzitás, ez is mutatja a téli mintavételezés szükségességét. Az 1991 decemberében nem történtek mintavételek, ezért láthatunk ott 0 diverzitást.



7.5.6. ábra: A dunai fitoplankton Shannon-féle diverzitása háromdimenziós ábrázolással 1979-2002 között. Az x tengelyen a hónapok, az y tengelyen az évek vannak feltüntetve. Az ábra jobb oldalán a szövegmagyarázat a színek illusztrálta Shannon értékeket mutatja.

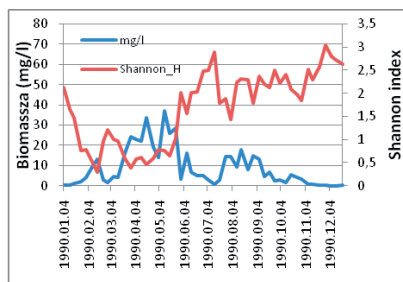
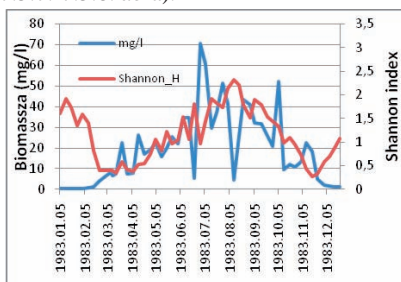
Az eddigi adatokat táblázatos formában is érdemes prezentálni (7.5.1. táblázat), hogy néhány kiugró adatot számszerűen, a hozzá tartozó többi paraméterrel együtt tudjunk vizsgálni. Jól látszik, hogy az 1983-1984-es évekre, ami jellegzetesen kisvízes év volt, igen tömeges algavirágzás jellemző, míg az 1987-es és 2002-es esős években jóval kisebb biomassza értékek jellemzőek. A fitoplankton mennyiségét és diverzitás mutatóit a környezeti adatokkal összevetve azt mondhatjuk, hogy a dunai fitoplankton közösségre az egyes környezeti tényezők (hőmérséklet, vízhozam) hatása tagadhatatlanul jelentős, de önmagukban nem magyarázzák a tapasztalt folyamatokat. Ehhez hasonlóan a diverzitás indexek éves átlagait vizsgálva jó képet kaphatunk az egyes évek fitoplankton közösségéről, de a háttérben zajló jelenségek feltárásához nem elégségesek. A környezeti paraméterek, a biomassza és egyedszám, illetve a diverzitás indexek között szoros korreláció nem mutatható ki.

7.5.1. táblázat: Az átlagos fitoplankton egyedszámok és diverzitás, és vizsgált környezeti paraméter értékek a Gődön gyűjtött minták alapján.

Évek	Biomassza (mg/l)	Egyedszám (Ind/ml)	Átlag T (°C)	KQ Vízhözam (m³/s)	Fajszám (darab)	Shannon H	Evenness
1979	12,12	18644,22	11,23	2517,92	163	1,52	0,18
1980	8,90	13413,69	9,78	2321,90	174	1,17	0,10
1981	17,56	30839,98	10,97	2615,50	188	1,56	0,16
1982	17,32	28411,35	11,69	2410,24	182	1,39	0,13
1983	19,19	32358,90	11,42	2139,72	195	1,15	0,09
1984	16,36	24998,08	9,95	1914,74	172	1,16	0,10
1985	13,80	20189,45	11,47	2147,51	173	1,16	0,11
1986	12,99	21663,10	12,51	2101,91	173	1,38	0,12
1987	6,00	9818,88	11,22	2819,33	194	1,56	0,13
1988	8,16	14430,21	10,91	2624,57	217	1,52	0,13

Évek	Biomassza (mg/l)	Egyedszám (Ind/ml)	Átlag T (°C)	KQ Vízhözam (m³/s)	Fajszám (darab)	Shannon H	Evenness
1989	8,78	13895,32	10,85	2217,59	220	1,42	0,13
1990	8,95	15243,30	11,42	1954,51	229	1,68	0,15
1991	12,58	18976,32	10,73	1990,02	192	1,25	0,12
1992	13,51	22950,32	11,02	2160,03	202	1,49	0,15
1993	14,28	21431,10	10,50	2050,33	208	1,47	0,13
1994	9,04	17952,15	11,16	2193,57	190	1,42	0,14
1995	5,62	9158,70	10,01	2619,07	219	1,54	0,14
1996	11,63	20672,29	10,53	2437,15	193	1,55	0,18
1997	10,34	18143,04	12,71	2230,83	201	1,30	0,13
1998	11,44	20441,00		2219,75	197	1,26	0,18
1999	5,28	9323,08		2644,50	204	1,53	0,15
2000	3,79	9254,85		2611,25	214	1,81	0,17
2001	4,62	9977,43		2403,83	223	1,73	0,16
2002	5,30	10646,63		2864,25	233	1,89	0,21

A diverzitás és a térfogategységre vonatkoztatott fitoplankton darabszám és/vagy a biomassza között valamilyen kapcsolat figyelhető meg. Találhatunk olyan éveket, ahol a téli algcacsús miatt alacsony a diverzitás a téli hónapokban (pl. 1984, 1993, 1996), de előfordul olyan is, amikor nincsenek olyan nagy téli, kora-tavaszi vízvirágzások, de a diverzitás alacsony marad (pl. 1987, 1988, 1995). A legritkább eset az, amikor a tél végi periódusban is szokatlanul magas a diverzitás. Ilyen év például 1979, 2000, 2002. A nyári-őszi ciklusok is hasonlóan változatosak. 1983, 1992 jellegzetesen olyan évek, amikor a nyári magas biomassza értékek mellett a biológiai sokféleség is jelentős. 1985-ben és 1989-1990-ben vagy nagyon rövidke vagy elmaradnak a nagy nyári csúcsok, míg a biomassza ennek megfelelően a többi évhez mérten magas. A könyvbbe 1-1 jellegzetes reprezentatív év került (7.5.7.-7.5.8. ábra).



7.5.7.-7.5.8. ábrák: Két dunai (1983, 1990) év biomassza és Shannon index változása. Mind a két évben magas téli diverzitással találkozunk. 1983-ben egy nagy nyári algavirágzás után eltűnnek a fajok és lecsökken a diverzitás, míg 1990-ben szignifikánsan növekszik.

A diverzitáshoz hasonló alakú görbét rajzol még az egyes mintákban a taxonszám alakulása, ahol gyakran az év elejei közepes értéket egy tavaszi visszaesés követ, ami a nyári

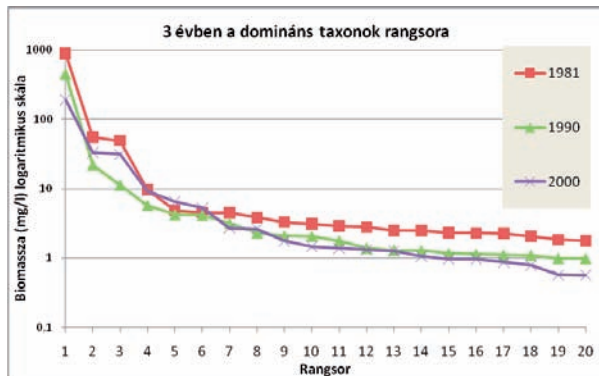
tömeggességgel eltűnik, sőt a legmagasabb fajgazdagságokat június-július környékén lehetett mérni. A taxonszám változásával pedig pont ellentétesen viselkedik a domináns dominancia, a képletéből (1-D) adódóan. Ezekből az eredményekből is megállapíthatjuk, hogy a gyakori fajok túlzott elszaporodása jellemzi a Dunát a 80-as években és a domináns dominancia erős visszaesése látszódik az utolsó évek során.

7.5.8. Domináns fajok

A fentiek alapján érdemes több figyelmet szentelni néhány olyan fajnak, amik gyakoriak és/vagy nagy egyedszámmal képviseltetnek a mintákban. Úgy találtuk, hogy már a 20 legabundánsabb taxon – a rövid téli periódust leszámítva – a teljes biomassa 90-95%-át kiteszi. A domináns fajokat nézve jól elkülönül az 1983-as, 1984-es, 1993-as és 1996-os év, ahol az év eleji algacsúcs és az ekkor előforduló néhány faj adta az összbiomassa tetemes részét. A többi évnél sokkal nagyobb szerep jut az év többi részében elszaporodó fajoknak, de ezekben az években is a domináns 20 taxon alakítja ki az egész évre jellemző biomasszát.

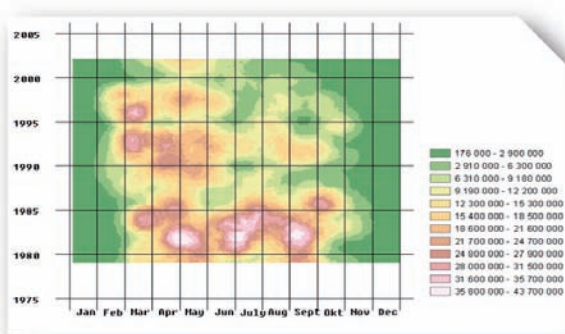
Minden évben megvizsgáltuk, mely fajok voltak a legsikeresebbek. Nyilvánvaló, hogy nem fogunk minden évben mindig ugyanazzal a néhány fajjal találkozni. Nem is szeretnénk, hiszen azt feltételeztük, hogy a diverzitás növekedésével párhuzamosan nyomon követhetőek lesznek bizonyos taxonok elszaporodása vagy éppen visszaszorulása, kicserélődése. Ez alapján évente felállítható egy rangsor. Minden évre a rá jellemző legtömegesebb 20 taxont figyelembe véve azt találtuk, hogy 1979 és 2002 között összesen 63 taxon kerül rangsorolásra, és ezek legtöbbször sorrendje váltakozik az évek során. A 7.5.9. ábrán az x tengelyre a rangsor (tehát az egyes években a fajok biomassa szerint sorba rendezve) helyezései kerültek, az y tengelyen a biomasszát ábrázoltuk logaritmikusan. Az ábrán csak 3 egymástól távoli év rangsora kerül bemutatásra. Minden évben közel hasonló lefutást tapasztalható.

Az rangsor első helyére minden évben csak egy taxon került, a *Stephanodisscus spp.* fajcsoport, amelyek egyedszáma a többi fajhoz képest olyan nagy, hogy a logaritmikus skálán is eltörpül hozzá képest a többi faj. A második és harmadik helyezésnél (amin néhány faj osztozik az évek során) jól látszik, hogy a vizsgálat éveinek az elején és a végén sokkal nagyobb egyedszámú fajok kerültek ide, míg a 80-as évek második felében és 90-es évek fordulóján az ide került fajok kevésbé voltak tömegesek. A 2.-4. helyre került fajoknál az évek nagy részében legalább 10 mg l⁻¹ összbiomasszát mértem, tehát az itt lévő fajok a teljes évenkénti egyedszám körülbelül 15-20%-át jelentik. Az 5.-től kezdve már jóval egyöntetűbb a kép. Szinte minden évben más-más faj található itt. Megállapítható, hogy a vizsgálat utolsó éve alatt minden csoportba kisebb egyedszámú fajok kerültek, de ez különösen a rangsor elején álló legtömegesebb csoportot érintette erősebben, ami még logaritmikus skálázás mellett is jól látszódik.



7.5.9. ábra. 3 év (1981, 1990, 2000) domináns taxonjainak (fajok és fajcsoportok) rangsora logaritmikus skálán ábrázolva. Egy-egy helyezésen mindig egy taxon biomszájának értéke látható.

A *Stephanodiscus* spp. fajcsoportot – ami azon néhány *Stephanodiscus*, *Cyclotella*, *Thalassiosira* és *Cyclostephanos* nemzetségbe tartozó fajokat jelenti, amiket fénymikroszkópos technikával nem lehetett egymástól jól elkülöníteni, így ez a név többnyire 9-12 közel rokon fajt takar (Kiss, szóbeli közlés) – külön, háromdimenziós módszerrel ábrázolva (7.5.10. ábra) pontosabb megfigyeléseket is tehetünk. Az összes taxon alapján készült ábrához képest ezen még hangsúlyosabban látszik az 1980-1985 között tapasztalt nyári algavirágzások elmaradása a későbbi évek folyamán. A 90-es években a *Stephanodiscus* spp. csúcsok még jobban a tél végi - tavasz eleji időszakra korlátozódnak. A fajcsoport szezonális mintázata az évek között közel sem egyenletes, valamilyen okok miatt teljes szaporodási ciklusok maradnak el az évek során.



7.5.10. ábra: A *Stephanodiscus* spp. mennyiségi változása háromdimenziós ábrázolással 1979-2002 között. Az x tengelyen a hónapok, az y tengelyen az évek vannak feltüntetve. Az ábra jobb oldalán a szövegmagyarázat ind/l mennyiségben illusztrálja a színeket.

7.5.2. táblázat: 1979 és 2002 között a 20 legtömegesebb taxon sorrendje. A táblázat cellái a taxonok kódjait tartalmazzák, ld 7.5.3. táblázat

	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02
1	481	481	481	481	481	481	481	481	481	481	481	481	481	481	481	481	481	481	481	481	481	481	481	481
2	466	480	467	467	467	467	393	467	467	467	467	467	467	467	129	467	467	467	467	467	467	467	467	467
3	467	466	480	449	129	129	467	129	129	129	129	129	129	129	467	129	129	480	129	129	129	480	480	130
4	129	467	129	480	130	393	129	393	250	393	250	130	419	12	393	419	46	129	419	393	43	129	43	129
5	43	43	320	129	449	363	130	130	43	250	43	3	480	393	12	130	393	12	480	43	419	419	129	250
6	86	449	130	130	480	130	43	167	130	130	419	224	393	419	419	46	130	393	250	349	393	393	224	419
7	363	393	518	503	167	167	449	363	363	419	320	320	403	130	130	403	224	130	224	130	12	12	320	58
8	320	86	503	393	320	224	167	250	167	320	130	167	43	224	43	393	250	46	43	403	130	130	130	320
9	148	129	363	363	393	86	363	58	58	480	363	363	12	43	224	224	419	349	12	419	487	58	419	224
10	46	215	186	320	374	43	20	480	320	43	403	58	224	400	320	320	43	224	320	58	58	167	58	480
11	176	130	167	86	46	320	58	20	393	21	258	250	130	320	487	108	480	419	130	12	353	46	363	108
12	58	320	86	43	186	215	374	374	86	167	58	21	216	363	46	216	58	487	46	224	250	403	85	363
13	20	363	22	167	86	366	86	86	215	363	167	85	58	167	400	58	108	403	58	167	363	108	108	43
14	91	487	20	374	363	181	22	401	374	22	85	374	363	20	20	250	320	58	349	363	224	320	167	167
15	167	503	46	58	522	186	88	65	22	85	20	342	401	216	363	363	209	43	167	108	320	25	251	46
16	304	58	58	366	43	58	366	366	176	20	21	393	46	46	58	43	363	108	108	250	167	490	12	393
17	22	173	374	224	58	20	320	46	366	374	22	176	20	58	216	167	487	468	363	487	85	363	250	487
18	503	20	181	46	143	374	445	88	224	58	86	43	167	21	353	20	216	353	400	85	108	85	487	85
19	395	374	91	486	22	176	108	186	85	176	181	20	108	401	22	21	353	400	85	374	22	65	46	374
20	487	181	366	186	445	151	145	108	216	487	176	108	250	374	172	316	3	342	374	214	374	487	353	22

Egy táblázatba rendeztük az egyes évek 20 legtömegesebb taxonját (7.5.2. táblázat), amely összesen 63 taxont tartalmaz a 24 évre nézve. A taxonokat kódok jelölik (7.5.3. táblázat), amelyek az ABC sorrendbe rendezett teljes taxonlista alapján generálódtak. A könnyebb átláthatóság kedvéért néhány faj cellája külön színt kapott, így az egyes fajok nyomon követése is könnyebb. A színek közül pirossal és árnyalataival a vizsgálat elején dominánsabb, majd hátrébszoruló fajokat, kékkel a 24 év inkább második felében dominánsabb fajokat jelöltük. Barnával és zölddel ábrázoltuk azokat a fajokat, amik az összes év során körülbelül hasonló helyezéseket foglaltak el. Az első helyen végig a *Stephanodiscus spp.* (481-es kód) fajcsoport áll. A második helyen leggyakrabban a *Skeletonema potamos* (Weber) Hasle (467-es kód), amit csak néha szorít a harmadik helyre a *Stephanodiscus neoastraea* Håkansson & Hickel (1979-ben), *Stephanodiscus binderanus* (Kütz.) Krieger (1980-ban), *Pandorina morum* (O.F.Müller) Bory (1985-ben), *Coelastrum microporum* Näg.in A.Br. (1993-ban). A színek alapján megfigyelhető egy jelentős átalakulási folyamat a közösség szerkezetében.

7.5.3. táblázat: A 24 év során évenként a 20 legdominánsabb csoportba sorolt taxonok és kódjaik

Kód	Fitoplankton taxonok (Duna)
3	<i>Aulacoseira italica</i> var. <i>subarctica</i> (O. Müll.) Sim.
12	<i>Aulacoseira subarctica</i> (O.Müller) Haworth
20	<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerh.
21	<i>Actinocyclus normanii</i> (Greg.) Hust.
22	<i>Acutodesmus acuminatus</i> (Lagh.) Tsarenko
25	<i>Amphora ovalis</i> Kütz.
43	<i>Asterionella formosa</i> Hassal
46	<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O.Müll.) Sim.
58	<i>Cryptomonas ovata</i> Ehrbg.
65	<i>Closterium strigosum</i> Bréb.
85	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i> Dang.
86	<i>Chlamydomonas</i> sp.
88	<i>Chlamydomonas</i> sp. Nagy (oval)
91	<i>Chlorella</i> sp.
108	<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.
129	<i>Coelastrum microporum</i> Näg.in A.Br.
130	<i>Coelastrum sphaericum</i> Näg.
143	<i>Crucigeniella apiculata</i> (Lemm.) Kom.
145	<i>Cryptomonas erosa</i> var. <i>reflexa</i> Marss.
148	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.
151	<i>Cymatopleura solea</i> (Breb.) W.Smith
167	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood
172	<i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i> Printz
173	<i>Diatoma vulgaris</i> v. <i>brevis</i> Grunow
176	<i>Desmodesmus communis</i> (Hegew.) Hegew.
186	<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Näg.
209	<i>Euglena texta</i> (Duj.) Hübn.
214	<i>Fragilaria teñera</i> (W. Smith) Lange-Bertalot
215	<i>Fragilaria ulna</i> v. <i>oxirincus</i> (Kütz.) Lange-Bert.
216	<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i> (Kütz.) Lange-Bert.
Kód	Fitoplankton taxonok (Duna)
250	<i>Gymnodinium</i> sp.
251	<i>Gymnodinium</i> sp. kicsi, kerek
258	<i>Hannaea arcus</i> (Ehrbg.) Patrick
304	<i>Monoraphidium contortum</i> (Thur.) Kom.-Legn.
316	<i>Melosira varians</i> Agardh
320	<i>Micractinium pusillum</i> Fres.
342	<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W.Smith
349	<i>Nitzschia tryblionella</i> Hantzsh
353	<i>Navicula cryptocephala</i> Kütz.
363	<i>Nitzschia acicularis</i> (Kütz.) W.M.Smith
366	<i>Nitzschia</i> sp.
374	<i>Oocystis borgei</i> Snow
393	<i>Pandorina morum</i> (O.F.Müller) Bory
395	<i>Pennales</i> sp.
400	<i>Peridinium cinctum</i> (Müller) Ehrbg.
401	<i>Peridinium</i> sp.
403	<i>Peridiniopsis kevei</i> Grigorszky
419	<i>Planktothrix aghardii</i> (Gom.) Anagn. et Kom.
445	<i>Scenedesmus ecoris</i> (Ehrbg.) Chod.
449	<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grun.
466	<i>Stephanodiscus neoastraea</i> Håkansson & Hickel
467	<i>Skeletonema potamos</i> (Weber) Hasle
468	<i>Skeletonema subsalsum</i> (Cleve-Euler) Bethge
480	<i>Stephanodiscus binderanus</i> (Kütz.) Krieger
481	<i>Stephanodiscus</i> spp.
486	<i>Strombomonas fluviatilis</i> (Lemm.) Deflandre
487	<i>Surirella brebissonii</i> Krammer Lange-Bert.
490	<i>Surirella robusta</i> Ehrenberg
503	<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehrbg.
518	<i>Thalassiosira weissflogii</i> (Grunow) Fryxell & Hasle
522	<i>Trachelomonas</i> sp.

Az eddigi ismereteink alapján érdemes kiemelni néhány fajt, ami alátámasztja az eddig látott tendenciákat. A domináns fajokat vizsgálva felismerhetők denzitásbeli változás alapján olyan fajok, amik az évek során abundánsabbá válnak, évről évre nagy egyedszámmal képviseltetnek a mintákban (ilyen például a *Chroomonas acuta* Uterm., *Fragillaria ulna* var. *acus* (Kütz) Lange-Bert., *Desmodesmus armatus* (Chod.) Hegew., *Skeletonema potamos* (Weber) Hasle, *Desmodesmus intermedius* (Chod.) Hegew.). Fajok, amik a korai években jelentősek voltak, de később eltűnnek vagy visszaszorulnak: (a teljesség igénye nélkül: *Chlamydomonas* sp., *Chlorococcales* sp., *Oocystis borgei* Snow, *Chlorella vulgaris* Beij., *Desmodesmus communis* (Hegew.) Hegew., *Acutodesmus acuminatus* (Lagh.) Tsarenko, *Dictyosphaerium ehrenbergianum* Nög., *Nitzschia* sp., *Monoraphidium griffithii* (Berk.) Kom.-Legn., *Pennales* sp.). Fajok, amik az első évekből hiányoznak, később annál jelentősebbek: *Planktothrix aghardii* (Gom.) Anagn. et Kom. Előfordulnak olyan fajok is, amelyek egyedszáma alig változik évek során, esetleg oszcillál, és előfordulásukat tekintve állandó, gyakori fajok (úgy mint *Asterionella formosa* Hassal, *Tetrastrum staurogeniaeforme* (Schröd.) Lemm., *Koliella longiseta* (Kirchner) Hindák, *Monoraphidium arcuatum* (Korš.) Hind., *Coelastrum sphaericum* Nög., *Schroederia setigera* (Schröd.) Lemm.). Legutolsó csoportként még elkülöníthetők azokat a fajok, amelyek ritkán, véletlenszerűen jelennek meg, ám akkor igen tömegesen találhatók a mintákban (ilyen a *Rhodomonas* sp., *Cryptomonas erosa* var. *reflexa* Marss., *Microcystis flos-aquae* (Wittr.) Kirch., *S. neoastreae* Håkansson & Hickel.). A ritkább fajok vizsgálatához, ritkaságukból adódóan kevesebb adat áll rendelkezésre még a 24 éves adatsor ellenére is.

7.5.9. A fitoplankton hasonlósági mintázata

Kétféle adattípussal dolgoztunk: bináris (prezencia-abszencia) és abundancia (individuum/ml vagy biomassza). A bináris adatoknak ugyan kevesebb az információ tartalmuk (kvantitatív összehasonlításra nem alkalmasak), ugyanakkor mégis hasznosak, mert a ritka fajok több szerepet kapnak, illetve a gyakoribb fajok kevésbé hangsúlyozottak. A teljes adatmátrixot mindkét formátumban előállítottuk.

Az adatokat osztályozandó cluster analízist (esetenként HC néven lesz feltüntetve) végeztük, ordinálásuk nem-metrikus többdimenziós skálázással (a továbbiakban NMDS) történt. Az osztályozásokat euklidészi távolsággal készítettük.

Többváltozós elemzések a teljes adatmátrixra mennyiségi adatokkal

Az első vizsgálatnál az adatmátrixban a mintavételi egységek az egyes évek voltak, a változók pedig minden esetben az egyes taxonok mennyiségi adatai. Feltételezésünk szerint a minden évben nagy tömegben jelen lévő domináns fajoknak kitüntetett szerepe lehet a mintázat kialakításában, ezért a domináns fajok sorrendje alapján készített táblázat (7.5.2. táblázat) oszlopainak a többváltozós analízis eredményei alapján történő átrendezésével próbáltuk meg értelmezni a látható mintázatot. Minden ordinációt és vizsgálatot elvégeztünk, mind ind/ml, mind mg/l, vagyis biomassza adatokkal is. Lényeges különbséget nem mutattak az elemzések.

Az NMDS és cluster analízis eredményei alapján az alábbi megállapításokat tehetjük a 7.5.11. és 7.5.12. ábra alapján:

Az ábrákon jól elkülönül az 1979-es, 1981 és 1982-es év.

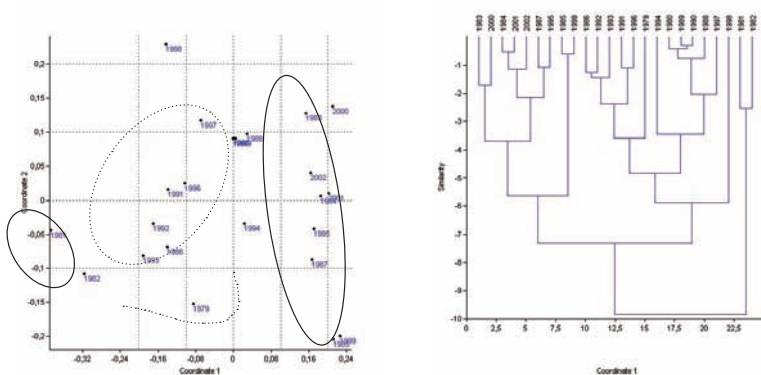
1979-ben a *Stephanodiscus spp.*-nek még nincs nagy csúcsa, viszont a *Stephanodiscus neoastraea* Håkansson & Hickel kerül második helyre a rangsorban, olyan magas biomasszával, amire később nem találtam példát, csak a *Skeletonema potamos* (Weber) Hasle esetében.

1981 és 1982-ben ugrik meg a *Skeletonema potamos* (Weber) Hasle biomasszája, és a második helyre kerül a rangsorban. Ugyanekkor van az első *Stephanodiscus spp.* csúcs is (1980-hoz képest kétszeresére nő a biomassa) ez jól nyomon követhető a 20. ábrán. A cluster analízisen nagyon korán, már -10-es hasonlóságnál megmutatkozik az 1981 és 1982-es év elkülönülése.

Az ordinációs sfk közepén a legnagyobb csoportot az 1980-as évekhez hasonló 80-as évek vége és a 90-es évek eleje alkotta. Ezekben az években, ahogy az 1979-ben is kisebb biomassa jellemzi a *Stephanodiscus spp.*-t, de a többi faj biomasszája is csökkent. Ezek mellett az 1994-es év alkotott ebben a csoportban egy önálló alcsoportot. A *Skeletonema potamos* (Weber) Hasle ebben az évben kiugróan magas biomasszákat produkált, az egész éves minta 12.4%-át ez a faj tette ki.

Az 1983-84-es évhez hasonló évek adják az utolsó csoportot (2000-es évek mérései, 1995). Ezekben az években habár a *Stephanodiscus spp.* *Skeletonema potamos* (Weber) Hasle van a rangsor elején, összbiomasszájuk rendre fele, illetve hetede az előző évhez képest. Ekkor a többi domináns faj biomasszája is kisebb. Illetve az 1985-ös és 1999-es év tartozik ide, amik hasonlóságát és a többitől való különbözőségét a fajlista és a domináns fajok alapján nem tudtam magyarázni, egyedül a *Pandorina morum* (O.F.Müller) Bory elszaporodásával találkozunk (1985-ben második a rangsorban).

Más igazán egyértelmű elkülönülést nem lehetett felismerni.



7.5.11-7.5.12. ábra: A vizsgált évek ordinációja NMDS módszerrel, euklidészi távolság alkalmazásával és dendrogramja az összes taxonra.

Az adatmátrix logaritmikus transzformálása után számolt elemzések

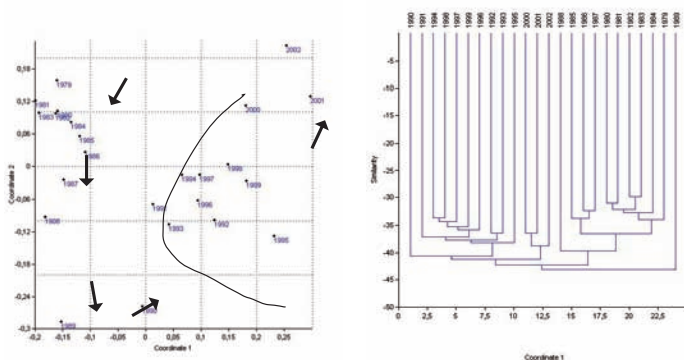
Az eddigi vizsgálatok alapján kimondhatjuk, hogy az eddig bemutatott elemzések eredményeit a legtömegesebb taxonok mennyiségi viszonyai határozták meg. A 7.5.13. és 7.5.14. ábrákon az összes taxont tartalmazó adatmátrixot logaritmus függvényével transzformáltuk (az egyes taxonok nagyságrendbeli különbségeinek eltüntetésére, a domináns fajok meghatározó erejének csökkentésére). Azonban az alapesetben javasolt megoldáshoz képest, mikor minden értékhez hozzáadunk egyet, az esetünkben csak az abszencia adatokat növeltük eggyel, mivel az egyes taxonok biomassza adatait ez túlságosan eltorzította volna (az erősen jobbra ferde eloszlásból, erősen balra ferde eloszlást készítettünk volna).

A 7.5.13. ábrán tetten érhető egyfajta időbeli trend a csoportokon belül. Az egyes évek egymást követik az ordinációs térben a 80-as évek végéig, ahol nagy változás sejtethető a fitoplankton összetételében.

Az 1989-es az 1990-es és 2002-es év elkülönülését nem lehet megmagyarázni a rangsor, illetve a mennyiségi adatok alapján. Ezekben az években a legmagasabb a beazonosított fajok száma. Rendre 220, 229, 233 taxont sikerült azonosítani. A logaritmikus transzformáció után ezen plusz fajok megjelenése az ordinációban erős hangsúlyt kapott. Az egyes évek taxonómiai összetételét megvizsgálva kiderítettük, hogy 1990-ben például 70 olyan faj fordul elő, ami 1991-ben már nem, míg 1991-ben 1990-hez képest csak 33 új faj került a mintákba.

A 90-es évek, a 2000-es évekhez hasonlóan jól elkülönülnek külön csoportként, de az időbeli trend itt nem látszik olyan egyértelműen. Elkülönül a többi évtől az 1995-ös év, ami megint egy szokatlanul fajgazdag év volt. A magas fajszámú 2000-es évek is nagyon hamar elkülönülnek a többi évtől.

Valamilyen a háttérben működő mozgó gradiens jelenléte valószínűsíthető, aminek az eredménye a jellegzetes patkó-jelenség (Podani 1997). Habár a pontok nem egy tökéletes egyenes mentén helyezkednek el, a jelenség nem zavarja az ordináció értelmezhetőségét.



7.5.13.-7.5.14. ábra: A vizsgált évek NMDS ordinációja és dendrogramja az összes faj log transzformált biomassza adatai alapján.

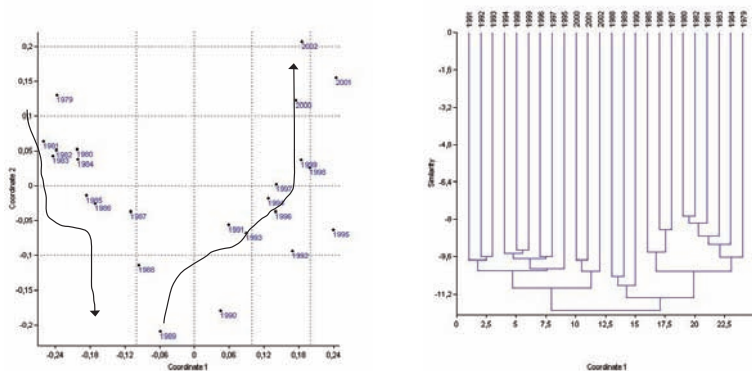
Egy változó a legtöbb esetben végtelen számú értéket vehet fel, ennek a legerőteljesebb redukálása az adatok binárrissá tétele, ami megegyezik az egyes fajok van/nincs karakterével. Ezen a skálán dolgozva csak az érdekelt, hogy az egyes fajok a mennyiségüktől (legyen az ind/ml vagy éppen mg/liter) függetlenül milyen módon határozzák meg az egyes években a fitoplankton összetételét. Ennél a vizsgálatnál (7.5.15.-7.5.16. ábra) ugyanaz a folyamatos átmenet figyelhető meg, mint a logaritmikus skálázásnál, csak még erőteljesebben. A patkó-jelenség ugyanúgy felismerhető.

A 1988-1990-es évek erőteljes elkülönülése látható, amit korábban a magas fajszámunk tudunk be. (Itt van csak lényegi változás a HC-ben.)

Az ennél korábbi, illetve későbbi évek a logaritmikus transzformálás eredményével megegyezően viselkednek. A rengeteg színező faj esetlegessége az évek során erősen érezteti a hatását, ez a HC-n jól nyomon követhető, az egyes évek nagy része már igen korán 9,6-os hasonlóságnál elkülönül.

Az 1999 utáni évek itt is külcsoportot alkotnak a dendogramon, ami az alacsony fajszámú 90-es évektől jól elkülönül, ugyanúgy ahogy az 1995-ös év is.

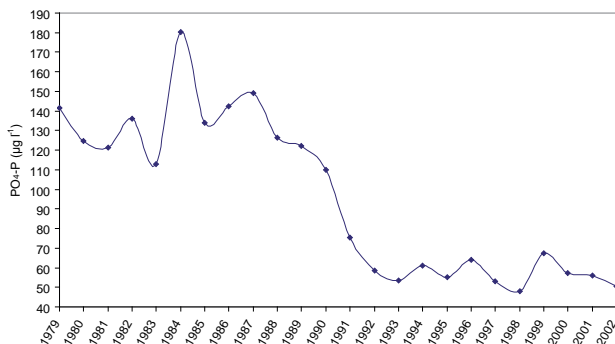
Összességében megállapíthatjuk, hogy amennyiben semmilyen kvantitatív hatás nem játszik szerepet az elemzésekkor, az egyes években a ritka fajok száma és mintázata a fő rendező elv. Az előfordulási mintázat egy folytonos gyorsan változó gradiensként mutatkozik meg az ordinációs térben.



7.5.15.-7.5.16. ábra: Az NMDS és a HC eredményei euklideszi távolság felhasználásával binarizált fogási adatok alapján.

A fitoplankton biomassa maximumainak csökkenése, az NMDS eredményei alapján a korai és későbbi évek elkülönülése és az évek egymásutániségában megnyilvánuló trend egy fokozatosan változó környezeti háttérváltozó létét valószínűsíti. Ez a trendszerűség a legjobban a PO_4 -P adatokkal alátámasztható tápanyagterhelés mértékében érhető tetten.

A Környezetvédelmi Felügyelőség Nemzeti Monitoring Adatbázisa alapján a PO_4 -P terhelés mértéke 1990-ig tekinthető igen magasnak, majd 1991-től kezdve egy jóval alacsonyabb szint jellemző (7.5.17. ábra).



7.5.17. ábra: A duna évi átlagos PO₄-P terhelésének mértéke (µg l⁻¹) 1979-2002. között, hetes gyakoriságú nagytétényi minták évekre átlagolt értékei alapján

7.5.10. Összefoglaló megállapítások és következtetések

Eredményeink alapján az alábbi összefoglaló megállapításokat tehetjük:

- A vizsgálatok során diverzitás indexekkel megállapítottuk, hogy a biológiai sokféleség nő a Duna fitoplankton közösségében Gödnél 1979 és 2002 között.
- A taxonokat vizsgálva kijelenthetjük, hogy néhány, kezdetben nagy egyedszámmal és gyors generációs idővel rendelkező taxon az évek során visszaszorult (pl. *Stephanodiscus* spp., *Skeletonema potamos* (Weber) Hasle, *Chlamydomonas* sp., *Oocystis borgei* Snow, *Chlorella vulgaris* Beij., *Desmodesmus communis* (Hegew.) Hegew.). Ennek eredményeként a fitoplankton biomassa csökkent.
- A közösségben történő főbb változásokért, trendekért a domináns kategóriába tartozó taxonok felelősek.
- A teljes fitoplankton közösség egyenletes átstrukturálódása a 7.2.2. táblázat alapján, illetve a többváltozós ordinációkon jól követhető, és a diverzitás index viselkedése alapján jól csoportosíthatóak az évek, amiket a HC-k is alátámasztanak.

A Duna trofitási szintje a felvehető, oldott N és P koncentrációt tekintve változó, a magyarországi szakaszon politróf (Déri, 1991), a lehetőségek adottak, hogy a fitoplankton jelentősen elszaporodjon. A folyó trofitási szintje nem állandó, a fitoplankton biomasszához, a klorofill-A koncentrációhoz és a primer produkcióhoz hasonlóan változik az egyes évek során (Vörös és mtsai, 2000). December és január között a folyó oligotróf, de február végére mezotróffá válhat kisvízes időszakban. Tavasztól őszig a folyó vize áradásokkor oligo- és mezotróf, illetve alacsony vízállások mellett eutróf. A Dunára jellemző továbbá, hogy egyes években már márciusra eutróffá válhat (Kiss, 2000).

Az egyik legfontosabb fitoplankton denzitás változásért felelős faktor a víz átlátszó-sága, amit a folyón levonuló áradások határoznak meg. A folyó fotikus zónájának vastagsága tehát a víz lebegőanyag-tartalmának mennyiségétől és minőségétől függ elsősorban.

A fotikus zóna mélysége 250-300 cm (ez a vízoszlop 80-90%-át jelenti) kisvízes időkben, ám mindössze 100-130 cm (25-30%) áradások alkalmával. A fotikus zóna méretének változása van a legerősebb hatással a fitoplankton abundanciájára, ehhez képest a hígító hatásnak és a sodrás változás hatásának elhanyagolható a jelentősége (Kiss, 1994).

Feltételezhetjük, hogy a kompetíciós kizárási elv (Hardin 1960), ha működik is, egyáltalán nem hatékony, az egyes fajok a folyamatosan keveredő vízterben nagyon hosszú ideig túlélnek. Ezt támasztja alá, hogy úgy találtuk, a fajok több mint 90%-a csak szórványosan került a mintákba. Valószínű az is, hogy a plankton közösség belső dinamikai fluktuációi tartják fent a sokféleséget. Ezt a hipotézist Huisman és Weissing fogalmazta meg (1999). A zavarások hatásának (Jacobsen & Simonsen 1993, Olrik & Nauwerck 1993, Barbiero et al. 1996) eredményeképpen a dunai fitoplankton társulás nem jut el a matematikai modellek által leírt kevés fajjal jellemezhető egyensúlyi állapotba. Megkérdőjelezhető továbbá a folyók tökéletes homogenitása is (Scheuring 2002).

A tél végi periódusok változása mögött – ami különösen 1985-től látszik tisztán a diverzitásbeli változásokban, illetve az algacsúcsok korábbra tolódásában – az áradások erősségének és a hőmérséklet lassú növekedése áll. Az extrém időjárási viszonyok (IPCC 2007, Kiss 2000) jelentős hatással vannak (Flanagan et al. 2003, Wiedner et al. 2007, Sipkay et al. 2009) a téli periódus algacsúcsaira. Elképzelhető, hogy a közeljövőben még extrémebb értékeket lehet majd kimutatni.

Az alapadatokkal végzett ordinációkat és hierarchikus elemzéseket a domináns fajok változásai határozták meg, és mutattak változatosabb képet. A logaritmikusan transzformált adatok és a prezencia-abszencia adatokon végzett elemzések már sokkal több hasonlóságot mutattak egymással, így élhetünk azzal a kijelentéssel, hogy minden változó mögött lévő taxon hasonló rendező elvek alapján változik át az évek során. A vizsgált időszakban megmutatkozó időbeliség (egymás után sorban következő évek az ordinációs síkon, kivéve az egy csoportba tömörülő '90-es éveket) egy fokozatosan változó környezeti háttérváltozó létét valószínűsíti. Ez a jelenség, de főleg az 1979-1980 időszak elkülönülése az 1991-2002 időszaktól leginkább a tápanyagterhelés mértékében megfigyelhető változásokkal értelmezhetők. A $\text{PO}_4\text{-P}$ terhelés fokozatos csökkenése, valamint az 1990 és 1991 között észlelt ugrásszerű letörése a 7.5.17. ábrán is egyértelműen látszik. Másrészt a rendszerváltás környékén tapasztalható tápanyagterhelés csökkenéséről számos publikációban találunk utalásokat (Schreiber et al. 2005, ICPDR 2005, Csathó et al. 2007). Ebben az időszakban általánosságban a szennyezőanyag terhelés mintegy 1/3 részére csökkent, amely a gazdasági recessziónak és az ipari és kommunális szennyvíztisztító kapacitások belépésének ill. intenzifikálásának tulajdonítható (Horváth & Bartalis 1999). A rendszerváltás környékén észlelt letörés mellett az éves átlag ortofoszfát több évtizedes, csökkenő trendjéről ugyancsak találunk publikációt. Horváth és Bartalis (1999) megállapította az ortofoszfát egyértelműen csökkenő tendenciáját a Duna Rajka és Szob közötti szelvényében. Az általuk vizsgált, 1977-1997 időszakban a PO_4 terhelés 40 ezer t a^{-1} -ről megközelítőleg 1/3 részére csökkent. Ez a hosszú-távú csökkenés csak a bösi vízerőmű üzembe helyezését követő időszakban (1992. október – 1996. október) nem jellemző, amikor éppen az algák számára közvetlenül hozzáférhető reaktív ortofoszfát töménysége növekedett. Ugyanebben az időszakban a tározó hatásának tulajdonítható másik változást

is tapasztaltak, nevezetesen a lebegőanyag mennyisége 1993-ban az előző évihez képest felére csökkent. A lebegőanyagban bekövetkező hosszú-távú változásokban ugyancsak trendszerűség ismerhető fel, mert az évszázad elején mért mennyisége az egytized részére csökkent az 1977-1997 évek átlagában (Horváth & Bartalis 1999), amely a Duna ausztriai szakaszán kiépített erőmű-rendszer hordalék-visszatartásának tulajdonítható.

A lebegőanyag csökkenésének, azzal együtt az áttetszőség növekedésének elsősorban pozitív hatása lehet a fitoplankton produkcóra. Ugyanakkor a tározók hatására a planktonikus kovaalgák kiülepedésével az össz-fitoplankton biomasszájának csökkenése is várható. A tározóknak ezt a szerepét a Tiszán is megfigyelték, ahol a nyári fitoplankton 80-90%-át kitevő "planktonikus" kovaalgák a tározóban a 0,4 m/s alá lassuló vízből kiülepedtek, arányuk 20% körülire zuhant. Helyükbe a csendesebb vizekben sikeres, a tározó-terekben elszaporodó Cryptophyta és zöldalga fajok léptek, melyek azonban messze nem tudták kompenzálni a kovaalgák kiülepedéséből adódó biomassza veszteséget. Így azután a biomassza a nagy- és kisvízi időszakban egyaránt tetemesen csökkent (Istvánovics et al. 2010). Mindezek alapján sejthető, hogy a tápanyagterhelés változásai mellett az 1992-ben elkészült dunacsúnyi tározó hatására bekövetkező változások is összefüggésbe hozhatók a megfigyelt csökkenő fitoplankton trenddel.

8. KLÍMAVÁLTOZÁS ÖKOLÓGIAI KÖVETKEZMÉNYEINEK ÉS HATÁSERŐSSÉGÉNEK BEHATÁROLÁSA TÁJÉKOZÓDÓ VIZSGÁLATOKBAN

8.1. Klimatikus profilindikátorok kukorica ökoszisztéma példáján

8.1.1. *Havi klimatikus profil-indikátorok definiálása a szakirodalmi szintézis eredményeként*

A kukorica az egyik legfontosabb takarmánynövényünk. Hazánk az egyik legnagyobb kukorica vetésterülettel rendelkezik Európában, felhasználása igen sokoldalú, tehát kiemelkedő gazdasági jelentőségű. Magyarországon a kukorica termesztésének feltételei - az aszályos éveket leszámítva - a legtöbb termesztési körzetben igen kedvezőek, a termesztéstechnológia komplex módon megoldott. A kukorica az új környezetkímélő alternatív energiaforrás keresésben is jelentős szerepet kaphat. Ezen okok miatt fontos megvizsgálni a meteorológiai tényezők kukorica ökoszisztémájára gyakorolt hatásait és ennek a vizsgálatnak lehetőleg minél több klímaszcenárióra és minél hosszabb idősorra kell kiterjednie. A kutatásunk során a hazai szakirodalom áttekintésével összegyűjtöttük a kukorica kultúrában előforduló kártevőket, kórokozókat és gyomnövényeket, valamint ezek ökológiai igényeit, melyekből havi klimatikus profil-indikátorokat hoztunk létre. Ezen havi klimatikus profil-indikátorok alapján összehasonlító értékelést végeztünk a magyarországi városok sokéves adatsoraira és a szcenáriók szerinti adatsoraira. A klimatikus profilindikátor fogalmát saját módszertani kutatásaink során vezettük be. Klimatikus profil-indikátor alatt egy meghatározott élőlény klimatikus igényeinek szezonális mintázatát értjük. A klimatikus profil-indikátoroknak többféle időbeli felbontása lehetséges. Jelen dolgozathoz vezető kutatómunka során kizárólag havi klimatikus profil-indikátorokkal dolgoztunk, ami az év 12 hónapjához rendel havi hőmérsékleti és csapadék igényeket.

A havi klimatikus profil-indikátorok definiálásához és kiértékeléséhez Szenteleki Károly (2007) által létrehozott KKT programot és adatbázist használtuk. A program speciális adatkezelő függvényekkel dolgozik, ezáltal nagytömegű adatbázisok kezelésére kitűnően alkalmas. Biztosítja a speciális lekérdezéseket igénylő kutatási célkitűzések megvalósításához szükséges algoritmusokat, melyek fejlesztése a beérkezett kutatói javaslatok alapján megy végbe.

A szakirodalmi adatgyűjtés eredményeként lehetőségünk nyílt a kapott adathalmazt számszerűsítve és csoportosítva, az irodalmi adatok egyfajta szintéziseként, 55 havi klimatikus profil-indikátor (8.1.4. táblázat) bevezetésére, ami 91 fajra vonatkozó információt tartalmaz. A kukoricán kívül a vizsgált fajokból 23 állati kártevő (8.1.1. táblázat), 12 kórokozó mikroorganizmus (8.1.2. táblázat) és 55 - a kukoricában jellemzőnek tekinthető - gyomnövényfaj (8.1.3. táblázat). A táblázatok a fajokat rendszertani sorrendben tartalmazzák.

8.1.1. táblázat: Hazánkban a kukoricán előforduló fontosabb állati kártevők és indikátoraik (ISSZ: klimatikus profil-indikátor sorszáma)

MAGYAR NÉV	LATIN NÉV	ISSZ
Szár-fonálféreg	<i>Ditylenchus dipsaci</i>	18
Fekete tücsök	<i>Melanogryllus desertus</i>	35
Lőtücsök	<i>Gryllotalpa gryllotalpa</i>	35
Marokkói sáska	<i>Doclostaurus maroccanus</i>	32
Kukorica-gyökértetű	<i>Tetraneura ulmi</i>	34
Zöld kukorica-levéltetű	<i>Rhopalosiphum maidis</i>	5
Zselnicemeggy-levéltetű	<i>Rhopalosiphum padi</i>	5
Zöld gabona-levéltetű	<i>Schizaphis graminum</i>	5
Fekete répa-levéltetű	<i>Aphis fabae</i>	6
Zöld őszibarack-levéltetű	<i>Myzus persicae</i>	5
Gabonafutrinka	<i>Zabrus tenebrioides</i>	54
Sároshátú gyászbogár	<i>Opatrum sabulosum</i>	20
Közönséges júniusi cserebogár	<i>Amphimallon solstitialis</i>	41
Májusi cserebogár	<i>Melolontha melolontha</i>	22
Erdei cserebogár	<i>Melolontha hippocastani</i>	22
Pusztai cserebogár	<i>Anoxia pilosa</i>	22
Kalló cserebogár	<i>Polyphilla fullo</i>	54
Amerikai kukoricabogár	<i>Diabrotica virgifera virgifera</i>	39
Fekete barkó	<i>Psallidium maxillosum</i>	3
Kukoricabarkó	<i>Tanymecus dilaticollis</i>	17
Kukoricamoly	<i>Ostrinia nubilalis</i>	33
Gamma-bagolylepke	<i>Autographa gamma</i>	36
Somkóró-bagolylepke	<i>Heliothis maritima</i>	36
Gyapottok-bagolylepke	<i>Helicoverpa armigera</i>	36
Káposzta-bagolylepke	<i>Mamestra brassicae</i>	36
Vetési-bagolylepke	<i>Scotia segetum</i>	36
Fritlégy	<i>Oscinella frit</i>	23

8.1.2. táblázat: Hazánkban a kukoricán előforduló fontosabb kórokozó mikroorganizmusok és indikátoraik (ISSZ: klimatikus profil-indikátor sorszáma)

MAGYAR NÉV	LATIN NÉV	ISSZ
Kukorica csíkos mozaik	<i>Maize dwarf mosaic potyvirus</i>	5
Kukoricaperonoszpóra	<i>Sclerophora macrospora</i>	30
Golyväsüszög	<i>Ustilago maydis</i>	47
Rostösüszög	<i>Sorosporium holci-sorghii</i>	51
Kukoricarozsda	<i>Puccinia sorghi</i>	4
Sárga levélfoltosság	<i>Phyllosticta maydis / Mycosphaerella maydis</i>	40
Kukorica szürke szárkorhadása	<i>Rhizoctonia bataticola</i>	52
Kabatiellás szemfoltosság	<i>Kabatiella zeae</i>	53
Nigrospórás szárazkorhadás	<i>Nigrospora oryzae / Khuskia oryzae</i>	55
Kukorica fuzáriózása	<i>Fusarium graminearum</i>	24
Kukorica helmintospóriumos levélfoltossága	<i>Helminthosporium turcicum</i>	48

8.1.3. táblázat: Hazánkban a kukorica kultúrában előforduló fontosabb gyomnövények és indikátorai (ISSZ: klimatikus profil-indikátor sorszáma)

MAGYAR NÉV	LATIN NÉV	ISSZ
Mezei zsurló	Equisetum arvens	19
Kövérc porcsin	Portulaca oleracea	28
Terebélyes laboda	Atriplex patula	46
Tatár laboda	Atriplex tatarica	13
Fehér libapáréj	Chenopodium album	15
Pokolvar libapáréj	Chenopodium hybridum	15
Hegyes levelű libatop	Chenopodium polyspermum	15
Fehér disznóparéj	Amaranthus albus	14
Henye disznóparéj	Amaranthus blitoides	46
Karcsú disznóparéj	Amaranthus chlorostachys	25
Szőrös disznóparéj	Amaranthus retroflexus	25
Ugari szulákpohánka	Bilderdykia convolvulus	11
Lapulevelű keserűfű	Polygonum lapathifolium	15
Baracklevelű keserűfű	Polygonum persicaria	15
Kender	Cannabis sativa	2
Mogyorós lednek	Lathyrus tuberosus	21
Egynyári szélfű	Mercurialis annua	43
Páztortáska	Capsella bursa-pastoris	10
Fali kányazsázsa	Diplotaxis muralis	46
Repcsényretek	Raphanus raphanistrum	8
Vadrepce	Sinapis arvensis	9
Vadrezeda	Reseda lutea	42
Selyemmályva	Abutilon theophrasti	45
Varjúmák	Hibiscus trionum	28
Mezei tikszem	Anagallis arvensis	15
Apró szulák	Convolvulus arvensis	31
Csattanó maszlag	Datura stramonium	43
Parlagi kunkor	Heliotropium europaeum	49
Fekete nádálytő	Symphytum officinale	19
Nagy útifű	Plantago major	19
Kalinca ínfű	Ajuga chamaepitys	11
Tarlóvirág	Stachys annua	15
Parlagfű	Ambrosia elatior	13
Mezei aszat	Cirsium arvense	50
Kicsiny gombvirág	Galinsoga parviflora	11
Ebszékfű	Matricaria inodora	16
Olasz szerbztövis	Xanthium italicum	12
Mezei csorbóka	Sonchus arvensis	44
Szűrös csorbóka	Sonchus asper	44
Tarackbúza	Elymus repens	1
Nád	Phragmites communis	19
Csillagpázsit	Cynodon dactylon	7
Tőtippán fajok	Eragrostis spp.	37
Pirok ujjasmuhar	Digitaria sanguinalis	38
Közönséges kakaslábfű	Echinochloa crus-galli	37
Termesztett köles	Panicum miliaceum	1
Fakó muhar	Setaria glauca	27
Tyúkhúr	Setaria media	46
Ragadós muhar	Setaria verticillata	45
Zöld muhar	Setaria viridis	26
Fenyércirok	Sorghum halapense	1

A 8.1.4. táblázatban az 55 havi klimatikus profil-indikátor szerepel. A kapott adathalmazban a az oszlopok jobb oldalán feltüntetett számok a hőmérsékleti értékeket jelölik, míg az oszlopok bal oldalán látható számok a csapadékmennyiséget. A számokhoz tartozó relációs jelek azt jelzik, hogy az indikátor az adott hőmérsékletnél, vagy csapadékmennyiségnél többet, vagy kevesebbet igényel. Az értékek a következőképpen kerültek megállapításra: ha a szakirodalomban egy élőlényre azt találtuk, hogy tavasszal meleg, száraz időszak kedvező számára, akkor a tavaszi hónapok mindegyikére a hozzájuk tartozó középhőmérsékletet és átlagos csapadékmennyiséget írtuk be a megfelelő relációs jel használatával. A gyomnövények profilját életformájuk alapján készítettük el, így alakultak ki a csoportok az 55 fajból. Ezek a csoportok eltérő számú gyomnövényt tartalmaznak.

8.1.4. táblázat: A havi klimatikus profil-indikátorok
(cella, bal: a hőmérsékleti adat, cella, jobb: a csapadékmennyiség)

	március	április	május	június	július	augusztus	szeptember	október	november
1	6<	11<	16<						
2	6<	11<	16<	19<	21<	20<			
3	6< 31<	11< 44<	16< 59<						
4	6< 31<	11< 44<	16< 59<						
5	6< 31<	11< 44<	16< 59<	19< 72<					
6	6< 31<	11< 44<	16< 59<	19< 72<	21< 60<	20< 58<	16< 42<		
7	6< 31<	11< 44<	16< 59<	19< 72<	21< 60<	20< 58<	16< 42<		
8	8-14 31<	8-14 44<	8-14 59<						
9	8-14 31<	8-14 44<	8-14 59<	8-14 72<	8-14 60<	8-14 58<	8-14 42<		
10	10< 31<	10< 44<	10< 59<	10< 72<	10< 60<	10< 58<	10< 42<		
11	18<	18<	18<	18<	18<	18<	18<		
12	18<	18<	18<	18<	18<	18<	18<	18<	
13	18<	18<	18<	18<	18<	18<	18<	18<	18<
14	18<	18<	18<	18< 72<	18< 60<	18< 58<	18< 42<		
15	18< 31<	18< 44<	18< 59<	18< 72<	18< 60<	18< 58<	18< 42<		
16	18< 31<	18< 44<	18< 59<	18<	18<	18<	18<	18<	18<
17	<31	<44	16< 59<						
18	31<	44<	59<	72<	60<	58<			
19	31<	44<	59<	72<	60<	58<	42<		
20	<31	<44	<59	<72	<60	<58	<42		
21		11<	16<	19<	21<	20<	16<		
22		11< 44<	16< 59<	19< 72<					
23		<11 44<	<16 59<						
24		<11 44<	<16 59<		<60	58<	42<	43<	
25		18<	18<	18<	18<	18<	18<		
26		18<	18<	18< 72<	18< 60<	18< 58<	18< 42<	18< 43<	
27		18< 44<	18< 59<	18< 72<	18< 60<	18< 58<	18< 42<	18< 43<	
28		18< 44<	18< 59<	18< 72<	18< 60<	18< 58<	18< 42<		
29			5<	10<	10< 5<	10< 5<	8< 100	5< 100	
30			<16 59<	<19 72<					
31			16< 59<	19< 72<	21< 60<	20< 58<	16< 42<		
32			16<	19< 72	21< 60	20< 58			
33			16< 59<	19< 72	21< 60	20< 58	16< 42		
34			16< 59				16< 42		
35			16< 59	19< 72	21< 60	20< 58	16< 42		
36			16< 59	19< 72	21< 60	20< 58	16< 42	11< 43	
37			18<	18<	18<	18<	18<	18<	
38			25< 59<	72<	60<	58<	42<	43<	
39				19< 72	21< 60	20< 58	16< 42		
40			59<	72<	60<	58<	42<	43<	
41				19<	21<				
42				19<	21<	20<			

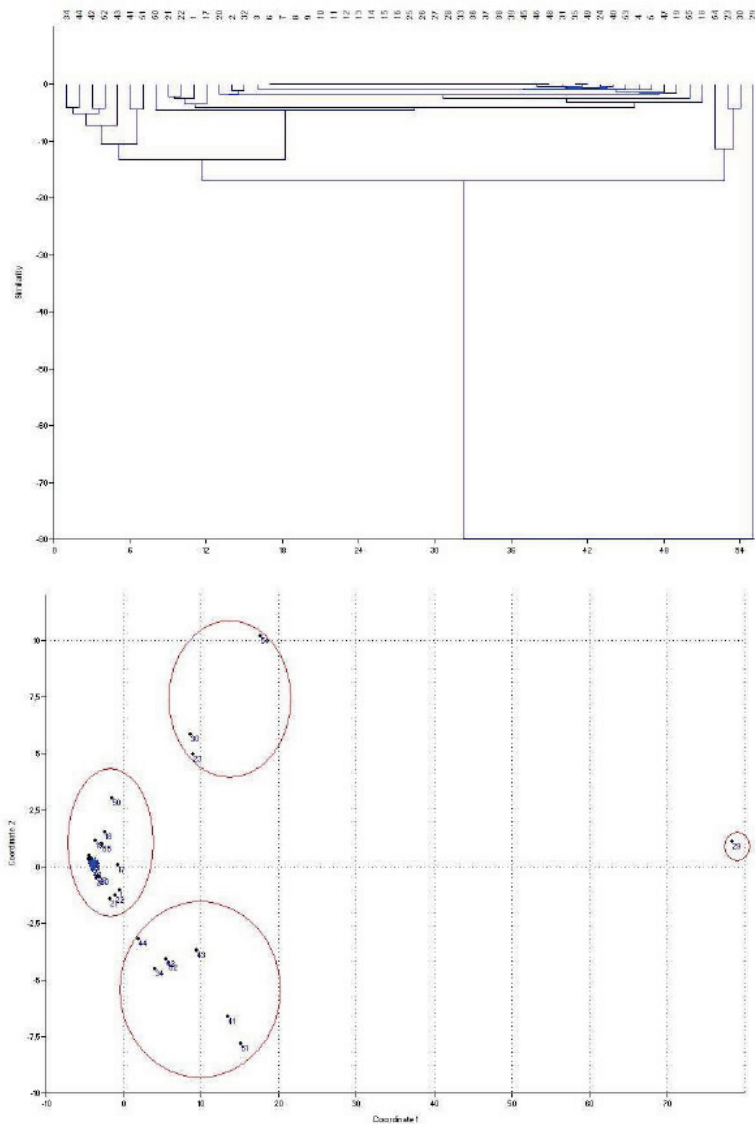
	március	április	május	június	július	augusztus	szeptember	október	november
43				18<	18<	18<	16<	11<	
44				18<	18<	18<	18<		
45				18<	18<	18<	18<	18<	
46				18<	18<	18<	18<	18<	18<
47				19< 72<	21< 60<	20< 58<			
48				19< 72<	21< 60<	20< 58<	16< 42<	11< 43<	
49				19< 72<	21< 60<	20< 58<	16< 42<		
50					60<	58<	42<		
51					21<	20<			
52					21< <60	20< <58			
53					21< 60<	20< 58<	16< 42<		
54					60<	58<			
55							16< 42<	11< 43<	

8.1.2. Magyarországi városok sokéves meteorológiai adatsorainak összehasonlító értékelése a havi klimatikus profil-indikátorok alapján

A havi klimatikus profil-indikátorok magyarországi városok meteorológiai adatsorára vonatkozó relatív gyakorisági táblázat elemzését a Past statisztikai programcsomaggal végeztük el.

A táblázat oszlopait (objektumok, azaz klimatikus adatsorok) és sorait (változók, azaz indikátorok) hierarchikus klaszter-analízissel, mint osztályozási módszerrel, és nemmetrikus többdimenziós skálázással (NMDS), mint ordinációs módszerrel elemeztük. Az osztályozások és ordinációk grafikus egymásra vetítésével ellenőriztük a kapott eredményeket, majd az ellenőrzött klasztersorrendek alapján Two-Way Clusteringet („két utas osztályozást”) alkalmaztunk a táblázatok átrendezéséhez.

A dendrogram (8.1.1. ábra a.) a havi klimatikus profil-indikátorok összevonását mutatja. Az eredeti távolságérték helyett, olyan skálát mutat, ahol az értékek -80 és 0 közöttiek, de arányuk megfelel az eredetinek. Minél közelebbi szinten van két különböző havi klimatikus profil-indikátor összekapcsolva, annál inkább hasonlítanak egymásra. Az ábráról az értékelésnél a nagyobb csoportokat érdemes vizsgálni. Azt figyeltük meg, hogy a 29-es indikátor (*Zea mays*), a kukorica egyedül alkot egy csoportot. A következő csoport két kisebb „fürt”-ből áll. Az egyik a csapadékgényes (23, 30, 54) indikátorokat (pl.: *Oscinella frit*, *Sclerophora macrospora*, *Zabrus tenebrioides*, *Polyphilla fullo*), a másik a meleg nyarat és őszt igénylő, de csapadékra nem igényes (34, 41, 42, 43, 44, 51, 52) indikátorokat (pl.: *Tetraneura ulmi*, *Reseda lutea*, *Sonchus fajok*, *Sorosporium holcisorghi*, *Rhizoctonia bataticola*) tartalmazza. Az ábrán jól látható, hogy a többi indikátor nagyon hasonlít egymásra, hiszen elég közeli szinten lettek összevonva. Az ábra alsó része (8.1.1. ábra b.) a dimenzió-redukálás (NMDS-módszer) utáni állapotot mutatja, az itt egy csoportba kerülő elemek pontosan ugyanazok, mint a magasabb dimenziós térben klaszteranalízissel előállított csoportok elemei.



8.1.1. ábra: a, A havi klimatikus profil-indikátorok osztályozása a magyarországi városok sokéves meteorológiai adatai alapján hierarchikus klaszter-analízissel **b,** A havi klimatikus profil-indikátorok ordinációja az osztályozással nyert csoportok rávetítésével, a magyarországi városok sokéves meteorológiai adatai alapján, NMDS módszerrel

A dendrogram (8.1.2. ábra a.) a magyarországi városok sokéves adatsorainak osztályozását mutatja. Az eredeti távolságérték helyett, olyan skálát mutat, ahol az értékek -6,4 és 0 közöttiek, de arányuk megfelel az eredetinek. Minél közelebbi szinten van két különböző magyarországi város sokéves adatsora összekapcsolva, annál inkább hasonlítanak egymásra. Az ábra értékelésénél a nagyobb csoportokat vizsgáltuk.

A városok az osztályozás és ordináció során felismert csoportjait eltérő színek felhasználásával térképen bejelöltük (8.1.4. ábra). A térképi ábrázolás lehetőséget teremt arra, hogy ezeket a város csoportok által felismerhető régiókat Magyarország különböző szempontok szerinti klímaterképeivel hasonlítsuk össze. A klímaterképek a Magyarország éghajlati atlasza c. könyvből származnak (Mersich et al., 2001). A havi klimatikus profilindikátorok alapján kirajzolódó régiók térbeli mintázata a globálisugárzás átlagos évi eloszlásával (8.1.5. ábra), az évi középhőmérséklettel (8.1.6. ábra), a nyári- és hőségnapok éves számát mutató térképekkel (8.1.7. és 8.1.8. ábra), valamint az október hónap csapadékösszegét bemutató térképpel (8.1.9. ábra) mutat hasonlóságot.

A globálisugárzás a vízszintes síkra a fölötte levő féltérből érkező összes rövidhullámhosszú sugárzási áramsűrűségeket jelent, azaz a Naptól érkező közvetlen sugárzás, valamint az égbolt minden részéről érkező szórt sugárzás összege. (Mersich et al., 2001)

Az évi középhőmérséklet elsősorban a tengerszint feletti magasság függvénye, az ország kis észak-déli irányú kiterjedése miatt kevésbé feltűnő a középhőmérséklet délről észak felé történő csökkenése. A hőmérsékletet télen és nyáron meghatározó, eltérő tényezők kiegyenlítő hatása miatt az évi átlag - hegységeink kivételével - mindenhol 9,5-11°C körül alakul, térbeli változékonysága kicsi. Az ország területének döntő részén 10-10,5°C az évi középhőmérséklet, 8°C alá csak a magasabban fekvő részeken, a Bakony és az Alpokalja kisebb, területein illetve az Északi-középhegységben süllyed. Megfigyelhető, hogy a hegységek déli lejtői melegebbek, mint az északiak. A legmelegebb területek a Duna medencéjének Budapest alatti része és Szeged környéke. (Szász és Tőkei, 1997)

Azt a napot, amikor a maximumhőmérséklet eléri a 25°C-ot, nyári napnak nevezzük. Ezek a napok általában május közepétől szeptember közepéig fordulnak elő. A nyári napok térbeli eloszlása a nyári hőmérséklet-eloszlásnak felel meg. Az Alföld déli részén van a legtöbb, nyugatra és északra haladva egyre kevesebb, a hegységekben pedig a legkevesebb. A nyári nap kialakulásához jelentős besugárzás szükséges, így nemcsak a kontinentális hatás és a tengerszint feletti magasság befolyásolja a nyári napok eloszlását, hanem a talajtípus is. A hidegebb kötött talajok nehezebben melegszenek fel, így a nyári napok kialakulásának valószínűsége kisebb, mint a homokos talajok felett. A lejtők kitettségének hatása is megfigyelhető, valamint látványosan jelentkezik a magasságtól való függés. Tíz alatti a nyári napok száma az ország legmagasabban fekvő területek nyári napjainak száma, bár ez magyarázható azzal, hogy a hegységeink erdővel borítottak, ami hőmérséklet-mérséklő hatásával csökkentette a nyári napok kialakulását. (Mersich et al., 2001)

Azt a napot, amikor a hőmérséklet eléri a 30°C-ot hőségnapnak nevezzük. A hőségnapok általában július és augusztusban fordulnak elő, és egy-egy ilyen periódus általában nem tart egy hétnél tovább. A hőségnapok száma a mezőgazdaság számára nagyon fontos, hiszen a mérsékelt övben őshonos növények hőségnapok idején károsodhatnak. A hőségnapok számának területi eloszlásában elsősorban a tengerszint feletti magasság dominál, bár jelentkezik az

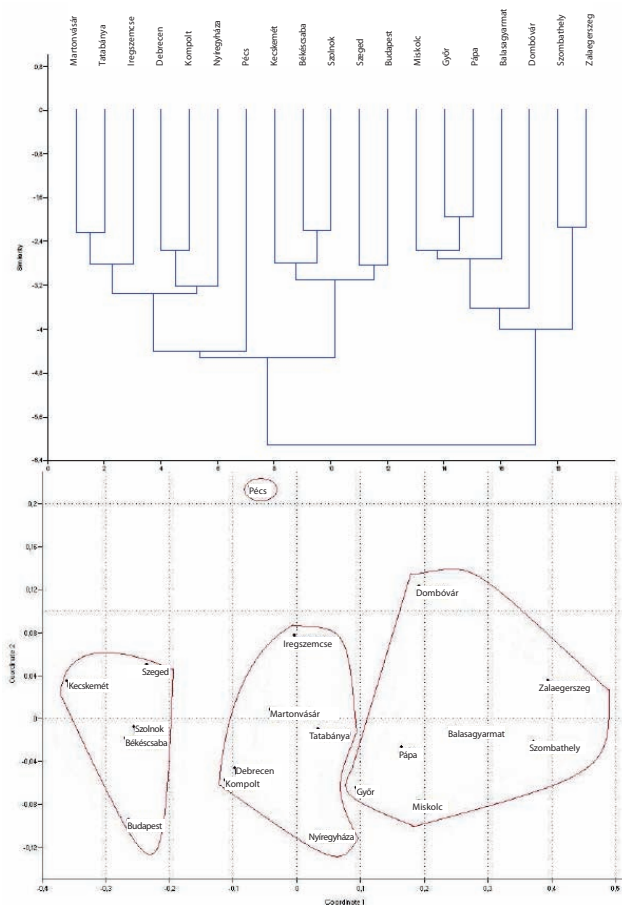
óceáni hatás is. A domborzat szerepe a lejtő kitettségével van összefüggésben, hiszen a délies lejtőkön a hőségnapok száma 20 körüli, míg az északi oldalon, ugyanolyan magasságban sokkal kevesebb. (Mersich et al., 2001)

Az éghajlati elemek közül a csapadék eloszlásában rajzolódik ki a legnagyobb területi különbség. Hazánkban a csapadék területi eloszlását két tényező határozza meg, ezek az áramlási feltételek valamint a tengerszint feletti magasság. Magyarország legcsapadékosabb területei a délnyugati határ közelében, legszárazabb vidékei pedig az Alföldön fekszenek. Ez jól látszódik a fenti ábrán, az október havi csapadékösszeg térbeli eloszlását vizsgálva, hogy az Alföldön esik a legkevesebb csapadék, nyugatra és északra haladva egyre több. Megfigyelhető továbbá, hogy a hegységek területén a legnagyobb a csapadékösszeg, ez a domborzat befolyásoló szerepével magyarázható. A hegységek az alacsonyabb légköri frontok mozgását akadályozzák, módosítják vonulási irányukat, és haladási sebességüket. (Szász és Tőkei, 1997)

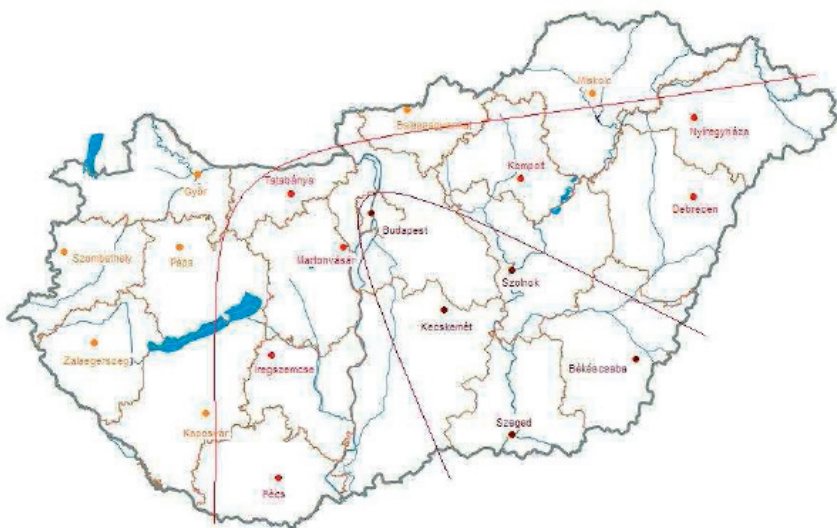
A havi klimatikus profil-indikátorok alapján kapott város csoportok térbeli elhelyezkedését (8.1.4. ábra) a klímaterképekkel (8.1.5-8.1.9. ábrák) összehasonlítva azt állapítottuk meg, hogy egy nagy csoportot alkotnak a Duna-Tisza közére és a Tiszántúl déli részére eső városok (Kecskemét, Békéscsaba, Szeged, Szolnok, Budapest). Ezek a városok az országon belül a legmagasabb évi átlagos globálsugárással, évi középhőmérséklettel, a nyári- és hőségnapok legmagasabb éves számával, valamint a legalacsonyabb októberi csapadékösszeggel jellemezhetők. A második nagy csoportban a Dunántúl nyugati és a középhegységek északi területére eső városok találhatók. A közös jellemzőjük, hogy az országon belül a legalacsonyabb évi átlagos globálsugárással, évi középhőmérséklettel, a nyári- és hőségnapok legkevesebb éves számával, ugyanakkor a legmagasabb októberi csapadékösszeggel rendelkeznek. A harmadik csoportban az előző két régió között elhelyezkedő városok tartoznak (Pécs, Martonvásár, Tatabánya, Irgszemcse, Debrecen, Kompolt, Nyíregyháza), amelyek a fentebb említett meteorológiai jellemzők alapján átmeneti régióknak tekinthető. Az ábra alsó részén (8.1.2. ábra b.) a dimenzió-redukálás (NMDS-módszer) utáni állapot látható. E módszer alapján egy csoportba kerülő elemek – Pécs kivételével szinte - pontosan ugyanazok, mint a magasabb dimenziós térben klaszteranalízissel előállított csoportok elemei.

A 8.1.3. ábrán és az e. táblázatban a havi klimatikus profil-indikátorok és magyarországi városok sokéves meteorológiai adatainak „két utas” osztályozása látható. A sorok a havi klimatikus profil-indikátorok osztályozásával, az oszlopok pedig a magyarországi városok sokéves adatainak osztályozásával alakítottuk elő. Az indikátorok közül a csak nulla értékeket tartalmazókat ebből az elemzésből kihagytuk, mert nem szolgáltak információval. Megállapítottuk, hogy a Duna-Tisza köze és a Tiszántúl déli részére eső városok (Kecskemét, Békéscsaba, Szeged, Szolnok, Budapest), amelyek az országon belül a legmagasabb évi átlagos globálsugárással, évi középhőmérséklettel, a nyári- és hőségnapok legmagasabb éves számával, ugyanakkor a legalacsonyabb októberi csapadékösszeggel jellemezhetők, 0 és 14% közötti relatív gyakoriságot mutattak a csapadékihányes (23, 30, 54) indikátorok (pl.: *Oscinella frit*, *Sclerophora macrospora*, *Zabrus tenebrioides*, *Polyphilla fullo*), ugyanakkor 12-33%-os relatív gyakoriságot mutattak a meleg nyarat és őszt igénylő, de csapadékra nem igényes (34, 41, 42, 43, 44, 51, 52) indikátorok (pl.: *Tetraneura ulmi*, *Reseda lutea*, *Sonchus fajok*, *Sorosporium holcisorghi*, *Rhizoctonia bataticola*) szempontjából. Észrevettük továbbá, hogy a Dunántúl nyugati és a középhegységek északi területére eső városok (Miskolc, Győr, Pápa, Balassagyar-

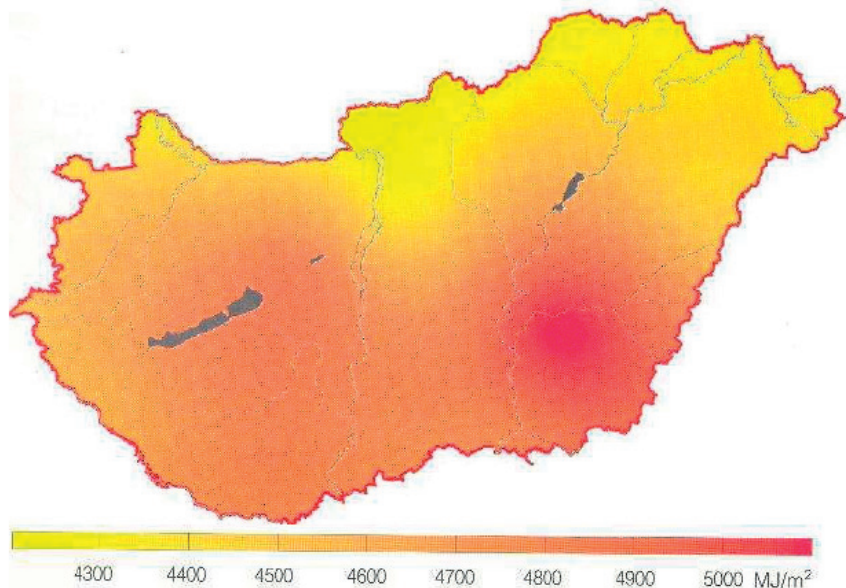
mat, Kaposvár, Szombathely, Zalaegerszeg), amelyek az országon belül a legalacsonyabb évi átlagos globálsugárzással, évi középhőmérséklettel, a nyári- és hőségnapok legkevesebb éves számával, ugyanakkor a legmagasabb októberi csapadékösszeggel jellemezhetők, 7-43%-os relatív gyakoriságot mutattak a hideg, csapadékos tavaszt és csapadékos nyarat igénylő (23, 30, 54) indikátorok vonatkozásában (pl.: *Oscinella frit*, *Sclerophora macrospora*, *Zabrus tenebrioides*, *Polyphilla fullo*). Láthattuk továbbá, hogy az előző két régió között átmeneti helyzetű városok (Pécs, Martonvásár, Tatabánya, Irgszemcse, Debrecen, Kompolt, Nyíregyháza) az indikátorok szempontjából is átmenetet mutattak.



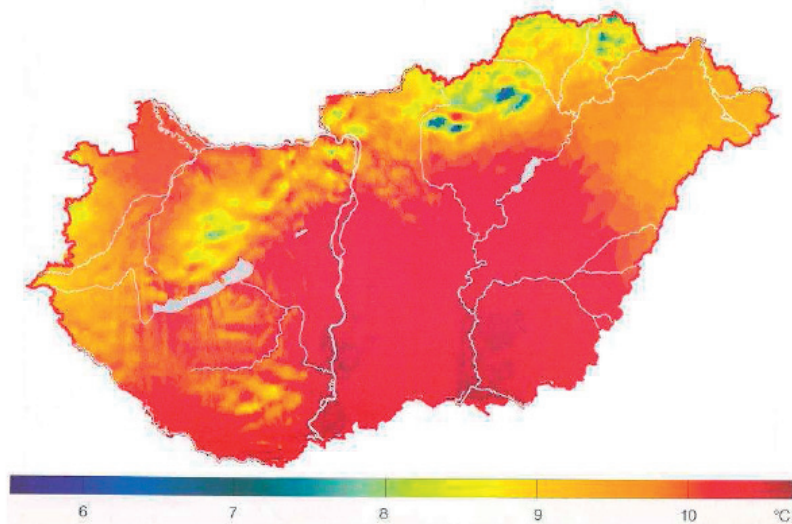
8.1.2. ábra: a, A magyarországi városok sokéves meteorológiai adatainak osztályozása a havi klimatikus profil-indikátorok alapján hierarchikus kluster-analízissel **b,** a magyarországi városok sokéves meteorológiai adatainak ordinációja az osztályozással nyert csoportok rávetítésével, a havi klimatikus profil-indikátorok alapján, NMDS módszerrel



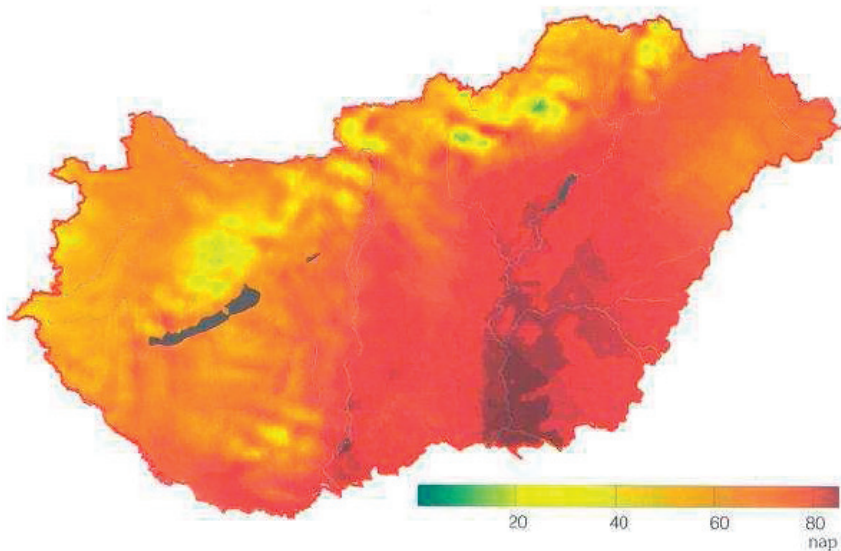
8.1.4. ábra: A magyarországi városok historikus adatai szerinti, havi klimatikus profil-indikátorok alapján mutatott hasonlóságai csoportjainak térbeli elhelyezkedése



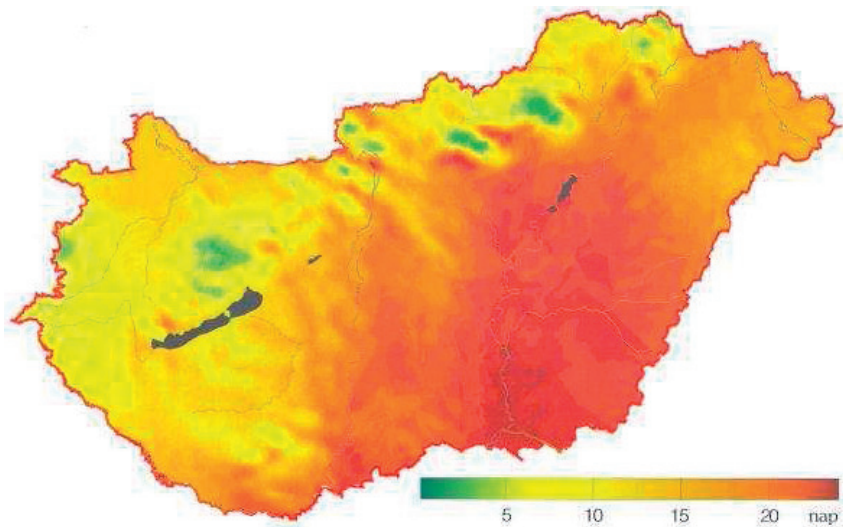
8.1.5. ábra: A globálsugárzás átlagos évi területi eloszlása (Mersich et al., 2001)



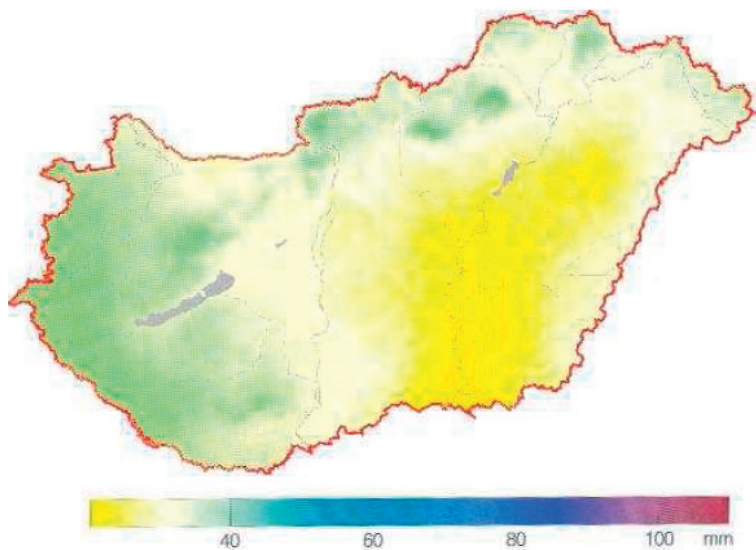
8.1.6. ábra: Az évi középhőmérséklet (Mersich et al., 2001)



8.1.7. ábra: A nyári napok éves száma (Mersich et al., 2001)



8.1.8. ábra: A hőségnapok éves száma (Mersich et al., 2001)



8.1.9. ábra: Október hónap csapadékösszege (Mersich et al., 2001)

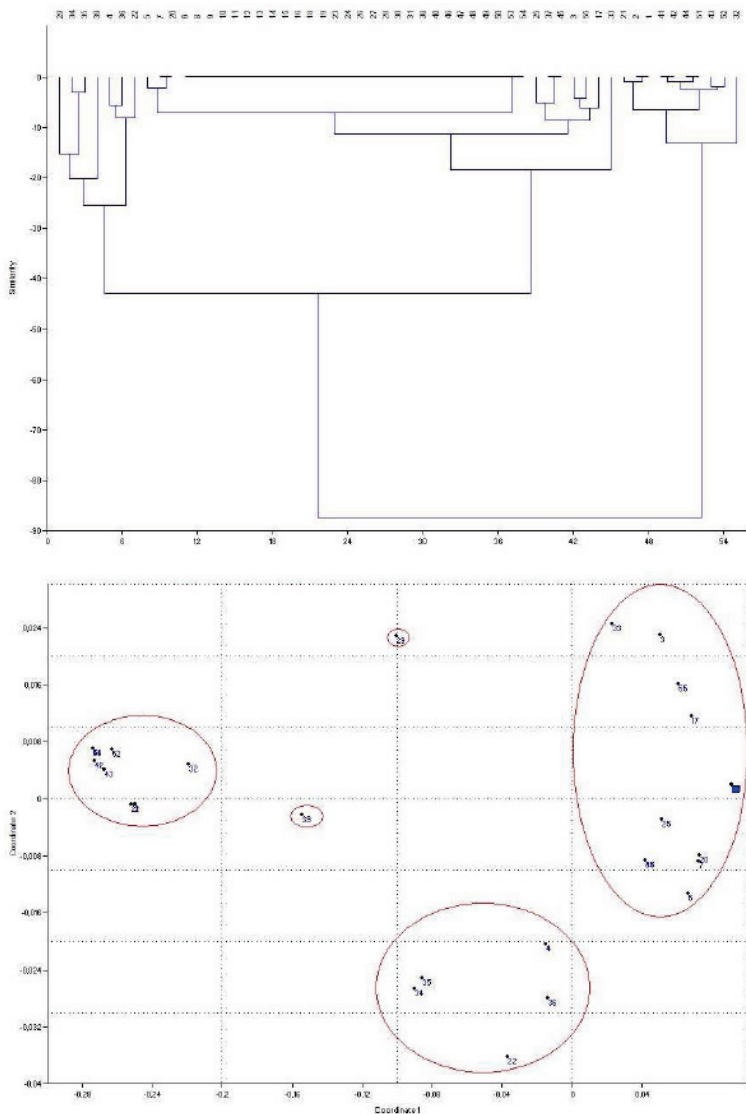
8.1.3. Magyarországi városok Hadley Center A2 Szenárió szerinti meteorológiai adatsorainak összehasonlító értékelése a havi klimatikus profil-indikátorok alapján

A havi klimatikus profil-indikátorok magyarországi városok Hadley Center A2 Szenárió szerinti meteorológiai adataira vonatkozó relatív gyakorisági táblázat elemzését szintén a Past statisztikai programcsomaggal végeztük el. Ez a táblázat az Appendixben található. A táblázat oszlopait (objektumok, azaz klimatikus adatsorok) és sorait (változók, azaz indikátorok) hierarchikus klaszter-analízissel, mint osztályozási módszerrel, és nemmetrikus többdimenziós skálázással (NMDS), mint ordinációs módszerrel elemeztük. Az osztályozások és ordinációk grafikus egymásra vetítésével ellenőriztük a kapott eredményeket, majd az ellenőrzött klasztersorrendek alapján Two-Way Clusteringet („két utas osztályozást”) alkalmaztunk a táblázatok átrendezéséhez.

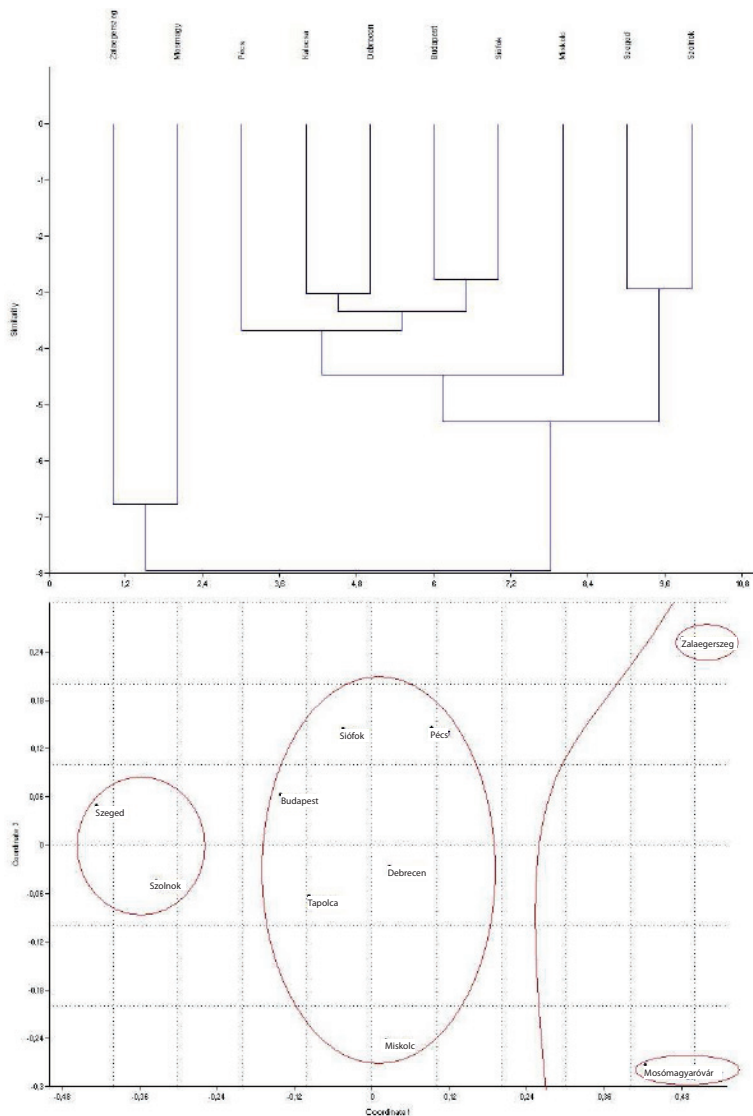
A dendrogram (8.1.10. ábra a.) a havi klimatikus profil-indikátorok osztályozását mutatja. Az eredeti távolságérték helyett, olyan skálát mutat, ahol az értékek -90 és 0 közöttiek, de arányuk megfelel az eredetinek. Minél közelebbi szinten van két különböző havi klimatikus profil-indikátor összekapcsolva, annál inkább hasonlítanak egymásra. Azt figyeltük meg, hogy egy csoportot alkotnak a meleg tavaszt és nyarat igénylő, de csapadékra nem igényes (1, 2, 21, 32, 41, 42, 43, 44, 51, 52) indikátorok (pl.: *Sonchus fajok*, *Sorosporium holci-sorghii*, *Reseda lutea*, *Rhizoctonia bataticola*, *Elymus repens*, *Lathyrus tuberosus*, *Dociostaurus maroccanus*). Másik nagy csoportba tartoznak az egész évben, tavasztól őszi melet és szárazságot igénylő (4, 22, 29, 34, 35, 36, 39) indikátorok (pl.: *Puccinia sorghii*, *Melolontha fajok*, *Tetraneura ulmi*, *Helicoverpa armigera*, *Diabrotica virgifera virgifera*, *Zea mays*). A harmadik csoportban a többi indikátor található, melyek tavaszi és/vagy nyári melet és szárazságot igényelnek (pl.: *Tanyecus dilaticollis*, *Nigrospora oryzae*, *Cynodon dactylon*, *Aphididae fajok*, *Amaranthus fajok*, *Ostrinia nubilalis*, *Abutilon theophrasti*). Az ábra alsó része (8.1.10. ábra b.) a dimenzió-redukálás (NMDS-módszer) utáni állapotot mutatja, az itt egy csoportba kerülő elemek pontosan ugyanazok, mint a magasabb dimenziós térben klaszter-analízissel előállított csoportok elemei.

A dendrogram (8.1.11. ábra a.) a magyarországi városok Hadley Center A2-es Szenárió szerinti adatainak osztályozását mutatja. Az eredeti távolságérték helyett, olyan skálát mutat, ahol az értékek -8 és 0 közöttiek, de arányuk megfelel az eredetinek. Minél közelebbi szinten van két különböző magyarországi város Hadley Center A2-es Szenárió szerinti adata összekapcsolva, annál inkább hasonlítanak egymásra.

Az ábra alsó részén (8.1.11. ábra b.) a dimenzió-redukálás (NMDS-módszer) utáni állapot látható. E módszer alapján egy csoportba kerülő elemek pontosan ugyanazok, mint a magasabb dimenziós térben klaszter-analízissel előállított csoportok elemei.



8.1.10.ábra: a, A havi klimatikus profil-indikátorok osztályozása a magyarországi városok Hadley Center A2-es szcenárió szerinti meteorológiai adatai alapján hierarchikus klaszter-analízissel **b,** A havi klimatikus profil-indikátorok ordinációja az osztályozással nyert csoportok rávetítésével, a magyarországi városok Hadley Center A2-es szcenárió szerinti meteorológiai adatai alapján, NMS módszerrel



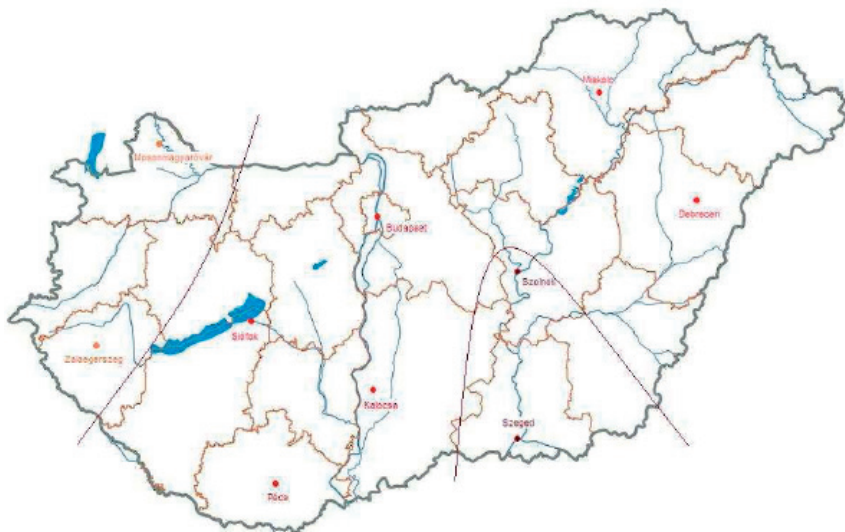
8.111. ábra: a, A magyarországi városok Hadley Center A2-es szcenárió szerinti meteorológiai adatainak osztályozása a havi klimatikus profil-indikátorok alapján hierarchikus klaszter analízissel **b,** A magyarországi városok Hadley Center A2-es szcenárió szerinti meteorológiai adatainak ordinációja az osztályozással nyert csoportok rávetítésével, a havi klimatikus profil-indikátorok alapján, NMDS módszerrel

igénylő (4, 22, 29, 34, 35, 36, 39) indikátorok 16-74%-os relatív gyakoriságot mutattak (pl.: *Puccinia sorghi*, *Melolontha fajok*, *Tetraneura ulmi*, *Helicoverpa armigera*, *Diabrotica virgifera virgifera*, *Zea mays*). Az előző két régió között átmeneti helyzetű városok (Pécs, Miskolc, Kalocsa, Debrecen, Budapest, Siófok) az indikátorok szempontjából is átmenetet mutattak. A kukorica relatív gyakorisága az egész országban csupán 39-74%-ot jelzett, a Dunántúl nyugati részén érte el a legmagasabb, 61-74%-os relatív gyakoriságot.

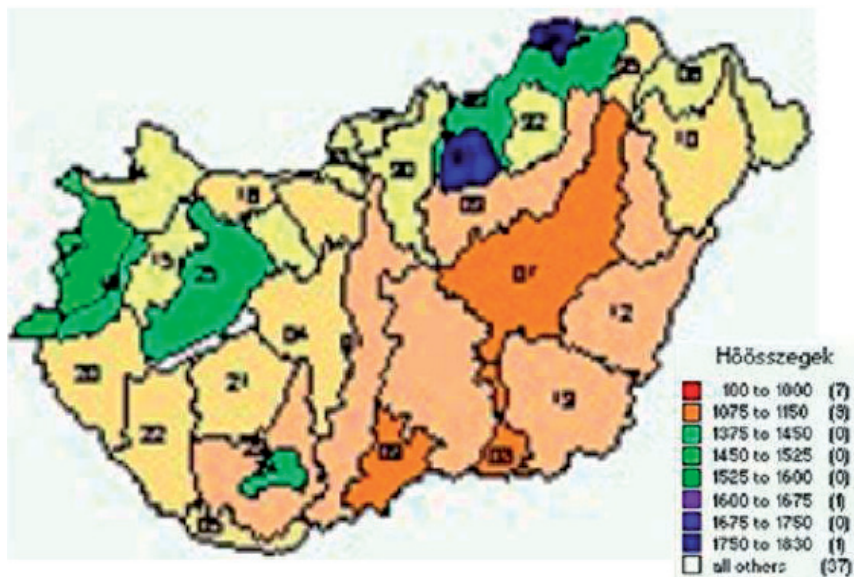
A városok az osztályozás és ordináció során felismert csoportjait eltérő színek felhasználásával egy térképen jelöltük be (8.1.13. ábra). A térképi ábrázolás lehetőséget teremt arra, hogy ezeket - a város csoportok által felismerhető régiókat - a klímaváltozást ábrázoló (GCM alapján készített) hőösszeg-térképpel (5.1.14. ábra) hasonlítsuk össze. A havi klimatikus profil-indikátorok alapján kapott város csoportok térbeli elhelyezkedését (8.1.13. ábra) a klímaterképpel összehasonlítva azt állapítottuk meg, hogy a két alföldi város (Szeged és Szolnok) egy csoportot alkotnak, ezek a GCM szerinti hőösszeg-térképen is a legmelegebb területre tartoznak. Külön csoportot alkot a két Dunántúl észak-nyugati részére eső város (Zalaegerszeg és Mosonmagyaróvár), ami a GCM szerinti hőösszeg-térképen is a legalacsonyabb hőösszegű régiókban helyezkedik el. Mosonmagyaróvár és Zalaegerszeg a többi várostól elkülönül a (8.1.11. ábra szerint is), de jól megfigyelhető a két város egymástól való jelentős különbsége is, ami a GCM szerinti hőösszeg-térkép alapján jól értelmezhető. A harmadik csoportban az előző két régió között átmeneti helyzetű városok (Pécs, Miskolc, Kalocsa, Debrecen, Budapest, Siófok) találhatóak, amelyek „átmeneti” jellege a hőösszeg-térképen is megfigyelhető.

8.1.6. táblázat: A havi klimatikus profil-indikátorok és magyarországi városok Hadley Center A2-es szcenárió szerinti meteorológiai adatainak, két utas” osztályozási eredménye a hozzájuk tartozó havi klimatikus profil-indikátorok

	Za	Mo	Pé	Ka	De	Bp	Si	Ná	Sze	Szo	március	április	május	júnus	július	augusztus	szeptember	október	
44	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100				18<	18<	19<	18<		
51	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100					21<	20<			
42	100	97	100	100	100	100	100	100	100	100				19<	21<	20<			
41	100	97	100	100	100	100	100	100	100	100				19<	21<				
52	100	94	97	97	97	97	97	97	97	97					21<	<50	20<	<58	
43	100	94	100	100	97	97	100	97	100	100				18<	18<	18<	16<	11<	
2	97	84	97	97	94	90	97	87	100	97	6<	11<	16<	19<	21<	20<			
1	97	84	97	97	94	90	97	87	100	97	6<	11<	16<						
21	97	84	97	97	94	90	97	90	100	97		11<	16<	18<	21<	20<	16<		
32	94	74	87	87	91	87	90	77	90	84			16<	19<	<72	21<	<50		
17	13	6	6	0	3	10	10	6	3	3	<31	<44	16<	39<					
55	19	10	13	6	3	6	6	10	3	10							16<	42<	
3	29	16	10	10	6	10	6	10	6	10	6<	31<	11<	44<	16<	39<			
20	0	3	3	6	3	6	6	3	13	10	<31	<44	<39		<72	<50	<58	<42	
7	0	3	3	6	3	6	6	3	13	10	6<	<31	11<	<44	16<	<39	19<	<72	
5	0	3	3	10	6	6	6	6	16	13	6<	<31	11<	<44	16<	<39	19<	<72	
25	10	13	10	10	13	10	10	3	16	13		18<	18<		18<	18<	18<		
45	13	3	16	13	13	13	13	10	23	16			18<	18<	18<	18<	18<	18<	
37	13	3	16	13	13	13	13	10	23	16			18<	18<	18<	18<	18<	18<	
33	39	16	23	13	16	16	26	6	16	10			16<	39<	19<	<72	21<	<50	
36	16	19	19	26	29	32	29	29	42	48			16<	<39	19<	<72	21<	<50	
4	19	16	26	29	26	39	32	29	39	35	6<	31<	11<	<44	16<	<39	19<	<72	
22	19	16	29	39	20	43	39	35	55	45		11<	<44	16<	<39	19<	<72		
35	32	39	45	55	48	52	48	45	58	61			16<	<39	19<	<72	21<	<50	
34	32	39	45	55	52	48	52	58	61				16<	<39			16<	<42	
29	61	74	39	58	45	48	45	52	32	32			5<	10<	10<	3<	10<	3<	
39	71	58	68	69	65	71	74	52	74	71				19<	<72	21<	<50	20<	<58



8.1.13. ábra: Néhány magyarországi város HCA2 szcenárió szerinti adata, havi klimatikus profil-indikátorok alapján mutatott hasonlósági csoportjainak térbeli elhelyezkedése



8.1.14. ábra: GCM alapján készített hősszeg ábra (Harnos Zsolt, kézirat)

8.1.4. Debrecen historikus és Szenáriók szerinti meteorológiai adatsorainak összehasonlító értékelése a havi klimatikus profil-indikátorok alapján

A havi klimatikus profil-indikátorok Debrecen historikus és modellezett Szenáriók szerinti meteorológiai adataira vonatkozó relatív gyakorisági táblázat elemzését is a Past statisztikai programcsomaggal végeztük el.

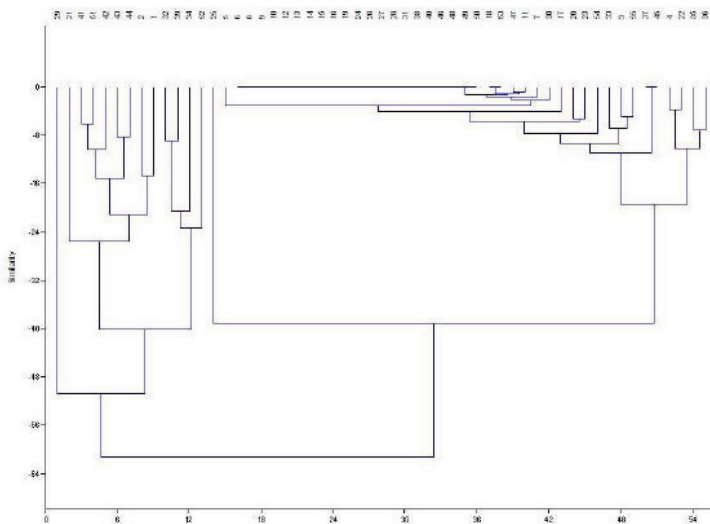
A dendrogram (8.1.15. ábra a.), a havi klimatikus profil-indikátorok osztályozását mutatja. Azt figyeltük meg, hogy a meleg tavaszt és/vagy nyarat igénylő, de csapadékra nem igényes (1, 2, 21, 29, 41, 42, 43, 44, 51) indikátorok (pl.: *Datura stramonium*, *Sonchus fajok*, *Sorosporium holci-sorghi*, *Reseda lutea*, *Elymus repens*, *Lathyrus tuberosus*, *Zea mays*) egy nagy csoportba tartoznak és a meleg, száraz nyarat igénylő (32, 34, 39, 52) indikátorokkal (pl.: *Doclostaurus maroccanus*, *Tetraneura ulmi*, *Diabrotica virgifera virgifera*, *Rhizoctonia bataticola*) lett összevonva. A meleg és száraz tavaszt és/vagy nyarat igénylő (4, 22, 25, 35, 36) indikátorokkal (pl.: *Helicoverpa armigera*, *Gryllotalpa gryllotalpa*, *Melolontha fajok*, *Puccinia sorghi*, *Amaranthus fajok*) lett összekapcsolva a tavasszal és nyáron meleget illetve változó csapadékat igénylő indikátorok (pl.: *Nigropora oryzae*, *Kabatiella zaeae*, *Ustilago maydis*, *Abutilon theophrasti*, *Ostrinia nubilalis*, *Tanymecus dilaticollis*, *Ditylenchus dipsaci*) csoportja. Az ábra alsó része (8.1.15. ábra b.) a dimenzió-redukálás (NMDS-módszer) utáni állapotot mutatja, az itt egy csoportba kerülő elemek pontosan ugyanazok, mint a magasabb dimenziós térben klaszter-analízissel előállított csoportok elemei.

A Debrecenre vonatkozó Szenáriók alapján készült modellfuttatásokat havi klimatikus profil-indikátorokkal értékelve és az eredmények alapján az adatsorokat osztályozva és ordinálva megállapíthattuk, hogy az adatsorok két nagy csoportra különülnek el (8.1.16. ábra a.). Az első csoportba a historikus debreceni adatok (Látókép) a múltbeli adatokra illesztett Base Szenárió, valamint az enyhe klímaváltozással számoló GF2, GF5, UKTR Szenáriók alkotják. A második csoportot a jelentős klímaváltozással számoló egyensúlyi modellek (UKHI, UKLO) valamint a szintén jelentős klímaváltozást mutató PRUDENCE projektből származó Szenáriók (HCA2, HCB2, MPA2) alkotják. A két nagy csoporton belül is jól értelmezhető alcsoportok ismerhetők fel. A Szenáriók első csoportján belül egymással nagy hasonlóságot mutat a Látókép és a Base adatsor, amely az összes többi Szenáriónál közelebb áll egymáshoz. Ez a tény igazolja, az alkalmazott modellek megbízhatóságát. A jelentősebb klímaváltozással számoló Szenárió csoporton belül elkülönülnek egymástól a PRUDENCE projektből származó regionális adatsorok

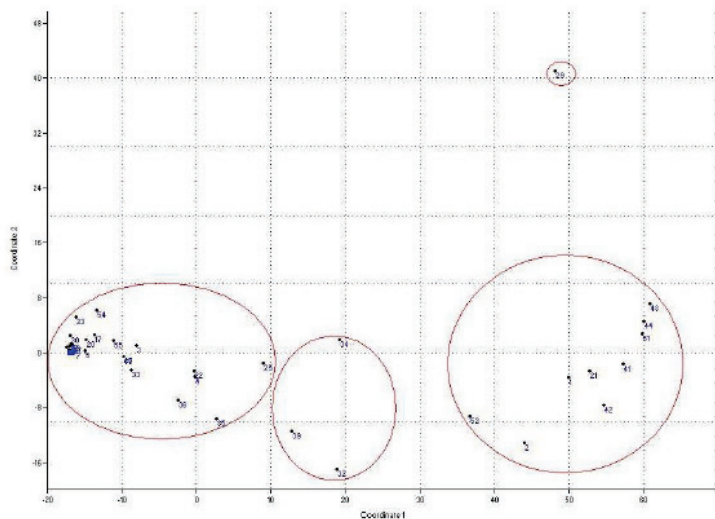
(HCA2, HCB2, MPA2) a régebbi egyensúlyi modellektől (UKHI, UKLO). Az ordinációs ábrán (x16. ábra b.), a fenti csoportosuláson kívül megfigyelhető még, hogy az egyre nagyobb klímaváltozással számoló modellfuttatások egyre távolabb kerülnek a historikus bázis időszak adataitól. Ez a kép igazolja számunkra, hogy az általunk alkalmazott havi klimatikus profil-indikátorok alkalmasak a modellfuttatásokban rejlő információ hatékony értékelésére.

A 8.1.17. ábrán és a g. táblázatban a havi klimatikus profil-indikátorok és Debrecenre vonatkozó Szenáriók meteorológiai adatainak „két utas” osztályozása látható. A sorok

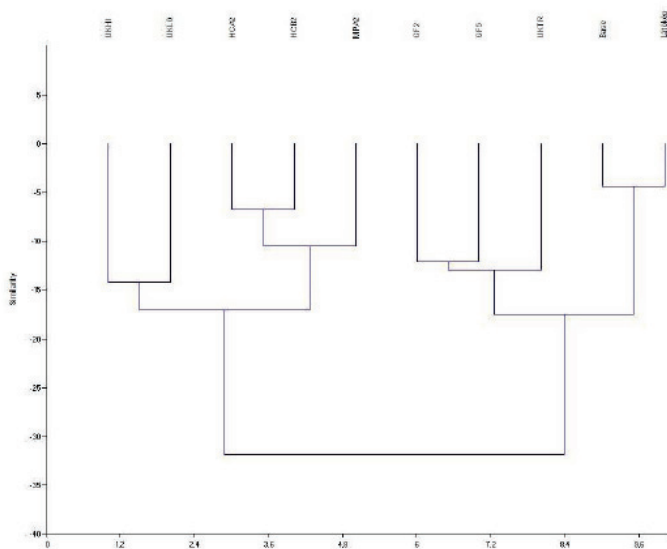
a havi klimatikus profil-indikátorok osztályozásával, az oszlopok pedig Debrecenre vonatkozó scenáriók adatsorainak osztályozásával alakítottuk elő. A havi klimatikus profil-indikátorok közül a csak nulla értékeket tartalmazókat kihagytuk az elemzésből, mert nem rendelkeztek információval. Megállapítottuk, hogy a Base scenárió nagy hasonlóságot mutat a Látókép historikus meteorológiai adataival. Ez azt bizonyítja, hogy a mai feltételekkel szimulált a Base scenárió, megfelelő alappjául szolgál a többi scenáriónak. Minden indikátor 0 és 24% közti relatív gyakoriságot mutatott a Base és a Látókép adatsoraira. A GF2, GF5 és UKTR scenáriók esetében a meleg tavaszt és/vagy nyarat igénylő, de csapadékra nem igényes indikátorok (pl.: *Datura stramonium*, *Sonchus fajok*, *Sorosporium holci-sorghi*, *Reseda lutea*, *Elymus repens*, *Lathyrus tuberosus*) 19-94%-os relatív gyakoriságot jeleztek. A meleg és száraz nyarat igénylő indikátorok (pl.: *Doclostaurus maroccanus*, *Tetraneura ulmi*, *Diabrotica virgifera virgifera*, *Rhizoctonia bataticola*) 0-39%-os relatív gyakorisággal jelentkeztek ezen scenáriók esetében. A meleg és száraz tavaszt és/vagy nyarat igénylő indikátorok (pl.: *Helicoverpa armigera*, *Gryllotalpa gryllotalpa*, *Amaranthus fajok*, *Melolontha fajok*, *Puccinia sorghi*) 0-19%-os relatív gyakoriságot mutattak. Az UKHI, UKLO, HCA2, HCB2, MPA2 scenáriók esetében a meleg tavaszt és/vagy nyarat igénylő, de csapadékra nem igényes indikátorok (pl.: *Datura stramonium*, *Sonchus fajok*, *Sorosporium holci-sorghi*, *Reseda lutea*, *Elymus repens*, *Lathyrus tuberosus*) 32-100%-os relatív gyakorisággal fordultak elő. A meleg és száraz tavaszt és/vagy nyarat igénylő indikátorok (pl.: *Helicoverpa armigera*, *Melanogryllus desertus*, *Amaranthus fajok*, *Melolontha fajok*, *Puccinia sorghi*) 13-48%-os relatív gyakoriságot mutattak. A kukorica (*Zea mays*) relatív gyakorisága a historikus és modellezett scenáriókra 45-90%-ot jelzett.



8.1.15. ábra: a, a havi klimatikus profil-indikátorok osztályozása a Debrecen historikus és modellezett scenáriók szerinti meteorológiai adatai alapján hierarchikus klaszter-analízissel



8.1.15. ábra: b, A havi klimatikus profil-indikátorok ordinációja az osztályozással nyert csoportok rávetítésével, a Debrecen historikus és modellezett szcenáriók szerinti meteorológiai adatai alapján, NMDS módszerrel



8.1.16. ábra: a, Debrecen historikus és modellezett szcenáriók szerinti meteorológiai adatainak osztályozása a havi klimatikus profil-indikátorok alapján hierarchikus klaszter-analízissel

8.1.7. táblázat: A havi klimatikus profil-indikátorok és Debrecen historikus és modellezett szcenáriók szerinti meteorológiai adatainak „két utas” osztályozási eredménye a hozzájuk tartozó havi klimatikus profilindikátorokkal

UKH	UKLO	HCA2	HCB2	MPA2	GF2	GF5	UKTR	Base	Estáble	március	április	május	június	július	augusztus	szeptember	október
29	71	87	45	58	87	84	84	87	90	71		24<	10<	10<	24<	19<	24<
21	97	100	94	84	90	6	32	94	0	0	11<	18<	18<	18<	21<	20<	18<
2	97	100	94	71	84	6	32	0	0	0	6<	18<	18<	18<	21<	20<	
1	100	100	94	71	84	19	68	26	3	5	21<	18<					
42	97	100	100	100	100	26	45	26	3	10		19<	21<	20<			
41	97	100	100	100	100	45	58	32	10	14		19<	21<				
51	100	100	100	100	100	48	68	45	12	24			21<	20<			
44	94	100	100	94	97	45	90	61	6	5		18<	18<	18<	18<		
43	97	100	97	94	100	61	74	71	13	5		18<	18<	18<	18<	18<	11<
45	16	29	13	0	0	0	0	0	0	0			18<	18<	18<	18<	18<
37	16	29	13	0	0	0	0	0	0	0			18<	18<	18<	18<	18<
23	0	0	0	0	0	10	0	6	10	10		41<	44<	42<	29<		
20	0	0	3	10	3	6	0	0	0	14	<31	<44	<59	<72	<80	<58	<42
11	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	18<	18<	18<	18<	18<	19<	
47	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0			18<	72<	21<	80<	38<
55	0	3	0	0	0	0	3	0	0	0				21<	80<	70<	58<
18	0	3	0	0	0	0	3	0	0	0	31<	44<	59<	72<	80<	58<	
7	0	0	3	3	3	0	0	0	0	0	6<	<31	11<	<44	18<	<59	19<
30	0	0	0	0	0	0	3	0	3	5		<31	<44	18<	<59	<72	
5	3	0	6	3	3	0	6	0	0	0	6<	<31	11<	<44	18<	<59	18<
17	3	6	3	3	3	3	6	3	5	5	<31	<44	18<	59<			
54	0	13	0	0	3	3	16	3	13	5					60<	58<	
35	6	10	16	23	10	0	0	3	0	0		18<	59<	19<	<72	21<	<80
53	0	13	3	15	15	3	6	3	3	0					21<	<80	18<
3	3	26	6	13	19	0	6	3	0	0	6<	31<	11<	44<	18<	59<	
4	48	16	26	16	13	3	13	3	0	0	6<	31<	11<	44	18<	59	
22	42	10	29	19	13	3	19	6	3	0		11<	44	18<	59	19<	<72
36	35	0	29	32	16	0	3	0	0	0		18<	49	18<	<72	21<	<80
35	35	3	48	39	26	0	3	0	0	0		18<	<59	19<	<72	21<	<80
25	84	97	13	0	6	0	0	0	0	0		18<		18<	18<	18<	
39	42	13	65	65	35	6	3	13	0	0			18<	<72	21<	<80	18<
32	55	16	81	77	45	0	3	3	0	0			18<	<72	21<	<80	18<
54	65	29	55	45	32	23	39	32	16	5			18<	49			
52	71	35	97	97	68	32	23	32	3	10				21<	<80	20<	<58

8.1.5. Összefoglaló megállapítások és következtetések

Összefoglaló megállapítások

A magyarországi városok historikus meteorológiai adatait havi klimatikus profilindikátorokkal vizsgálva megállapítottuk, hogy:

1. a Duna-Tisza köze és a Tiszántúl déli részére eső városok (Kecskemét, Békéscsaba, Szeged, Szolnok, Budapest), amelyek az országon belül a legmagasabb évi átlagos globálisugrázással, évi középhőmérséklettel, a nyári- és hőségnapok legmagasabb éves számával, ugyanakkor a legalacsonyabb októberi csapadékösszeggel jellemezhetők, 0 és 14% közötti relatív gyakoriságot mutattak a csapadéki igényes indikátorok (pl.: *Oscinella frit*, *Sclerophora macrospora*, *Zabrus tenebrioides*, *Polyphilla fullo*), valamint 12-33%-os relatív gyakoriságot jeleztek a meleg nyarat és őszi igénylő, de csapadékra nem igényes indikátorok (pl.: *Tetraneura ulmi*, *Reseda lutea*, *Sonchus fajok*, *Sorosporium holci-sorghi*, *Rhizoctonia bataticola*) szempontjából.
2. a Dunántúl nyugati és a középhegységek északi területére eső városok (Miskolc, Győr, Pápa, Balassagyarmat, Kaposvár, Szombathely, Zalaegerszeg), amelyek az

országban belül a legalacsonyabb évi átlagos globálsugárzással, évi középhőmérséklettel, a nyári- és hőségnapok legkevesebb éves számával, ugyanakkor a legmagasabb októberi csapadékösszeggel jellemezhetők, 7-43%-os relatív gyakoriságot mutattak a hideg, csapadékos tavaszt és csapadékos nyarat igénylő indikátorok vonatkozásában (pl.: *Oscinella frit*, *Sclerophora macrospora*, *Zabrus tenebrioides*, *Polyphilla fullo*).

3. az előző két régió között átmeneti helyzetű városok (Pécs, Martonvásár, Tatabánya, Iregszemcse, Debrecen, Kompolt, Nyíregyháza) az indikátorok szempontjából is átmenetet mutattak.
4. a kukorica klimatikus profilindikátora minden városra 71-93%-os relatív gyakorisággal fordult elő.

A magyarországi városok Hadley Center A2-es Szenárió szerinti meteorológiai adatait vizsgálva megállapítottuk, hogy:

5. az Alföldre eső városok (Szolnok, Szeged) a meleg tavaszt és nyarat igénylő, de csapadékra nem igényes indikátorok (pl.: *Sonchus fajok*, *Sorosporium holci-sorghi*, *Reseda lutea*, *Rhizoctonia bataticola*, *Elymus repens*, *Lathyrus tuberosus*, *Dociostaurus maroccanus*) vonatkozásában 84-100%-os relatív gyakoriságot mutattak. Az egész évben, tavasztól ősziig meleget és szárazságot igénylő indikátorok 35-74%-os relatív gyakoriságot jeleztek (pl.: *Puccinia sorghi*, *Melolontha fajok*, *Tetraneara ulmi*, *Helicoverpa armigera*, *Diabrotica virgifera virgifera*), a potenciális kártételi veszélyhelyzetek kockázata tehát mindkét esetben a historikus viszonyoknál nagyobbra várható.
6. a Dunántúl észak-nyugati részére eső városok (Zalaegerszeg és Mosonmagyaróvár) a jövőben a legkisebb hőösszeggel lesznek jellemezhetőek. A meleg tavaszt és nyarat igénylő, de csapadékra nem igényes indikátorok (pl.: *Sonchus fajok*, *Sorosporium holci-sorghi*, *Reseda lutea*, *Rhizoctonia bataticola*, *Elymus repens*, *Lathyrus tuberosus*, *Dociostaurus maroccanus*) 74-100%-os relatív gyakoriságot mutattak. Az egész évben, tavasztól ősziig meleget és szárazságot igénylő indikátorok 16-71%-os relatív gyakoriságot jeleztek (pl.: *Puccinia sorghi*, *Melolontha fajok*, *Tetraneara ulmi*, *Helicoverpa armigera*, *Diabrotica virgifera virgifera*). A potenciális kártételi veszélyhelyzetek kockázata tehát elsősorban a melegigényes, de csapadékot nem igénylő fajok várható a historikus viszonyoknál jelentősen nagyobbra.
7. az előző két régió között átmeneti helyzetű városok (Pécs, Miskolc, Kalocsa, Debrecen, Budapest, Siófok) az indikátorok szempontjából is átmenetet mutattak.
8. a kukorica profil-indikátornak megfelelő évek relatív gyakorisága az egész országban csupán 39-74%-ot mutatott. A Dunántúl nyugati részén érte el a legmagasabb, 61-74%-os relatív gyakoriságot. Ami azt is előrejelzi, hogy a kukoricában várható abiotikus károk kockázata is nőni fog.

Debrecen historikus és modellezett scenáriók szerinti meteorológiai adatait vizsgálva megállapítottuk, hogy:

9. a Base nevezető scenárió nagy hasonlóságot mutatott a Látókép historikus meteorológiai adataival. Ez azt bizonyítja, hogy a mai feltételekkel szimulált a Base scenárió, megfelelő alapjául szolgál a többi scenáriónak. Minden indikátor 0 és 24% közti relatív gyakoriságot mutatott a Base és a Látókép adataira, a kukorica kivételével.
10. a GF2, GF5 és UKTR scenáriók esetében az egész évben meleget igénylő, de csapadékra nem igényes indikátorok (pl.: *Datura stramonium*, *Sonchus fajok*, *Sorosporium holci-sorghii*, *Reseda lutea*, *Elymus repens*, *Lathyrus tuberosus*) 19-94%-os relatív gyakoriságot mutattak. A meleg és száraz nyarat igénylő indikátorok (*Dociostaurus maroccanus*, *Tetraneura ulmi*, *Diabrotica virgifera virgifera*, *Rhizoctonia bataticola*) 0-39%-os relatív gyakorisággal fordultak elő. A meleg és száraz tavaszt és/vagy nyarat igénylő indikátorok (pl.: *Helicoverpa armigera*, *Melanogryllus desertus*, *Gryllotalpa gryllotalpa*, *Amaranthus fajok*, *Melolontha fajok*, *Puccinia sorghi*) 0-19%-os relatív gyakoriságot jeleztek. A potenciális kártételi veszélyhelyzetek gyakoriságai szempontjából, tehát csupán enyhe kockázat növekedést írtunk le.
11. az UKHI, UKLO, HCA2, HCB2, MPA2 scenáriók esetében az egész évben meleget igénylő, de csapadékra nem igényes indikátorok (pl.: *Datura stramonium*, *Sonchus fajok*, *Sorosporium holci-sorghii*, *Reseda lutea*, *Elymus repens*, *Lathyrus tuberosus*) 71-100%-os relatív gyakoriságot mutattak. A meleg és száraz nyarat igénylő indikátorok (*Dociostaurus maroccanus*, *Tetraneura ulmi*, *Diabrotica virgifera virgifera*, *Rhizoctonia bataticola*) 13-97%-os relatív gyakorisággal fordultak elő. A meleg és száraz tavaszt és/vagy nyarat igénylő indikátorok (pl.: *Helicoverpa armigera*, *Melanogryllus desertus*, *Gryllotalpa gryllotalpa*, *Amaranthus fajok*, *Melolontha fajok*, *Puccinia sorghi*) 13-48%-os relatív gyakoriságot jeleztek. A század végére tehát a melegigényes, de csapadékban nem igényes fajok által okozott potenciális kártételi veszélyhelyzetek kockázatának jelentős emelkedésével kell számolni.
12. a kukorica (*Zea mays*) profil-indikátornak megfelelő évek relatív gyakorisága modellezett scenáriókra 45-87%-ot mutattak. Az abiotikus károk kockázata tehát várhatóan növekszik, ez a növekedés azonban Debrecen esetén inkább csak a század végére várható (HCA2, HCB2).

Következtetések

A havi klimatikus profil-indikátorok definiálása során a szakirodalomban fellelhető sokszor nem kielégítően ismert klimatikus igényekre vonatkozó információkat gyűjtöttük össze és szintetizáltuk. Az összegyűjtött adatok számszerűsítése során újabb feltételezésekkel kellett élnünk. Az ily módon nyert indikátorok az általunk elérhető legjobb információforrást jelentik, mindazonáltal az eredmények interpretálása a fenti okok miatt óvatosságot igényel. A tézisekben szereplő megállapításokhoz kiegészítő értelmezésként az alábbiak megjegyzése szükséges:

- Az általunk alkalmazott havi klimatikus profil-indikátorok a két legfontosabb agro-ökológiai tényezővel, a hőmérséklettel és csapadékkal jellemzik az egyes élőlények igényeit. Ebből következően, nyilvánvalóan nem veszik figyelembe a klímaváltozással megváltozó légköri CO₂ szint, valamint a sugárzási viszonyokban megfigyelhető esetleges változások direkt hatásait.
- A havi klimatikus profil-indikátorok értékelése során abból a hallgatólágos feltételezésből indultunk ki, hogy az általunk vizsgált kórokozó-, kártevő és gyomfajok időjárással kapcsolatos viselkedése nem fog megváltozni. Ez a feltételezés természetesen nem megalapozott, hiszen az élőlények fiziológiai, fenológiai, biokémiai, egyedfejlődési jellegű akklimatizációra, valamint populációgenetikai szintű adaptációra is képesek.
- A fentiekből következően a historikus adatok és jövőbeni klímák profilindikátorokkal való összehasonlítása során csupán a relatív gyakoriságok emelkedésének van szakmai jelentősége. A relatív gyakoriság emelkedése ugyanis ez esetben azt jelenti, hogy a potenciális kártételi veszélyhelyzetek gyakorisága még akkor is megnő, ha a növények alkalmazkodó képességét nem vesszük figyelembe. A relatív gyakoriság csökkenése vagy stagnálása ugyanakkor nem jelenti azt, hogy a kérdéses veszélyhelyzet kockázata nem fokozódhat.

A szakirodalmi adatok alapján a C3-as növények sokkal érzékenyebben reagálnak a meg-növekedett szén-dioxid hatására, mint a C4-es növények (Fuhrer, 2003). Saját vizsgálataink szerint a C4-es kukorica havi klimatikus profil-indikátora volt az egyetlen, amely magas jelenlegi relatív gyakoriságról, jelentős csökkenést mutat a klímaváltozással, bár a csökkenések interpretációja nehezekebb, mint a növekedéseké, hiszen itt nem tudjuk figyelembe venni a kukorica fenológiai akklimatizációjának lehetőségét, valamint a növény-nemesítés adaptációs hatását sem. A megfigyelt eredményeink mégis a kukoricában előforduló abiotikus károsodások (direkt klimatikus hatás) kockázatának növekedését mutatják. Több C3-as és C4-es gyomnövény-nél azonban a havi klimatikus profilindikátorainak megfelelő évek relatív gyakoriságainak jelentős emelkedése figyelhető meg a jelenlegi alacsony értékről akár 90-100% ig is. Eredményeink, a szakirodalmi információval együtt felhívják a figyelmet arra, hogy a kukorica kompetíciós képessége számos C4-es növény mellett, a szén-dioxid direkt hatása következtében különösen a C3-as növényekkel szemben romlik drasztikusan. A C3-as növények közül ebből a szempontból kiemelendő az (1, 43, 45 indikátoroknak megfelelő) *Elymus repens*, *Abutilon theophrasti*, *Datura stamonium* gyomfajok, de jelentős növekedéssel számolhatunk a C4-es növények közé tartozó (1, 25, 37) *Sorghum halapense*, *Amaranthus retroflexus*, *Echinochloa crusgalli* gyomfajokkal. A fentiek közül az *Elymus repens*, *Datura stramonium*, *Sorghum halapense*, *Amaranthus retroflexus*, *Echinochloa crus-galli* már a múltban is a kukorica legfontosabb gyomnövényei közé tartozott (Bihari et al., 1982).

A kukorica egyik legfontosabb állati kártevője az *Ostrinia nubilalis*, a kukoricamoly lárvájának fejlődése hősszeg függő, magasabb hőmérsékleten gyorsabban fejlődik ki (Trnka et al., 2007). Saját eredményeink szerint a kukoricamolyt jellemző 33-as indikátornak megfelelő évek a magyarországi városok historikus adatsorokban 0 és 2% között

ti relatív gyakorisággal, a magyarországi városok HCA2 scenárió szerinti adatsoraiban viszont 6-39%-kal jelentkeznek. A debreceni esettanulmány alapján megállapítható, hogy a kukoricamollyal összefüggő potenciális kártételi veszélyhelyzetek gyakorisága elsősorban a jelentősebb klímaváltozással számoló scenáriók szerint (UKLO, UKHÖ, HCA2, HCB2, MPA2) a század végére válik jelentőssé.

Hazánkban 1995-ben megjelent kukoricabogár (*Diabrotica virgifera virgifera*) sikeres európai akklimatizációja a közép-európai száraz, arid klimatikus viszonyoknak köszönhető (Keszthelyi et al., 2007). Saját vizsgálatunk szerint a kukoricabogár indikátorának megfelelő évek a magyarországi városok HCA2 scenárió adatsoraiban 52 és 74% közötti relatív gyakorisággal jelentkeznek. A debreceni esettanulmány alapján megállapítható, hogy az amerikai kukoricabogárral kapcsolatos potenciális kártételi veszélyhelyzetek kockázata a scenáriók szerint a század végére tekintélyessé válik.

A gyapottok-bagolylepke (*Helicoverpa armigera*, 36-os indikátor) 1993 óta rendszeres, az aszályos években pedig komoly kártevője a magyar mezőgazdaságnak (Szeőke, 2007). Saját eredményeink szerint a gyapottok-bagolylepke indikátorának megfelelő évek a magyarországi városok HCA2 scenárió adatsoraiban 16-48%-os relatív gyakoriságot mutat. A debreceni esettanulmány alapján megállapítható, hogy a gyapottok-bagolylepkével összefüggő potenciális kártételi veszélyhelyzetek kockázata a jelentősebb klímaváltozással számoló scenáriók szerint a század végére szintén jelentőssé válik.

A növénypatogén mikroorganizmusok szempontjából a mérsékelt övben elsősorban az őszi, téli és tavaszi alacsony hőmérséklet tekinthető korlátozó tényezőnek. A nyári időszakban pedig a csapadék a legfontosabb tényező (Fuhrer, 2003, Boland et al., 2004). Saját vizsgálataink szerint a kukorica kórokozói közül a (4, 5, 51, 52, 55) profilindikátoroknak megfelelő Kukorica csíkos mozaik vírus (*Maize dwarf mosaic potyvirus*), kukoricarozsda (*Puccinia sorghi*), rostos üszög (*Sorospodium holci-sorghi*), szürke szárkorhadás (*Rhizoctonia bataticola*), nigrospórás száraz korhadás (*Nigrospora oryzae*) kórokozókkal kapcsolatos potenciális kártételi veszélyhelyzetek kockázata fog jelentősen emelkedni. A rostos üszög esetében ez a növekedés a század végére eléri a 100%-ot.

Kitekintés

Az elvégzett kutatáshoz képest jelentős továbblépést jelentene, ha az összehasonlító klímák vonatkozásában, nemcsak a historikus adatok és a modellfuttatások körülbelül 30 éves adatait tekintenénk, hanem alkalmas klímagenerátor megválasztásával a potenciális kártételi veszélyhelyzetek valószínűségét, Monte Carlo - szimuláció segítségével becsülnénk meg.

Szintén jelentős előrelépés lenne, ha a klimatikus profil-indikátorok módszertanát a fenológiai modellezés módszereivel (pl.: hőösszeg-modellek) összekapcsolva a kártevők, kórokozók és gyomok fenológiai akklimatizációját is figyelembe vennénk.

A kapott eredményeink felhívják a figyelmet arra, hogy melyek azok a gyom, kártevő, kórokozó csoportok, amelyekkel kapcsolatban a klimatikusan potenciális kártételi veszélyhelyzetek valószínűsége a klímaváltozás hatására növekedhet. A növényvédelmi stratégiák kialakításában mindezeket célszerű figyelembe venni.

8.2. Földrajzi analógiai esettanulmány az európai lepkefaunára

8.2.1. A biodiverzitás hanyatlása és a klímaváltozással való összefüggései

Ezen fejezetben bemutatásra kerülő rovarfaunisztikai esettanulmányunkkal a klímaváltozás biodiverzitásra gyakorolt esetleges hatásait kívánjuk bemutatni. Hazánk Lepidoptera faunáját hasonlítottuk össze a különböző klíma-szenáriók szerint Magyarország jövőbeli klímaviszonyaival jelenleg rendelkező országok (Románia, Bulgária és Görögország) lepkefaunájával. Célunk az volt, hogy megadjuk az adott szenárió szerinti maximális faunaváltozás mértékét: a hazánk területén potenciálisan megjelenő és eltűnő fajok számának felső korlátját.

A biodiverzitás állandó változásban van, sok milliárd év evolúciójának gyümölcse, melyet a természetes folyamatok és az utóbbi néhány ezer év egyre nagyobb mértékben érvényesülő antropogén hatásai formálnak. Globális szinten az emberi tevékenység a biodiverzitás csökkenését okozza többek között a területhasználat és növényborítottság megváltoztatásával, élőhelyek beépítésével, talaj-, a víz- és a légszennyezéssel, a víz intenzíven kezelt mezőgazdasági, ipari és városi rendszerekbe történő elvonásával, az élőhelyek feldarabolásával (fragmentáció), a nem honos fajok behurcolásával, és a sztratoszferikus ózónréteg gyengítésével (IPCC 2002). A biodiverzitás csökkenését legegyszerűbben az adott időszakra eső kihalt fajok számával, azaz a fajok kihalási rátájával jellemezhetjük. A folyamatok jelenlegi felgyorsulását jelzi, hogy ez a ráta – a kutatók által az elmúlt néhány millió évre átlagosan számolt - természetes kihalási háttérátának mintegy 50-100-szorosa (UNEP CBD 2000). A biológusok által eddig a tudomány számára leírt fajok száma közel 1.75 millió (ezek nagyrészt apró élőlények, mint amilyenek a rovarok). Tudatlanságunkat elég jól tükrözi a legáltalánosabban elfogadott becslés, mely szerint kb. 13 millió faj lehet a Földön, de a becslések 3 és 100 millió között mozognak (Scoble, 1999)!

Általában az emberek a természetes világot fenyegető veszélyeket hallva más élőlényeket fenyegető veszélyekre gondolnak. A még leíratlan és a karizmatikus állatfajok (mint amilyenek a panda, a tigris, az elefánt, a bálna és a különböző madarak) számának csökkenése gyorsan a veszélyeztetett fajokra terelte a világ figyelmét. A biodiverzitás megőrzése azonban - az etikai megfontolások mellett – nem kis mértékben a saját érdekünk. A biológiai erőforrások azok a pillérek, melyekre civilizációnk épül. A „természet termékei” látják el alapanyagokkal a mezőgazdaságot, gyógyszergyártást, építő- és hulladékfeldolgozó ipart, az élelmiszerellátást, biztosítják rekreációs és turisztikai lehetőségeinket, a fa és energiaforrásokat. A biodiverzitás hanyatlása interferál bolygónk alapvető ökológiai funkcióival és az emberi társadalom létét veszélyeztetheti.

Az egyes állatfajok számos tulajdonsága, a méreteik, formájuk és színük, táplálkozásuk és szexuális szokásaik az őket körülvevő klimatikus körülményekhez alkalmazkodnak. A klíma változásai befolyással vannak populációk méreteire, melyek viszont befolyásolják a faj elterjedését és abundanciáját, végül az adott ökoszisztéma struktúráját és működését. Ennélfogva a hosszútávú klimatikus tendenciák óriási hatással vannak az élővilág bonyolult rendszerének kialakításában.

Számos élőlény esetében alapvető fiziológiai és biogeográfiai kutatásokból következ-

tethetünk a klímaváltozás hatásaira. (Parmesan, 1996). Sok biológiai folyamat hirtelen eltolódáson megy keresztül bizonyos hőmérsékleti-, vagy csapadék-küszöbérték elérésekor. A növényi és állati elterjedési mintázatok határait különösen gyakran határozza meg a fagy-tolerancia vagy az éves minimum csapadékmennyiség. Az extrém időjárási jelenségek gyakran hirtelen változásokat idéznek elő a populációk állapotában. Egyes aszályos évek is drasztikus összeomlásokat okoznak bizonyos fajoknál, míg más fajoknál populáció-robbanáshoz vezethetnek. Így igen valószínű, hogy a fajspecifikus hőmérséklet-küszöbértéket meghaladó napok arányában, az aszályok vagy extrém szezonális csapadékmennyiségek előfordulási gyakoriságában bekövetkező változások néhány fajnál fizikai és viselkedésbeli változásokhoz és számos fajnál elterjedési képük drasztikus megváltozásához vezetnek.

Az élőhelyek megszűnése nem csak lokális kipusztulásokat eredményez, de veszélyezteti a környező területek jó élőhelyeit az egyes populációk izoláltságának növelésével. Amint a jó élőhelyek területe csökken és egyre elszigetelődik a többi jó élőhelytől, az azokon található populációk végleges kipusztulásának valószínűsége egyre nő. A múltban, a fajok természetes elterjedése a lassan változó klímától függően eltolódott, az élőhelyek jelenlegi erős fragmentációja azonban meggátolja a fajok azon képességét, hogy a gyorsan változó klímával együtt vándoroljanak.

Az ezen a téren történő kutatások legnagyobb nehézsége az, hogy a klímaváltozás csak része annak a fent említett tényezőcsokornak, melyet „globális változás”-nak nevezhetünk és amelyet a biodiverzitás hanyatlása jellemez.

8.2.2. Módszertani kérdések, földrajzi analógia

A klímaváltozás hatásainak modellezésével foglalkozó kutatásokat vizsgálva koncepció szempontjából 2 hipotézist különböztethetünk meg az ökoszisztémák, ill. társulások klímaváltozásra adott válaszáat illetően (IPCC, 2002). Az „ökoszisztéma vándorlás” megközelítés azt feltételezi, hogy az ökoszisztémák viszonylag változatlan állapotban vándorolnak olyan új területekre, amelyek klímája jelenlegi környezetükhöz hasonlatos. Ez a valóságnak nyilvánvalóan egy durva leegyszerűsítése. Ökológiai tudásunk azt sugallja, hogy az „ökoszisztéma vándorlás” paradigma beteljesülése igen valószínűtlen az érintett fajok eltérő klimatikus toleranciája miatt, beleértve a fajon belüli genetikai variabilitást, különböző korú, vándorlási és diszperziós képességekkel rendelkező egyedeket és fajokat, özőnfajok hatását, vagy más abiotikus tényezőket (pl. barrierek). Ez egy elvont munka-paradigma melynek megvan az az előnye, hogy az ökoszisztéma területe és annak jelenlegi klímája között jól bemutatott kapcsolatot fel lehet használni a klímaszcenáriók által jósolt jövőbeli megváltozott klíma hatására kialakuló új ökoszisztéma elterjedések elképzeléséhez.

A másik megközelítés az „ökoszisztéma átalakulás” in situ változásokkal számol a társulások faji összetételét, a fajok dominanciáját illetően. Egyes fajok abundanciája csökken, esetleg lokálisan kihalhatnak, míg mások abundanciája növekszik. Ez végül olyan társulásokat eredményez, melyekhez nagyban különbözhetnek a jelenlegiektől.

Az „ökoszisztéma vándorlás” koncepcióval az a legnagyobb probléma, hogy nagyon

nehéz gyakorlati előrejelzésekhez felhasználni a fajok jelenlegi elterjedését leíró részletes adatok és ökológiai igényeikről és ezek kölcsönhatásairól való tudásunk hiányossága miatt. Ezért a legtöbb globális és regionális tanulmány – mint ahogy mi is – az „ökoszisztéma vándorlás” koncepciót kénytelen használni.

A lepkék rendje (Lepidoptera) fajszaám tekintetében kiemelkedő, a negyedik legnagyobb rovarrend Európában. Fajgazdagságuknak köszönhetően egy adott területen élő lepkék listája rendkívül plasztikusan írja le az adott terület természeti körülményeit, és ez visszafele is igaz: az abiotikus tényezők megváltozására a lepkék érzékenyen reagálnak, ezáltal jó indikátornak bizonyulnak a klímaváltozás szempontjából (Ronkay, 2004).

Kutatásunk során hazánk lepkefaunáját hasonlítottuk össze a globális cirkulációs modellek nemzetközileg elfogadott klíma-szenáriói szerint Magyarország jövőbeli klíma-viszonyaival jelenleg rendelkező városok országainak faunájával. Célunk az volt, hogy megbecsüljük az adott szenárió szerinti maximális faunaváltozás mértékét: a hazánk területén potenciálisan megjelenő és eltűnő fajok számának felső korlátját. Ehhez a jelenleg szakmai körökben elfogadott fajjegyzéket használtuk fel (Karsholt & Razowski, 1996), mely szerint Európában 8470 lepkefaj él 35 ország ill. sziget területén.

Kutatásunkban a földrajzi analógia módszerét alkalmaztuk. Földrajzilag analóg területeknek azokat a területeket nevezzük, amelyek jelenleg olyan klimatikus adottságokkal rendelkeznek, amilyen az adott területen a jövőben várható, azaz amilyet a klíma szenárió jósol.

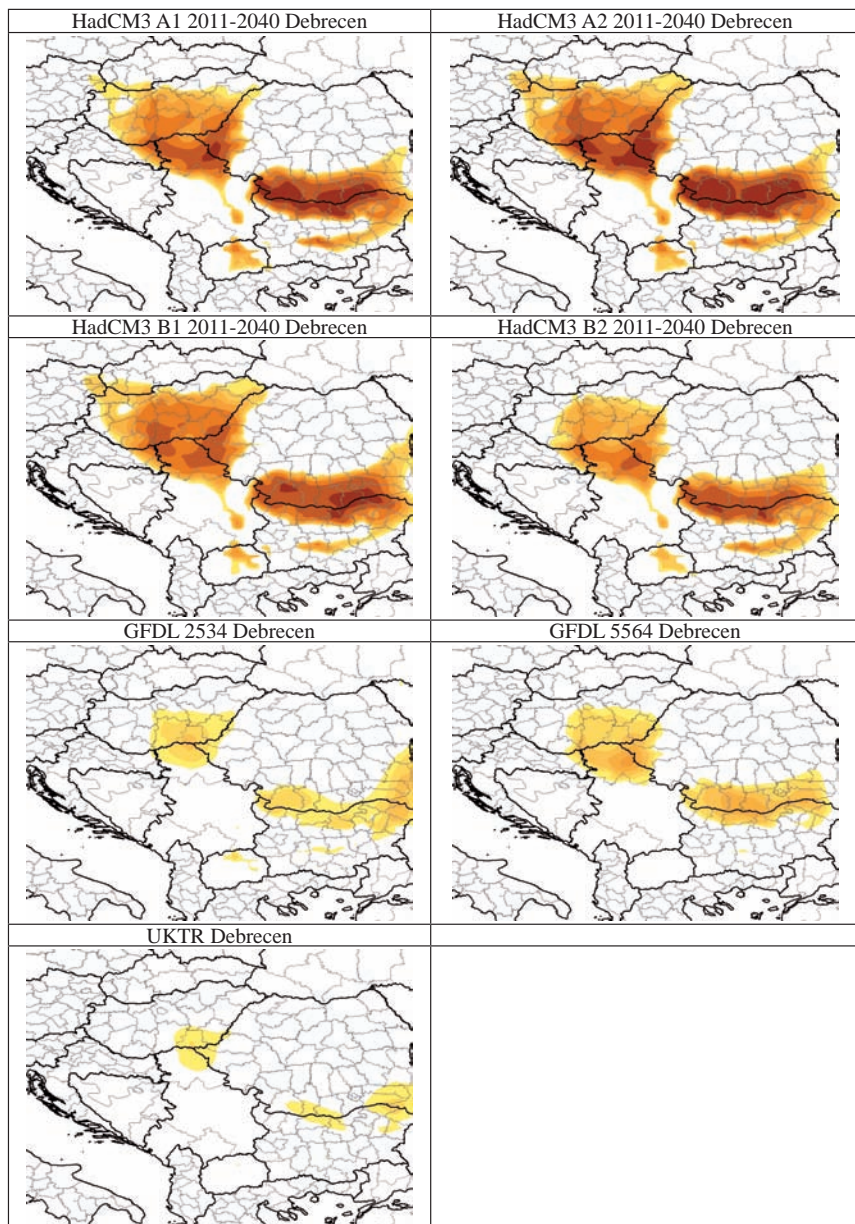
Vizsgálatainkhoz globális cirkulációs modellek (GCM) nemzetközileg elfogadott szenárióit (IPCC, 1990, 1996, 2001, 2007; Murphy, 1995), az OMSZ magyarországi meteorológiai adatait, valamint az IPCC CRU raszteres adatbázist használtuk, amely 10 perces térbeli felbontásban tartalmazza az 1961-90-es időszakra számított havi átlaghőmérsékleteket és csapadék összegeket.

Az földrajzi analógokat a CLIMEX módszer (Sutherst et al. 1995, Sutherst 1998) segítségével határoztuk meg a Debrecenre vonatkozó szenáriókra. A felhasznált szenáriók közül feldolgoztuk régebbi egyensúlyi modellek (GF5564, GF2534, UKHI, UKLO, UKTR) és az újabb, tranzienis modellek (HadCM3 A1 A2 B1 B2) eredményeit is. A HadCM3 modell 100 éves adataiból a 2011-2040 időszakot használtuk.

A meteorológiai elemzésekhez végzett számítások MS Excelben készültek, innen DBase formátumon keresztül lehet az adatokat az ArcGIS -be bevinni. A raszteres adatok kezelése az ArcGIS Spatial Analyst részével készült.

8.2.3. Meteorológiai adatok elemzése

Minden térképen a sötétebb területek jelzik a nagyobb hasonlóságot. (8.2.1. ábra). Azt tapasztaljuk, hogy az analóg területek többnyire Magyarországtól délebbre találhatók, ez a távolság 100-300km-es nagyságú, kisebb változásra a Vajdaság, majd Dél-Románia mutat hasonlóságot.



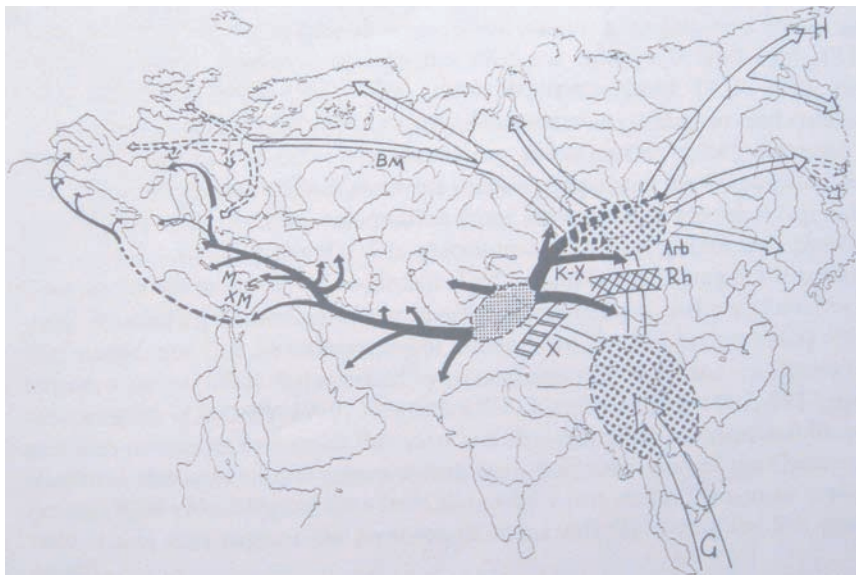
8.2.1. ábra: Analóg területek a különböző szcenáriókra

A térképeken látott kiemelt területek egybevágznak a Kárpát-medence biogeográfiai kapcsolatai révén egyébként is a figyelmünk középpontjában álló balkáni területekkel. A Balkán-fsz. biogeográfiai helyzetét igen nagy mértékben a geológiai hegységszerkezeti alapok határozzák meg. Európa másik két mediterrán félszigetét az őket É-ről határoló, alapvetően Ny-K-i lefutású magashegységek (Pireneusok, Alpok) szinte leválasztják az európai kontinensről, árnyékolnak a kontinens irányából jövő állatföldrajzi hatásokkal szemben, s visszatartják az említett félszigeteken, mint mediterrán refúgiumokon a fennmaradt ill. kialakult sajátos formákat, endemizmusokat. Ezzel szemben a Balkánt az előző hegységekhez szerkezetében és lefutási irányában csatlakozó Kárpátok már alig zárja le, ugyanakkor az Alpokhoz és a Kárpátokhoz szorosan kapcsolódó magashegységei összeköttetéseket teremtenek mind az alpin vegetáció és fauna, mind pedig a kontinentális eredetű arboreális vegetáció és fauna számára. A Dunának és mellékfolyóinak völgy- és medencerendszere mint a DK-i elemek posztglaciális vándorútja s inváziós területe lehetővé tette, hogy a Balkánon és Kiszáziában, mint pontomediterrán, szekunder refúgiumokban megmaradt, ill. kialakult fajok nagy része expanzív pontomediterrán fajként Európa jelentős területeit meghódíthassa. A Balkán-fsz. hegyvidékektől leárménykolt, körülzárt völgyeinek, medencéinek éghajlata alapvetően kontinentális; sőt kimondottan kontinentális klímajellegűek a Balkán belső területein húzódó magashegységek. Tehát a Balkánt legfeljebb földrajzi fekvése alapján lehet elkülönülő félszigetnek nevezni, hiszen szinte minden biogeográfiailag jelentős mai és történeti tényező sokszorosan a kontinenshez láncolja, s csupán a területi kiterjedésének töredékét alkotó D-i rész egyértelműen mediterrán félsziget jellegű (Varga, 1972).

Ezen biogeográfiai kapcsolatok és jelentős vándorlási útvonalak (8.2.2. ábra) meg egyeznek a földrajzi analógia által kijelölt iránnyal, így az analógiához választott 3 ország Románia, Bulgária és Görögország lett. Célunk az volt, hogy megadjuk az adott scenárió szerinti maximális faunaváltozás mértékét, a hazánk területén potenciálisan megjelenő és eltűnő fajok számának felső korlátját. Ez a maximális érték természetesen csak kis valószínűséggel következhet be a természetben jelen lévő különféle biotikus és abiotikus, migrációt gátló tényezők jelenléte miatt.

Karsholt & Razowski (1996) európai Lepidoptera fajlistájának a felhasználásával egyenként elkészítettük Magyarországot (HG) és a példaképp kiválasztott három országot: Románia (RO), Bulgária (BG) és Görögország (GR) fajlistáját, azaz az adott országban jelenleg élő lepkék jegyzékét. Ezen fajlistáknak a metszetét és különbségeit képezve (pl. HG∩RO, HG-RO, RO-HG) páronként előállítottuk Magyarországnak az adott országgal közös fajainak listáját, valamint két különbséglistát: azon fajok listáját melyek csak Magyarországon és azokat melyek csak a másik országban élnek. Amennyiben elfogadjuk, hogy országunk klímája az adott scenáriókkal egybeesően fog megváltozni és hasonlatossá válik a fenti három ország egyikehez, megjósolhatóvá válik a maximális faunaváltozás mértéke. Ezek szerint az 1. típusú metszet-listákban szereplő fajokat nem érinti a klímaváltozás, a 2. típusú különbség-listákon szereplő fajok veszélyeztetetté válnak, maximális változás esetén eltűnnek országunk területéről, a 3. típusú listák fajaival pedig mint invázió, Magyarországra betelepülő fajokkal számolhatunk. Ilyen listákat készítettünk a lepkék rendjének egészére (Lepidoptera), valamint külön az ún. moylepkékre (Microlepidoptera) és a nagylepkékre (Macrolepidoptera) – utóbbira csatládonkénti bontásban is. Noha a Macrolepidoptera és a Microlepidoptera a mai felfogás sze-

rint már nem képeznek szigorú értelemben vett taxonómiai egységet (alrendet) de morfológiai adottságaik alapján statisztikailag külön történő kezelésük - mint ahogy a Macrolepidoptera családok külön való vizsgálata is - mindenképp célszerűnek tűnt.



8.2.2. ábra: A faunális vándorlások általános jellemzői a Palaearktikumban (Varga, 1995 nyomán)
 G=Gondwana-kapcsolatok; X=xeromontán szűrő és xeromontán fauna alapvető kettéválása;
 M-XM=Mediterrán-xeromontán faunatípusok; K-X=kontinentális-Xeromontán faunatípusok, B-M=Boreomontán kapcsolatok; H= Holarktikus kapcsolatok

A kapott listákat állatföldrajzi szempontok alapján értékeltük. Minden európai országhoz hozzárendeltük a középpontjának kerekített földrajzi koordinátáit. Attól függően, hogy az adott lepkefaj mely európai országban fordul elő, hozzárendeltük a fajhoz az adott országok koordinátáinak átlagát, ezzel mintegy durván reprezentálva a faj areáját.

Ezeket a koordinátákat egy előző kutatási téma kapcsán virtuális Lepidoptera-GPS koordinátáknak neveztük el. A különböző fajlisták elemzését az azokban szereplő fajok virtuális GPS koordinátáinak átlagolásával végeztük.

A lepkék rendjének egészét (Lepidoptera) vizsgálva megállapíthatjuk (ld. 3. ábra), hogy a Balkán-félszigeten egyre délebbre haladva egyre csökken a hazai fauna részesedése ($HG \cap RO = 67\%$, $HG \cap BG = 53\%$, $HG \cap GR = 41\%$). Ugyanakkor egyre növekszik a Magyarországról a megváltozott klíma miatt elvándorló vagy kipusztuló fajok aránya ($HG \cap RO = 16\%$, $HG \cap BG = 29\%$, $HG \cap GR = 33\%$) és a számukra kedvező klíma miatt Magyarországra potenciálisan bevándorló fajok ($RO \cap HG = 17\%$, $BG \cap HG = 18\%$, $GR \cap HG = 26\%$) aránya is.

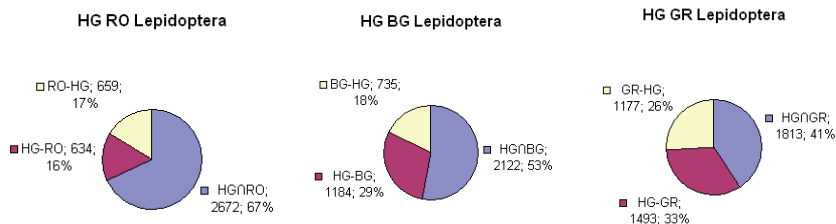
Érdemes összehasonítani a teljes Lepidoptera rendre kapott adatokat a nagylepkék-re (Macrolepidoptera), illetve molylepkékre (Microlepidoptera) kapott hasonló adatok-

kal. A metszeteket nézve megfigyelhetjük, hogy a Macrolepidoptera adatok jelentősen nagyobbak ($HG \cap RO = 79\%$, $HG \cap BG = 69\%$, $HG \cap GR = 51\%$), a Microlepidoptera adatok pedig feltűnően kisebbek ($HG \cap RO = 61\%$, $HG \cap BG = 42\%$, $HG \cap GR = 34\%$) az egész rendre vonatkoztatott adatoknál. Ez feltehetőleg a nagylepkék jobb repülési, illetve migrációs tulajdonságainak, kevésbé speciális élőhely-igényeiknek köszönhető. Délkeleti irányban haladva a hazai Macrolepidoptera fajok hányada a Lepidoptera fajokhoz képes sokkal csekélyebb, így csekélyebb a változó klíma miatt kipusztuló vagy elvándorló Macrolepidoptera fajok száma is ($HG-RO=5\%$, $HG-BG=7\%$, $HG-GR=20\%$), annál nagyobb viszont a hasonló helyzetű Microlepidoptera fajok aránya ($HG-RO=22\%$, $HG-BG=44\%$, $HG-GR=42\%$). Rendkívül érdekes, hogy a potenciálisan betelepülő, invázív Macrolepidoptera fajok aránya ($RO-HG=16\%$, $BG-HG=24\%$, $GR-HG=29\%$) még a Lepidoptera rend átlagos értékeihez képest is feltűnően magas, mérsékelten alacsony viszont a hasonló Microlepidoptera fajok aránya ($RO-HG=17\%$, $BG-HG=14\%$, $GR-HG=24\%$).

A Macrolepidoptera családok fajait külön vizsgálva szintén azt láthatjuk, hogy a legjobb repülési tulajdonságokkal rendelkező szendereknek (Sphingidae) van a legkevesebb endemikus fajuk ($HG \cap RO = 83\%$, $HG \cap BG = 78\%$, $HG \cap GR = 73\%$), ellenben pl. az araszolólepkék családjában (Geometridae) nagy fajszámuk ellenére igen nagy az endemikus fajok aránya ($HG \cap RO = 77\%$, $HG \cap BG = 67\%$, $HG \cap GR = 42\%$), így valóban plasztikus indikátorai a klímaváltozásnak.

A Lepidoptera és a Macrolepidoptera fajlisták állatföldrajzi elemzése egyhangúan megfelelt előzetes várakozásainknak. A részfajlisták állapotsíkja szerint a potenciálisan betelepülő fajok halmazának virtuális koordinátája jellemzően keletre és délre tolódik el attól függően, hogy milyen mértékű felmelegedést, melyik ország klímájához hasonlót jósol Magyarország területére az adott scenárió, tehát ezek nagyrészt délkeleti elterjedésű fajok. A Magyarországról feltehetően elvándorló vagy kihalt fajok a klímaváltozás hatásai által nem érintett fajokhoz képest északi elterjedési képet mutatnak.

Összefoglalva azt a következtetést vonhatjuk le, hogy az általunk vizsgált scenáriók bekövetkezése esetén ennek hatása a magyar Lepidoptera fauna 55-81%-át nem érintené. A mai fauna vesztesége fajokban 19-45% közötti lehet maximálisan, ezek nagyrészt északi elterjedésű fajok. Ugyanakkor az új fajok megjelenésére maximálisan a mai lepkefauna mintegy 19-36%-át kitevő mértékben számíthatunk, ezen a fajok areája jellemzően délkeleti jellegű.



8.2.3. ábra: Magyarország teljes lepkefaunájának (Lepidoptera rend) összehasonlítása Románia és Görögország lepkefaunájával a 3 különböző típusú lista fajszámainak százalékos megoszlása szerint

ÖSSZEFOGLALÁS ÉS KITEKINTÉS

Néhány fontos eredmény

A klímaváltozás ökológiai hatásainak elemzésével kapcsolatos tudományos kutatómunkánk eredményei közül öt fő megközelítési szempontot látszik célszerűnek kiemelni, amelyek a szélesebb szakmai közösség és a döntéshozók számára is érdekesek lehetnek:

I. Az elméleti várakozások tisztázása stratégiai modellezéssel

II. Lehetséges hatások mértékének behatárolása Mo. vonatkozásában:

- faunisztikai elemzéssel, földrajzi analógia, área-klíma elemzés
- klimatikus profilindikátorok alkalmazásával kukorica-ökoszisztémában.

III. Látunk-e jelenleg változásokat a nagy monitoring adatbázisokban?

- Lepke-fénycsapda
- Dunai fitoplankton

IV. Konkrét, valós ökoszisztémák várható változásainak elemzése taktikai modellezéssel és statisztikai elemzésekkel,

- Vízi ökoszisztémákban (fitoplankton, zooplankton, makrogerinctelen, vízi-táplálékhálózat)
- Szárazföldi ökoszisztémákban: rovar (lepke, poloska) és növény (geofiton) adatbázisok

V. Új hatékony és a korábbiaknál általánosabban használható bioindikátor-rendszer kidolgozása.

- Oribatida-genuslisták egy új perspektíva a klímaváltozás bioindikációjában

I. Stratégiai modellezési eredmények

A klímaváltozás lehetséges közösségökológiai hatásainak elméleti megközelítéseként kidolgoztuk a TEGM modellt, amely egy 30 fajból álló guild kompetíciós viszonyait írja le, egysejtű algaközösségként elképzelve, amely kizárólag az elérhető fény mennyiség, mint nem készletezhető forrás és a hőmérséklet (mint nem forrás jellegű, szaporodási sebességre ható környezeti tényező) által limitált.

A TEGM modellt futtattuk historikus és modell baseline, valamint HC-A2, HC-B2 és MPI-A2 scenárióival. A modell gyorsabb és lassabb sebességi tényezők alkalmazása esetén is enyhe diverzitásemelkedést mutatott a klímaváltozás hatására, lényegében nem változó (vagy fluktuáló, csökkenő) összbundancia mellett. (Drégelyi-Hufnagel 2009a).

Amikor a modellt sokféle klímaszcenárióval futtattuk, azt találtuk, hogy a modernebb klímaszcenáriók (HC-A2, HC-B2 és MPI-A2) inkább csökkenést, míg a régebbi scenáriók (UKLO, UKHI, UKTR, GFDL2, GFDL5) növekedést mutatnak az évi összbundanciában, de legmagasabb abundanciát a Bungui equatoriális trópusi éghajlatra adta,

míg az erősen kontinentális (Ulanbator) vagy hideg (Sodankyla) adatsorok csökkenést eredményeztek. Ami felhívta a figyelmet arra, hogy a modellt nem csupán a hidegedő vagy melegedő tendencia, hanem a nagyobb vagy kisebb változékonyság (évi hőingás és napok közötti változékonyság) is befolyásolja. (Drégelyi-Hufnagel 2009b).

A TEGM modellt vizsgálójelekkel tesztelve megállapítottuk, hogy egységimpulzus hatására a beavatkozás előtti és utáni egyensúlyi kompozíciók eltérnek ha az impulzus nagysága egy küszöböt meghalad. Egységugrás hatására a produktivitás leesik, majd helyreáll.

Egységsebességre folyamatos fajcserélődést kapunk. Konstans átlaghőmérsékletre felhelyezett zajszerű hőmérsékleti ingadozások, a zaj növekedésével egy ideig nem befolyásolják a produktivitást, majd hirtelen összeomlást mutat a közösség egy küszöb felett. A küszöb alatt viszont állandó produktivitás mellett fajcserét figyelhetünk meg a specialista dominanciától a szupergeneralista abszolút dominancia felé. A diverzitás mindeközben az IDH-t mutatja. Kismértékű zaj vagy kismértékű szinusos ingadozás egyaránt diverzitás-növelő hatású az egyensúlyi közösségre.

A baseline és jövőbeli adatsorokból egy 1960-2100-ig terjedő idősort állítottunk elő és megvizsgáltuk a TEGM modell közösségének a viselkedését, a teljes idősort tekintve az éves összproduktivitás drasztikus csökkenése figyelhető meg. Mindeközben a diverzitás is csökkenő tendenciát mutat, de sokkal nagyobb változékonysággal, fluktuációkkal. (Drégelyi-Hufnagel 2011).

II. A klímaváltozás ökológiai hatásainak lehetséges mértéke

Faunisztika, földrajzi analógia, área-klíma elemzés

A klímaváltozás magyar faunára gyakorolt hatásának elemzéséhez indikátorcsoportnak a Lepidoptera rendet választottuk, munkánkban a biodiverzitásra gyakorolt hatás szempontját emeltük ki, és klímaszcenáriókra vonatkozóan a földrajzi analógiák módszere alapján elemeztük a várható következményeket. Kutatómunkánk alapján összefoglalva azt a következtetést vonhatjuk le, hogy az általunk vizsgált szcenáriók bekövetkezése esetén ennek hatása a magyar Lepidoptera fauna 55-81%-át nem érintené. A mai fauna vesztesége fajokban 19-45% közötti lehet maximálisan, ezek nagyrészt északias elterjedésű fajok. Ugyanakkor az új fajok megjelenésére maximálisan a mai lepkefauna mintegy 19-36%-át kitevő mértékben számíthatunk, ezen a fajok areája jellemzően délkeleti jellegű.

Hasonló vizsgálatokat végeztünk, különböző gerinces csoportok áreatérképei alapján, oly módon, hogy értékeltük a fajoknak egy pontban az áreahelyzetét (központi helyzet, peremhelyzet, áreán kívüli helyzet stb.). majd ez alapján értékeltük az adott földrajzi analógiával jellemzett klímaváltozás által nem érintett, kárt szenvedett és élőnyben részesülő fajok arányát. (Bartholy et al. 2012)

Taxa	Nem érintett	Veszteség	Új fajok
Lepke	55-81%	19-45%	19-36%
Emlős	54-21%	36-48%	10-31%
Madár	78-23%	15-59%	8-18%
Hüllő	51-13%	18-21%	28-69%
Kétéltű	75-50%	17-25%	8-25%

Megállapítottuk továbbá, hogy a fauna jelenleg megfigyelhető éves változékonyságánál a szezonális változások és a területi különbségek is nagyobb mintázatgeneráló tényezőt jelentenek. (Publikációk: Petrányi –Hufnagel – Horváth 2007, Bartholy et al. 2012)

Klimatikus profilindikátorok kukorica ökoszisztéma

A klímaváltozásnak a kártevődinamikai viszonyokra gyakorolt hatását a kukorica-ökoszisztéma kártevői, kórokozói és gyomnövényei alapján elemeztük, többféle klímaszcenárió és modellfuttatás alapján, havi klimatikus profil-indikátorokkal.

A vizsgált 37 fontos kórokozó és kártevő közül 9 mutatott erős növekedést a növekvő intenzitású klímaváltozási scenáriók irányába, ezek a meleg tavaszt és nyarat igénylő, de csapadékra nem igényes indikátorok a jelenleg tapasztalt 0-10% közötti relatív gyakoriságról 84-100%-ra növekedtek a legmelegebb scenáriókra.

11 olyan fajt találtunk, amelyek kisebb mértékű növekedési tendenciát mutattak 35-61%-ig (ezek az egész évben tavasztól ősziig meleget és szárazságot igénylő fajok).

A potenciális kártételi veszélyhelyzetek kockázata mindkét esetben a historikus viszonyoknál nagyobbra várható.

A maradék 17 faj nem mutatott lényeges változást, ezek azok a fajok, amelyek magas csapadékot igényeltek.

A változás tehát a kártevő fajok több mint 50%-át érinti.

A klímaváltozási scenáriók, profilindikátorok által kiértékelt gyakorisági adatsorai egymással összehasonlítva a következő hasonlósági mintázatot mutatják: A historikus és baseline adatsorok egymáshoz közel helyezkednek el, tölük legtávolabb a drasztikus változásokat mutató egyensúlyi UKLO, UKHI, scenáriók és tölük elkülönülve a modernebb HC-A2, HC-B2 és MPI-A2 scenáriók találhatók, a két szélsőség (jelen és távolabbi jövő) között helyezkednek el a mérsékelt változásokat mutató GF2, GF5 és UKTR scenáriók.

III. Látunk-e máris változásokat a nagy monitoring rendszerek adatsoraiban?

Lepidoptera monitoring

Az 1952-től napjainkig működő országos növényvédelmi és erdészeti fénycsapdahálózat adataiban hosszútávú tendenciaként enyhe egyedszámcsökkenést és ezzel összefüggésben

enyhe diverzitásnövekedést észleltünk, ami a domináns fajok dominanciájának csökkenéséből származik. (a jelenség mögött élőhelyváltozás, módszertani változások is állhatnak, bár a vizsgálatok során ezek hatását igyekeztünk kiszűrni) Megállapítottuk, hogy a fauna jelenleg megfigyelhető éves változékonyságánál a szezonális változások és a területi különbségek is nagyobb mintázatgeneráló tényezőt jelentenek. Gimesi, L. – Hufnagel, L. (2010)

Alga monitoring

Az 1980-tól napjainkig működő országos gödi fitoplankton monitoring adataiban hosszútávú tendenciaként egyedszámcsökkenést és ezzel összefüggésben enyhe diverzitásnövekedést észleltünk, ami itt is domináns fajok dominanciájának csökkenéséből származik. (A jelenség mögött a duna vízének tápanyagtúlkínálatában bekövetkezett változások is szerepet játszhatnak) Verasztó, CS. – Kiss, K.T. – Sipkay, CS. – Gimesi, L. – Vadadi-Fülöp, CS. – Türe, D.– Hufnagel, L. (2010)

IV. Taktikai modellezés és statisztika

Vízi ökoszisztémák

A klímaváltozás különösen érzékenyen érintheti a vízi ökoszisztémákat, így modellezési esettanulmányainkat vízi rendszerekre fejlesztettük ki. (Hufnagel –Gaál 2005, Sipkay-Hufnagel-Gaál 2005, Sipkay-Hufnagel 2006, Mészáros et al. 2007, Vadadi-Sipkay-Hufnagel 2007, Sipkay et al. 2007, Sipkay-Hufnagel 2007, Vadadi et al. 2008, Hufnagel et al. 2008.)

A probléma vizsgálatára diszkrét időszemléletű, determinisztikus modelleket fejlesztettünk és a modellek viselkedését (mint indikátorokat) vizsgáltuk eltérő klímaszcenáriók és historikus adatsorok eseteire. Egyes zooplankton esettanulmányainkban a maximális egyedszám elérésének időpontja az évben egy-másfél hónappal előbbre tolódik más esetekben például az évenkénti összes mennyiség alapján azonban nem tapasztalható semmilyen szignifikáns eltérés a scenáriók és a valós adatok között. Több tanulmány is korábbi maximumokat prediktál az alga biomasszában, azonban ez általában a biomassza növekedésével jár együtt, különösen a téli félévben. Míg az időzítés megváltozása bizonyos fitoplanktonikus csoportok esetén rendszerint a korábbi megjelenés irányába mutat, addig az alga biomassza növekedése mellet a produktivitás csökkenésére is találunk példákat, ebből következően az alga biomassza változása különböző vízterekben más és más lehet.

A szilas-patak vizipoloska fajainál (makrogerinctelen fajegyüttes), szimulációs modellezzéssel vizsgáltuk a klímaváltozás lehetséges hatásait. Az illesztéshez használt adatsor -2 és +2 fokok lineáris homogén manipulációjával, azt találtuk, hogy a hőmérséklet csökkenés az egyedszám és biomassza maximumokat nem csökkentené, sőt nyáron még növelhetné is, de az év során a nagy abundanciájú időszakot szűkítené, a melegebb viszont robbanásszerű növekedést eredményezne, ha más források nem limitálnának.

Amikor a lineáris manipulálás helyett klímaszcenáriókat használtunk, hasonló eredményeket kaptunk, itt azonban a egyes szcenárióknál a maximumhelyek elmozdulása is bekövetkezett, a robbanásszerű abundancianövekedés mellett. Az elemzések azt mutatták, hogy a fajok arányában is jelentős változások mutatkoznak. (Hufnagel-Gaál 2005)

Egy dunai zooplankton faj a Cyclops vicinus szimulációs modellezésén alapuló vizsgálatával összehasonlítottuk a Hadley Centre A2 és B2, valamint a Max Planck Institution A2 szcenáriójának Budapestre leskálázott adatait és fő vonalakban azt találtuk, hogy mindegyik adatsor szignifikánsan különböző jóslást ad a Cyclops faj populációdinamikájára, ha a historikus meteorológiai adatokkal vetjük össze, ugyanakkor a szcenáriók jóslatai nem különböznek lényegesen egymástól. Összefoglalóan elmondható, hogy vizsgálataink szerint egy ilyen klímaváltozás hatására az abundanciamaximum helye, mintegy másfél hónappal tolódna korábbra, továbbá az éves összegyedszám évek közötti fluktuációja válik jóval nagyobb mértékűvé mint a historikus adatsorok esetén megfigyelhető.

Egy mesterséges kertitavas rendszer monitoringjára alapozott négyelemű táplálékhálózat szimulációs modellezésén alapuló vizsgálattal összehasonlítottuk 8 különböző budapestre leskálázott klímaváltozási szcenárió időjárás adat sorának szimulált ökológiai hatásait. A vizsgálatok során azt találtuk, hogy a modellek baseline futtatásai nem különböztek szignifikánsan a historikus adatsorok futtatásaitól, de a különböző szcenáriók jóslataitól legalább egy változóban mindig szignifikánsan különböztek. A cyclopoidák és a fitoplankton éves abundanciacsúcsának helye, az enyhe változást leíró (UKTR, GFDL2 és GFDL5) szcenárióknak nem változik lényegesen, míg a drasztikusabb változásokkal számoló (UKHI, UKLO, HC-A2, HC-B2, MPI-A2) szcenáriók esetén jelentősen (160-280 nappal) korábbra tolódnak. Egy Eudiaptomus fajnál hasonló mintázatok mellett mindössze 20 napos előretolódás figyelhető meg. Az Ischnura pumilo szitakötő fajnál az enyhe változást mutató szcenáriók 40 napos későbbretolódást, míg a drasztikusabb szcenáriók 40 napos korábbretolódást mutatnak a historikus és a baseline adatokhoz képest. (Vadadi et al. 2009)

A dunai fitoplankton adatbázisra illesztett szimulációs modellünk alapján lineáris hőmérsékletemelések hatását elemeztük és megállapítottuk, hogy a felmelegedés csak a 1990 előtti évekre jellemző kiemelkedően magas tápanyagtúllátnál feltételező szimulációkban vezet a nyári algaprodukciónövekedéséhez. (Sipkay et al. 2012)

Szárazföldi ökoszisztémák populációi és fajegyüttese

Rovarok taktikai modellezése, fenológia és populáció dinamika

A különböző rovarfajok fenológiai és populációdinamikai viselkedésének elemzésére számos esettanulmányt és modellt dolgoztunk ki (Ladányi-Hufnagel 2003, 2006, Ladányi et al. 2003, Horváth et al. 2003, Szenteleki et al. 2007, Hufnagel et al. 2008).

A platánfa-csipkésposzka szimulációsmodellezésére alapuló vizsgálataink szerint az enyhébb klímaváltozást leíró szcenáriók (GFDL2, GFDL5, UKTR) a saját baseline-jukhoz hasonlóan a terepen megfigyelt időzítésű szezonális dinamikát eredményezik, az összabundancia jelentős (csúcsnál négyszeres) megemelkedésével, a drasztikus klí-

maváltozást jósoló scenáriók (UKHI, UKLO) viszont a faj összeomlását jósolják és a jelenlegi 2 nemzedékből kizárólag az első (az év 150. napja körüli) realizálódik, míg a 225. nap körül szokásos igazi nagy abundancia-csúcs teljesen eltűnik. (Ladányi-Hufnagel 2006)

A kis téliaraszoló fénycsapdás adataira illesztett populációdinamikai modellünk alapján elemeztük a RegCM3 modell 1961-90, 2021-2050 és 2071-2100 évekre vonatkozó időjárási adatainak hatásait. (Kúti et al. 2011) A vizsgálatok a XXI század közepére enyhe összegyedszám csökkenést, majd a végére drasztikus egyedszám növekedést (megduplázódást) jósolnak.

Geophyta és lepke fenológia, statisztikai megközelítés

93 geofita faj elemzése alapján legfontosabb tényezőnek a napi hőingás időszakos átlaga bizonyult, második legfontosabb a fagyos napok száma mindhárom fenofázisra.

A ritkábban fontos tényezők már fenofázisonként eltérnek: első hajtásra nézve a napi maximum és napi átlaghőmérséklet, a virágzásra a napi minimum hőmérséklet és a globálisugárzás, míg a terméshozásra a csapadékos napok száma van hatással ami az előző kettőt gyakorlatilag nem befolyásolja. Az időszak csapadékösszege pedig az a tényező, ami szinte sohasem korrelál, nem tűnik hatékonynak. Meglepő továbbá, hogy a 10 fok feletti „effective” hőösszeg szinte sohasem bír jelentőséggel. (Eppich et al. 2009)

A geofitákra vonatkozó elemzéseket többszáz fényre repülő éjjeli lepkére is elvégeztük és meglepetésünkre itt is a napi hőingások átlaga bizonyult legfontosabb (legtöbbször erősen korreláló) tényezőnek. Mindkét csoportnál gyakran hatásos még a napfényes órák száma. A Lepidopterákra összefoglalóan megállapítható, hogy erősebb korrelációkat mutatnak a geofitáknál, ami megfelel a várakozásunknak. Azonban Lepidopteráknál fontos a 0,1,2 és 3 fok feletti hőösszeg is, amelyek geofitákra nem hatnak, viszont a geofitáknál fontos fagyos napok száma és az átlagos napi átlag, napi minimum és napi maximum hőmérsékletek, amelyek viszont a lepkékre nem hatnak. (Ferenczy et al. 2010)

V. Új bioindikációs perspektíva: Oribatida genuslisták

Az oribatid atkák genusz-listái egyedülálló ökológiai indikációs eszközt jelentenek a klímaváltozás kutatásában az alábbi fő tulajdonságaik alapján:

- egyedülállóan egyszerű, gyors és hatékony mintagyűjtést tesznek lehetővé (egy maréknyi talajban, avarban, mohában több tucat genuszhoz tartozó száz – trópuson több ezer- egyed található), majdnem bármilyen habitat, majdnem bármilyen szubsztrátumból,
- a minta egyszerű fénymikroszkópos vizsgálattal feldolgozható, genusz szinten jól és gyorsan határozható,
- jól szintetizált tudományos irodalma van,
- a genuszlista szezonálisan stabil (egyedszámok sem mutatnak jelentős szezonális dinamikát),

- A kompozíció a biotóp fontos, alapvető tulajdonságaira reflektál, amely reflexió felülírja a zoogeográfiai mintázatok hatását,
- a genus listák távolságfüggvényeinek extrém magas az információtartalma.

A vizsgálatok során megállapítottuk, hogy a fajsztintű listák, a család szintű listákhoz hasonlóan (bár más okokból) indikációs vizsgálatokra kevésbé használhatók mint a genuszlisták.

Elkészítettünk egy referencia listát, amely bármely két genuszlista közötti távolságfüggvény számértékének szakmai értékelését lehetővé teszi.

Kitekintés

A klímaváltozás korunk egyik legfontosabb és legnagyobb hatású ökológiai problémája. Fontosságát és hatását az adja, hogy a globális társadalom egészének létfeltételeit érinti. A klímaváltozással kapcsolatos kihívások és az ehhez kapcsolódó feladataink a társadalom és a gazdaság szinte minden szegmensét alapvetően meghatározzák. A klímapolitika magában foglalja többek között a mezőgazdaság és élelmiszertermelés, a tájhasználat, az energetika, az ipar és közlekedés, a környezet- és természetvédelem, a közegészségügy számos kérdését, de szociológiai, oktatási, kommunikációs, sőt biztonságpolitikai és külpolitikai vonatkozásai is vannak. A klíma változékonysága, tehát a hosszabb időintervallumokban megnyilvánuló klímastabilitás hiánya (és annak mértéke) meghatározó jelentőségű valamennyi földi ökoszisztéma állapota és állapotváltozásai szempontjából. A klíma változékonyságának mértéke (klímaparaméterek alakulásának együttes variabilitása) önmagában is jelentős heterogenitást mutat úgy térben (regionálisan), mint időben (vizsgálati időablakok szerint). A változékonyság mértéke és annak tér- és időbeli mintázata, ugyanakkor jelentős mértékben skálafüggő attribútum mindkét vonatkozásban. További figyelembeveendő tény, hogy nemcsak a hatótényező (esetünkben a klíma változékonysága), hanem a különböző természetes és ember által befolyásolt agro-ökoszisztémák (mint a hatást fogadó rendszerek), szintén alapvető heterogenitást mutatnak a hatással szembeni érzékenységük szempontjából. Az érzékenység ebben az összefüggésben az egységnyi hatás-mennyiségre eső állapotváltozással és annak dinamikájával jellemezhető. Az ökoszisztémák, mint szabályozási folyamatokra képes rendszerek, ráadásul nem egyszerűen passzív „elszenvedői” a hatásoknak, hanem azokra különböző mértékű és jellegű alkalmazkodással, visszacsatolással reagálnak. Ember által befolyásolt ökoszisztémák esetén ez az alkalmazkodás a humán tevékenység és a beavatkozások optimalizálását igényelné, amelynek ma még jelentős módszertani hiányosságai vannak. Mindezek a viszonyok, úgy a klimatikus hatás, mint az ökoszisztémák reakciói illetve az emberi tevékenység szempontjából alapvető és meghatározó szerepet játszanak az ökoszisztémák fenntarthatóságában és az ezzel szemben megnyilvánuló kockázatokban. A kockázat fogalma ez esetben a különböző lehetséges állapotváltozások mértékével és azok bekövetkezési valószínűségeivel (illetve múltbeli relatív gyakoriságaikkal) jellemezhető.

A klímaváltozással kapcsolatban sokféle megalapozott és kevésbé megalapozott véleményrel találkozhatunk napjainkban, van azonban néhány lényeges szempont amely álláspontunk szerint vitán felül áll:

1. A mindenkori klíma egyaránt alapvetően határozza meg az ökoszisztémák és az emberi társadalom létfeltételeit is.
2. A múltban bekövetkezett klímaváltozások mindig is jelentős ökológiai hatásokkal jártak, fajok tömeges kihalását, új fajok dominánssá válását és a táj képeznek alapvető megváltozását eredményezve.
3. A Föld története jelentős klímaváltozások sorát mutatja, így annak kell lenni az alapvető hozzáállásunknak, hogy a klíma bizony változik (mert eleve változékony) és ennek a következményei nagyon súlyosak lehetnek, ha arra fel nem készülünk.
4. A klíma és bioszféra kapcsolatának jobb megértését az elképzelhető legfontosabb kutatási feladatunknak kell tekintenünk, mert ezen az emberiség léte és boldogulása nyugszik.
5. Mára kétségtelen tényné vált, hogy az emberiség kollektív tevékenysége bolygónk meghatározó tájalakító, környezetváltoztató hatótényezője, ami sok minden másan kívül a klímára is jelentős hatással van.
6. Korunkban a globális válságjelenségek (biodiverzitáskrízis, nyersanyag- és energia-problémák, a túlnépesedés következményei és a klímaváltozás) egymással kölcsönhatva, egymás hatásait nemegyszer felerősítve fejtik ki hatásukat.

FOGALOMTÁR

Jelen fejezetünk célja nem az abban szereplő fogalmak tudományos igényű definiálása, hanem csupán a könyvünket kézbevevő, nem szakember olvasók hozzávetőleges eligazítása, tájékozódásának elősegítése.

Abszencia: Hiány. A vizsgált objektum nincs jelen.

Abundancia: Tömegesség, bőség. Egy populáció tömegességét (viszonylagos gyakoriságát, sűrűségét, vagy tömegét) fejezi ki rendszerint terület, vagy térfogategységre számítva.

Aeroszol: Valamely gáznemű közegben finoman eloszlatott szilárd vagy cseppfolyós részecskék együttes rendszere. A légköri aeroszol esetében a gáznemű közeg a levegő, benne az az aeroszol-részecskéket ("particulate matter" PM) a szilárd és cseppfolyós részecskék együttesen alkotják.

Afotikus zóna: A tavak alsó, át nem világított rétege, ahol a heterotróf élőlények a fotikus zónából ide jutó szervesanyagokat lebontják (bomlás tere).

Albedo: A nem tükröző felületek sugárzásvisszaverő képességét kifejező mérőszám. A felületről visszavert (szórt) fény erősségének és a felületre merőlegesen beeső fény erősségének a hányadosa. Abszolút fehér felületeknél 1, az abszolút fekete felületeknél esetében pedig 0 (pl. a hó albedója közelíti az 1-et).

Algivoria: Algaevés. (Algivor – algaevő).

Área: Egy faj elterjedési területe (lat. area - terület).

Áreaexpanszió: Az elterjedési terület (área) kiterjedése, kiterjesztése. Egy faj elterjedési területe megnő, kiterjed. Pl. *Streptopelia decaocto* (balkáni gerle) korábban kisebb, kisázsiai, balkáni területeken fordult elő, majd északi irányú elterjedése volt megfigyelhető.

Áreakontrakció: Az elterjedési terület (área) visszaszorulása, összehúzódása.

Aszpektus: A társulások évszaknak megfelelő arculata, amelyet egyes fajok megléte vagy hiánya, az állomány kifejlődésének mértéke jellemez.

Attributum-dualitás elve: Egy adatmátrixban a sorok éppúgy tekinthetők az oszlopok attribútumainak, mint az oszlopok a sorokénak.

Bázisidőszak: Az az időszak, amelyhez viszonyítunk. Jelen dolgozatban használt klímaváltozási scénáriók esetén az 1960-1990 közötti évek hőmérsékleti adatai jelentették azt az időszakot, amelyhez a jövőben várható állapotot hasonlítottuk.

Benton: A víz-szilárd fázis határán élő vízi társulás elnevezése.

Bioindikátorok: azok az élőlények, amelyek környezeti változásokat lehet kimutatni („indikálni”), pl. számuk csökken vagy növekedik a környezeti változások (környezetszennyezés, stb.) hatására.

Biotóp: Élőhely. Az életközösség térbeli alapegysége, az élettérnek az a legkisebb része, amelyen belül a környezeti viszonyok azonosak, de eltérnek más szomszédos biotópok környezeti viszonyaitól.

Bottom-up: Alulról felfelé irányuló hatás a táplálékhálózatokban. A magasabban lévő szintek alulról, tehát az alattuk lévő szintek által szabályozottak

Cluster analízis: Olyan dimenziócsökkentő eljárás, amellyel adattömböket tudunk homogén csoportokba sorolni, klasszifikálni. Ezek a csoportok a „clusterek”. Az egyes clustereken belüli adatok valamilyen dimenzió szerint hasonlítanak egymáshoz, és e dimenzió mentén különböznek a többi cluster elemeitől. A csoportosítás alapját különböző távolság- vagy hasonlóságmértékek képezik.

Cönológia: Társulástan. A szupraindividuális (szűn-) biológiához tartozó tudományág, amely az élőlény együttesek koegzisztenciális állapotának leírásával foglalkozik.

Crustacea: Rákok altörzse. A zooplanktonnak is jelentős részét képezik rákszerű szervezetek, kiskákok, amelyek nagy része a Copepoda (evezőlábú rákok) és Cladocera (ágascsapú rákok) rendbe tartozik.

Denzitás: Egyedsűrűség. Kifejezhető területegységre eső egyedszámmal (pl. egyed/m²).

Diapauza: Nyugalmi állapot, amelyet környezeti tényezők válthatnak ki, de lehet a környezeti tényezőktől független, genetikailag determinált, az egyedfejlődés fajra jellemző szakaszában előforduló nyugvó állapot is.

Disztribúció: Előzlás. Egy valószínűégi változó lehetséges értékei, ill. a hozzátartozó gyakoriágok (gyakoriságeloszlás) vagy előfordulási valószínűségek (valószínűségeloszlás) együttese.

Diverzitás: Biológiai sokféleség.

Emisszió: Szennyezőanyag kibocsátás, amely kifejezhető tömeg/idő egységben (pl. tonna/év, kg/nap, g/s).

Endémikus: „Bennszülött” fajok, nagyon kis elterjedési területen élő fajok

Epilimnion: A mérsékelt övi mély tavak felső rétege, amely csaknem egyenletesen képes felmelegedni.

Euplankton: Valódi planktonlénylek, amelyek egész életüket a vízben lebegve élik le.

Eurterm fajok: Szélsőséges hőmérsékletváltozáshoz alkalmazkodni képes fajok.

Eutrofizáció: A vízben a szervesanyag-termelés mértékét ill. a víz termőképesességét a trofitással jellemzik. A tápanyagok mennyisége alapján csoportosíthatók a vizek oligotróf, mezotróf és eutróf osztályokba. A vizekben extrém mértékben felgyorsult tápanyaggazdálkodást nevezzük eutrofizációnak, amelyet általában az ember mezőgazdasági és ipari tevékenységének hatására a vizekbe kerülő foszfor- és nitrogénterhelés vált ki.

Evapotranspiráció: A talaj- és növényzet együttes párologtatása (evaporáció és transpiráció együtt).

Fajegyüttes: Valamilyen szempont szerint, egy élőhelyen együtt vizsgált, változatos összetételű élőlénycsoport (nincsen feltétlenül interakció a tagjai között).

Fenofázis: A növények egyedfejlődésében bekövetkező szakaszok. (pl: virágzás kezdete, rügyfakadás, termésérés kezdete).

Fenológia: A növény és állatvilág évszakonként változó fejlődésének és jelenségeinek tanulmányozásával foglalkozó tudomány. Az élőlények egyedfejlődésében bekövetkező szakaszokat, az ún. fenofázisokat állapítja meg. Növényeknél leggyakrabban megfigyelt fenofázisok: a virágzás kezdete, a teljes virágzás, a termésérés kezdete, stb.

Fenológiai (vagy fenotipikus) plaszticitás: Egyetlen genotípus sokféle fenotípusként jelenhet meg a környezeti hatások függvényében.

Fitobenton: A víz és szilárd fázis határán élő, növényi szervezetekből álló társulás

Fitoplankton: Növényi plankton.

Fluxus: egy adott felületen átáramló anyag vagy energia mennyiségét, vagy egy erőternek a felületen való áthatolását jellemzi.

Földrajzi analógia: Különböző területek hasonlóságán alapuló, az azokat összekapcsoló módszertan

Fotikus zóna: A tavak felső, átvilágított rétege, az „építés tere”, ahol szervesanyag-termelés folyik.

GCM: Globális Léghőköri (Cirkulációs) Modell (Global Circulation Model). Ezen klíma modellekkel végzett nemzetközi szimulációs kísérletek eredményei az ún. klímaszcenáriók.

Genusz: Nem (mint rendszertani kategória).

Geofita: A tápanyag raktározására a talajban sajátos szervvel (pl. gumó, hagyma) rendelkező s ezen fejlődő rügyekkel áttelelő, hideg- és szárazságtűrő növény.

Glaciális maximum: A jégkorszakoknak a sarki és kontinentális jégtakarók legnagyobb kiterjedéssel jellemezhető periódusa.

Glaciális: Jégkorszak.

Habitat: Élőhely.

Halobitás: A vízi élővilág számára biológiaiailag fontos szervesetlen kémiai tulajdonságainak összessége.

Herbivoria: Növényfogyasztás (Herbivor – növényevő)

Hipolimnion: A mérsékelt övi mély tavak csaknem mozdulatlan, hideg alsó rétege, amelynek hőmérséklete alig változik a vízmélységgel.

In situ: Eredeti helyzetben, természetes helyén ill. helyzetében.

Inszoláció: Besugárzás. A Földre érkező diffúz (szórt) és közvetlen napsugárzás mennyisége.

Interglaciális: A jégkorszakok közötti időszak.

Interspecifikus kapcsolatok: Fajok közötti kapcsolatok. Különböző fajokhoz tartozó populációk kapcsolatai.

Intraspecifikus kapcsolatok: Fajon belüli kapcsolatok. Ugyanazon fajhoz tartozó populációk ökológiai kapcsolatai.

Invazív faj: (Inváziós faj) Olyan idegenhonos faj, amely az új ökoszisztémába kerülve hirtelen és tömegesen képesek elterjedni, és ezzel rövidebb vagy hosszabb időre felborítják a korábban kialakult ökológiai egyenúlyt, az őshonos fajok rovására.

Jószág: Minden olyan dolog, amely – közvetve vagy közvetlenül – emberi szükségletek kielégítésére alkalmas. A javak egyes számú megfelelőjeként használatos közgazdasági fogalom.

Karnivoria: Hús fogyasztás. (Karnivor – húsevő)

Kártételi veszélyhelyzet (veszélyességi küszöbérték): A növényvédelmi szakirodalomban többféle megfogalmazásban széles körben elterjedt a kártételi veszélyhelyzet, régebben veszélyességi küszöbérték (economic threshold) fogalma. A fogalom definíciója nem egységes, de lényegében mindig arra a szituációra utal, amikor a kártevő abundanciája megközelíti a gazdasági károkozás szintjét (economic injury level). (Stern 1973, Kacsó 1968, Benedek et al. 1974, Balás és Sáringer 1984)

Klímaszcenário, klímaváltozási szcenário: A jövő egy lehetséges klímáját leíró rendszer, amely nem tekinthető előrejelzésnek

Klimatikus profil-indikátor: A fogalmat saját módszertani kutatásaink során vezettük be. Klimatikus profil-indikátor alatt egy meghatározott élőlény klimatikus igényeinek szezonális mintázatát értjük. A klimatikus profil-indikátoroknak többféle időbeli felbontása lehetséges. Jelen dolgozathoz vezető kutatómunka során kizárólag havi klimatikus profil-indikátorokkal dolgoztunk, ami az év 12 hónapjához rendel havi hőmérsékleti és csapadék igényeket.

Kohorsz: Azonos, vagy közel azonos időben született egyedek csoportja.

Kontingenciátáblázat: Olyan táblázat, melyekben a gyakoriságok két változóhoz tartoznak. Az egyik változó kategorizálja az oszlopokat, a másik a sorokat.

Közösség: Egy élőhelyen élő fajegyüttesek, amelyek tagjai között kapcsolatokat (interakciókat) feltelezhetők.

Köztes diszturbancia hipotézis: (Közepes gyakoriságú zavarások elve, eredetiben Intermediate Disturbance Hypothesis, IDH). Az elmélet szerint a közepes gyakoriságú zavarások eredményezik a legnagyobb diverzitást.

Kukorica ökoszisztéma: Ezen fogalom alatt jelen dolgozat szóhasználatában, a kukorica kártevőit, kórokozóit és gyomnövényeit értjük, valamint azt, hogy hogyan reagálnak az időjárás tényezők változására.

Letális: Halált okozó.

Limnológia: Az édesvizekkel, mint komplex – fizikai, kémiai és biológiai komponensek kölcsönhatása által létrejövő – rendszerekkel foglalkozó tudomány.

Litorális régió: Az állóvízi élettájak parti része, a parti tájék. Bele tartozik a partszegélyt és az időnként víz alá kerülő partrészt magába foglaló „száraz parti öv” és a szűkebb értelemben vett „parti öv”, amely a magas vízállás vízvonalától kezdve addig terjed, amíg nagytermetű, gyökerező hínárnövényzet terjedni képes.

Macrolepidoptera: Nagylepkek

Makrofiton: Vízi makrovegetáció. Hazánkban teleptestű csillárkamoszatok, néhány páfrány, zsurló, lombosmoha, májmoha és mellettük zömmel virágos, túlnyomórészt egyszikű növények alkotják (pl. hínarasok, nádasok növényei).

Makrogerinctelen: Szemmel látható gerinctelen élőlények. Vízi közösségek esetén használatos kifejezés (vízi makroszkopikus gerinctelenek).

Meiofauna: Kis (a mikrofaunában élőknél nagyobb, a makrofaunában élőknél kisebb) méretű, tengeri és édesvízi ökoszisztémákban élő bentikus gerinctelenek.

Metabolizmus: Anyagcsere

Metaelemzés: Egy objektumhalmaz különböző szempontú értékeléseiből származó eredmények többváltozós elemzése, pl osztályozások osztályozása.

Meta-modell: elméletek és szerepükről alkotott elméletek.

Metapopuláció: Lokális populációk együttese.

Mezofauna: Meiofaunával azonos mérettartományú talajban élő szervezetek csoportja, mint például az atkák, ugróvillások, nematodák.

Mezokozmosz: A valóságos ökoszisztémát modellező mesterséges rendszer. A mezokozmoszokban minden trofikus szint képviselve van, komplexebb, mint a mikrokozmosz, ezért környezeti realitása nagy

Microlepidoptera: Molylepkék

Migráció: Nagyszámú egyed, populáció elmozdulása, vándorlása nagyobb távolságba.

Mikroevolúció: A fajokon belüli változásokat vizsgálja, amelyek elvezetnek a fajképződéshez.

Mikrohabitat: Az élőhely (habitat) valamilyen környezeti változó alapján elkülöníthető része.

Mikrokozmosz: Kisméretű, sokfajú ökológiai tesztszisztem.

Monitoring (monitorozás): Valamely objektum állapotára vonatkozó, időben megismételt, meghatározott eljárás szerinti adatgyűjtés.

Monofág: Egyféle táplálékon élő.

Mortalitás: Halálozás.

Niche: Fajok együttélésének problémájával kapcsolatos fogalom, jelentése „fülke”. A biotikus és abiotikus környezeti tényezők tengelyei által meghatározott sokdimenziós absztrakt térnek azon része, melyben a populáció fennmaradni képes.

NMDS: „Non-metric multidimensional scaling”, azaz nem metrikus többdimenziós skálázás. Olyan ordinációs módszer, amely a távolságértékek közti különbségeket figyelmen kívül hagyja. Az objektumokat reprezentáló pontokat úgy helyezi el a rendszerint 2 dimenziós térben, hogy a közöttük lévő távolságok sorrendisége a lehető legjobban megközelítse a távolságok eredeti, nagyság szerinti sorrendjét.

Ökofiziológia: Populációk (közösségek) funkcionális válaszait (fiziológiai működését) vizsgálja a környezet függvényében.

Ökoszisztéma: Ökológiai rendszer. A hazai ökológiai szaknyelvben az ökoszisztéma az ökológiai jelenségek értelmezése, vizsgálata céljából létrehozott rendszermodell. A nemzetközileg elfogadott meghatározás szerint azonban a társulás (biocénózis) és az élőhely (biotóp, habitat) együttese.

Ordináció: Többváltozós matematikai adatfeldáró módszer, amely a dimenzionalitás csökkentését célozza. Sok dimenzió behelyettesítése kevés számú, de az eredeti adatstruktúrát jól tükröző dimenzióval.

Ortofoszfát: (PO_4^{3-}) A víz összes foszfortartalma (TP, total P) oldott (DP, dissolved P) és partikulált (PP, particulate P) frakciókból áll. Az oldott frakció egyik legfontosabb összetevője – a polifoszfátok, szerves kolloidok és alacsony molekulatömegű foszfátszterek mellett – az ortofoszfát.

Parazita: Élősködő életmódú élő faj, a gazdaszervezetet azonban nem pusztítja el.

Parazitizmus: ld. parazita, parazitoid

Parazitoid: Késleltetett predátor. Az élősködés ez esetben a gazdaszervezet halálát okozza.

Pelágikus régió: Az állóvízi élettájak nyílt vízi része, a nyílt vízi táj. A víz alzat nélküli tömege. Mély tavakban felső fedőréteg (epilimnion), váltóréteg (metalimnion) és alsó réteg (hipolimnion) különíthető el függőlegesen, a hőmérséklet alapján jellemezhető rétegzettségnek megfelelően.

Permafroszt: „örök fagynak” fordítható fogalom. Olyan talaj, amely legalább két éven keresztül fagyott állapotban van.

Pionír faj: „Szűz” területek benépesülése során az elsőként megjelenő, rendszerint kis kompetíciós képességű fajok.

Plankton: Egy vízi társulás elnevezése. A vízben lebegő élőlények összessége, amelyek saját mozgása a víz áramlásához képest elhanyagolható.

Poikiloterm: A köznyelvben „hidegvérűnek” nevezett állatok. Életfunkcióikat messzemenően befolyásolja a környezet hőmérséklete, mert hatékony hőszabályozással nem rendelkeznek.

Polifág: Sokféle táplálékon élő.

Populációdinamika: Az élőlények egyedszám- és népességszorzóinak térbeli és időbeli változásával foglalkozó tudomány.

Potenciális kártételi veszélyhelyzet: Jelen dolgozatban ezt a fogalmat nem a kártevők mennyiségi viszonyaival, hanem csupán azok tömegszaporodásának, terjedésének, élettevékenységeiknek klimatikus feltételeivel jellemezzük. Időjárási adatsorok alapján önmagában a kártételi veszélyhelyzet kialakulása nem vizsgálható, hiszen azt számos más ökológiai folyamat is befolyásolja. A dolgozat célkitűzéseinek megfelelően, vizsgálataink során csupán a potenciális kártételi veszélyhelyzetek klimatikus feltételeinek relatív előfordulási gyakoriságait kívánjuk a klímaszenáriók összehasonlítása során jellemezni.

Predáció: ld. predátor

Predátor: Ragadozó.

Preindusztriális idő: Az Ipari Forradalom / iparosodás előtti kor.

Prezencia: Jelenlét.

Prezencia-abszencia: Jelenlét-hiány.

Primer produkció: Termelői szint.

Protozoon: Egysejtű állati szervezetek.

RCM: Regionális klímamodell (Regional Climate Model)

Relatív gyakoriság: Valamely ismérv (potenciális kártételi veszélyhelyzet) relatív gyakorisága a gyakoriság és az adatok számának a hányadosa. Ha a gyakoriságot 'k'-val, az adatok számát 'n'-nel jelöljük, akkor a relatív gyakoriság: k/n . ($0 \leq k/n \leq 1$) (Harnos és Ladányi, 2003)

Rheológia: Áramló vizekkel foglalkozó tudomány.

Stratégiai modell: Valamilyen jelenség összefüggéseinek demonstrációja, tudományos kutatási vagy oktatási célból előállított elméleti modell.

Szimuláció: ld. szimulációs modell

Szimulációs modell: az a modelltípus, amely a vizsgált jelenséghez hasonló viselkedés mutatasára képes, vagyis amikor a modell viselkedési elemei és a valóságos rendszer viselkedési elemei között egyértelmű kapcsolat teremthető. A szimulációs modell tehát nevének megfelelően szimulálja a rendszert.

Sztenoterm fajok: Aránylag szűk hőmérsékleti határok között megélni képes fajok, amelyek lehetnek melegigényesek (politerm) vagy hidegkedvelők (oligoterm).

Szuccesszió: A növénytársulások fokozatos, egy irányba mutató fejlődése.

Taktikai modell: Valamilyen gyakorlati jellegű probléma megoldása kapcsán predikciók (megalapozott jóslatok, prognózisok, előrejelzések) készítése céljából készített modell.

Taxon: Az élőlények egyazon kategóriába sorolt és közös gyűjtőnévvel ellátott fajcsoportja, illetve egy adott faja. A rendszertan hagyományos, alapvető kategóriái – mint az ország, törzs, osztály, rend, család, nemzetség, faj – taxonnak minősül.

Tichoplankton: Nem valódi planktontag. Lehet a vízmozgás következtében a planktonba került fenéklakó, leszakadt élőbevonat, stb.

Top-down: Felfülről lefelé irányuló hatás a táplálékhálózatokban. Az alacsonyabban lévő szintek a felettük lévő szintek (az őket fogyasztók) által szabályozottak.

Toxicitás: Mérgező képesség. Biológiai vízminősítésben a víz mérgező képességét jelenti.

Trofitás: A vízi ökoszisztéma elsődleges szerves anyag termelésének mértéke. A trofitás fokának meghatározására a vízben élő algák számát ill. azok klorofilltartalmát mérik.

Voltinizmus: Egy faj egy évben elért nemzedékek (generációk) számára vonatkozó fogalom (univoltin: 1 nemzedék / év, bivoltin: 2 nemzedék / év, stb).

Zooplankton: Állati szervezetekből álló plankton.

IRODALOMJEGYZÉK

- Abraha, M.G., Savage, M.J.: Potential impacts of climate change on the grain yield of maize for the midlands of KwaZulu-Natal, South Africa. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 115 (2006) pp. 150–160.
- Abu-Asab, M., Peterson, S., Stanwyn, P. M., Shelter, G. and Sylvia, S., Biodivers. Conserv., 2001, 10, 597–612.
- Adis, J. and Albuquerque, M.O. (1989): Impact of deforestation on soil invertebrates from central amazonian inundation forests and their survival strategies to long-term flooding, *Water Quality Bulletin*, 14: 88-99.
- Adler, P. B., Leiker, J., Levine, J. M. (2009): Direct and Indirect Effects of Climate Change on a Prairie Plant Community, September 2009, Volume 4, Issue 9
- Adrian, R. & Deneke, R. 1996. Possible impact of mild winters on zooplankton succession in eutrophic lakes of the Atlantic European area. *Freshwater Biology* 36 (3): 757–770.
- Adrian, R., Walz, N., Hintze, T., Hoeg, S., Rusche, R. 1999. Effects of ice duration on plankton succession during spring in a shallow polymictic lake. *Freshwater Biology* 41 (3): 621–634.
- Adrian, R., Wilhelm, S., Gerten, D. 2006. Life-history traits of lake plankton species may govern their phenological response to climate warming. *Global Change Biology* 12 (4): 652-661.
- Aggarwal, P. K., Mall, R. K. (2002): Climate change and rice yields in diverse agro-environments of India. II. Effect of uncertainties in scenarios and crop models on impact assessment, *Climatic Change* 52: 331–343
- Agrell J., McDonald E. P., Lindroth R. L. (2003): Effects of CO₂ and light on tree phytochemistry and insect performance. *Oikos*, 88, 2:259-272, 2003.
- Allison M. Thomson, John P. Weyant & Thomas J. Wilbanks (2010): The next generation of scenarios for climate change research and assessment – *Nature*, Vol 463(11 February 2010): 747-756.
- Altermatt F. (2009): Climatic warming increases voltinism in European butterflies and moths. *Proc. R. Soc. B* 2010 277, 1281-1287.
- Ammann, C., Joos, F., Schimel, D., Otto-Bliesner, B. and Tomas, R. (2007): Solar influence on climate during the past millennium: Results from transient simulations with the NCAR Climate Simulation Model, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104 (10): 3713-3718.
- Andersen, T. B. (1991): A model to predict the beginning of the pollen season. *Grana* 30, 269–275.
- André, H.M. and Noti, M.I. and Jacobson, K.M. (2003): The soil microarthropods of the Namib desert: a patchy mosaic, *Journal of African Zoology*, 111: 499-517.
- Andrés, P. and Mateos, E. (2006): Soil mesofaunal responses to post-mining restoration treatments, *Applied Soil Ecology*, 33: 67-78.
- Andrew, N. R., Hughes, L. (2005): Diversity and assemblage structure of phytophagous Hemiptera along a latitudinal gradient: predicting the potential impacts of climate change, *Global Ecology and Biogeography*, (Global Ecol.Biogeogr.) 14, 249–262
- Annelies De Backer, Stefanie Adam, Jaak Monbaliu, Erik Toorman, Magda Vincx, Steven Degraer (2009.): Remote Sensing of Biologically Reworked Sediments: A Laboratory Experiment, *Estuaries and Coasts*, 32, pp. 1121 – 1129
- Anneville, O., Molinero, J. C., Souissi, S., Balvay, G., Gerdeaux, D. 2007. Long-term changes in the copepod community of Lake Geneva. *Journal of Plankton Research* 29 (1): 49-59.
- Anneville, O., Molinero, J. C., Souissi, S., Gerdeaux, D. 2010. Seasonal and interannual variability of cladoceran communities in two peri-alpine lakes: uncoupled response to the 2003 heat wave. *Journal of Plankton Research* 32 (6): 913-925.
- Araújo M. B., Luoto M. (2007): The importance of biotic interactions for modelling species distributions under climate change. *Global Ecology and Biogeography* 16:743-753.
- Arroyo, J. and Iturrondobetia, J.C. (2006): Differences in the diversity of oribatid mite communities in forests and agroecosystems lands, *European Journal of Soil Biology*, 42: 259-269.
- Asher J. et al. (2001): *The Millennium Atlas of Butterflies in Britain and Ireland* (Oxford Univ. Press).
- Ashforth, D. & Yan, N. D. 2008. The interactive effects of calcium concentration and temperature on the survival and reproduction of *Daphnia pulex* at high and low food concentrations. *Limnology and Oceanography* 53 (2): 420-432.
- Ashworth A. C. (1997): The response of beetles to quaternary climate change. In: *Past and Future Rapid Environmental Change* (eds: Huntley B., Cramer W., Morgan A. V., Prentice H. C., Allen J. R. M.), pp. 401-412. Springer, Berlin.

- Askidis, M.D. and Stamou, G.P. (1991): Spatial and temporal patterns of an oribatid mite community in an evergreen-sclerophyllous formation (Hortiatis, Greece), *Pedobiologia*, 35: 53-63.
- Asner, Gregory P., George V. N. Powell, Joseph Mascaro, David E. Knapp, John K. Clark, James Jacobson, Ty Kennedy-Bowdoin, Aravindh Balaji, Guayana Paez-Acosta, Eloy Victoria, Laura Secada, Michael Valqui, and R. Flint Hughes (2010): High-resolution forest carbon stocks and emissions in the Amazon - PNAS vol. 107 no. 38 16738-16742
- Ayres, M. P., Lombardero, M. J. (2000): Assessing the consequences of global change for forest disturbance from herbivores and pathogens. – *The Science of The Total Environment* 262(3): 263-286.
- Bach W. (1987): Development of climate change scenarios: A. From general circulation models. In *The Impact of Climatic Variations on Agriculture, Vol I: Assessment in Cool Temperature and Cold Regions* (eds M.L. Parry, T.R. Carter, & NT. Konijn), pp. 125-157. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Badejo, M.A. and Akinwale, P.O. (2006): Microenvironmental preferences of oribatid mite species on the floor of a tropical rainforest, *Experimental and Applied Acarology*, 40: 145-156.
- Badejo, M.A. and Espindola, J.A.A. and Guerra, J.G.M. and de Aquino, A.M. and Correa, M.E.F. (2002): Soil oribatid mite communities under three species of legumes in an ultisol in Brazil, *Experimental and Applied Acarology*, 27: 283-296.
- Báez, S., Collins, S. L. (2008): Shrub invasion decreases diversity and alters community stability in northern chihuahuan desert plant communities, *Plos One*, vol. 3, issue 6
- Baker R. H., Sansford A. C. E., Jarvis C. H., Cannon R. J. C., MacLeod A., Walters K. F. A. (2000): The role of climatic mapping in predicting the potential geographical distribution of non-indigenous pests under current and future climates. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 82:57-71.
- Báldi András, Jordán Ferenc (2004.): *Közösségek ökológia: Évszázados nehézségek és új utak*, Magyar Tudomány 2004/1 pp. 27 – 36.
- Baldocchi, D. and Valentini, R. (2003): Geographic and temporal variation of carbon exchange by ecosystems and their sensitivity to environmental perturbations. In: C. B. Field and M. Raupach (Eds.) *The Global Carbon Cycle*, Island Press, Washington.
- Bale J. S., Masters G. J., Hodgkinson I. D., Wmack C. A., Bezemer T. M., Brown V. K., Butterfield J., Buse A., Coulson J. C., Farrar J., Good J. E. G., Harrington R., Hartley S., Jones T. H., Lindroth R. L., Press M. C., Symrnioudis I., Watt A. D., Whittaker J. B. (2002): Herbivory in global climate change research: direct effects of rising temperature on insect herbivores. *Global Change Biology* (2002) 8, 1-16.
- Bale J. S., Walters K. F. A. (2001): Overwintering biology as a guide to the establishment potential of non-native arthropods in the UK. In: *Environment and Animal Development: Genes, Life Histories and Plasticity* (eds Atkinson D, Thorndyke M), pp. 343–354. BIOS Scientific Publishers Ltd, Oxford.
- Baliga, Sandeep and Maskin, Eric (2003). Mechanism design for the environment, in Baliga, Sandeep and Maskin, Eric (ed): *Handbook of Environmental Economics*, volume 1., chapter 7. Elsevier.
- Balogh, J. and Balogh, P. (1992): *The Oribatid Mites Genera of the World*, The Hungarian National Museum Press.
- Balogh, P. and Gergőcs, V. and Farkas, E. and Farkas, P. and Kocsis, M. and Hufnagel, L. (2008): Oribatid assemblages of tropical high mountains on some points of the „Gondwana-bridge”- a case study, *Applied Ecology and Environmental Research*, 6(3): 127-158.
- Bannayan, M., Hoogenboom, G., Crout, N.M.J.: Photothermal impact on maize performance: a simulation approach. *Ecological Modelling* 180 (2004) pp. 277–290.
- Barbraud, Christophe & Henri Weimerskirch (2001): Emperor penguins and climate change *Nature* 411
- Barcza Z., Haszpra L., Hidy D., Churkina, G., Horváth L. (2008): Magyarország bioszférikus CO2 mérlegének becslése, *Klíma* 21 Füzetek 52: 83-91.
- Barnola, J. M., Raynaud, D., Korotkevich, Y. S., and Lorius, C.(1987): Vostok Ice Core Provides 160,000-Year Record of Atmospheric CO₂, *Nature* 329: 408–414.
- Bartholy J., Pongrácz R. (2008): Regionális éghajlatváltozás elemzése a Kárpát-medence térségére pp. 15-54. In: Harnos Zs., Csete L. (eds.): *Klimaváltozás: környezet - kockázat- társadalom*, Szaktudás Ház Kiadó, Budapest
- Bawa, K. S. and Dayanandan, S. (1998): Global climate change and tropical forest genetic resources, *Climatic Change* 39: 473–485
- Beaugrand, G. & Ibanez, F. 2004. Monitoring marine plankton ecosystems. II: Long-term changes in North Sea calanoid copepods in relation to hydro-climatic variability. *Marine Ecology-Progress Series* 284: 35-47.

- Beaugrand, G. & Reid, P. C. 2003. Long-term changes in phytoplankton, zooplankton and salmon related to climate. *Global Change Biology* 9 (6): 801-817.
- Beaugrand, G. 2005. Monitoring pelagic ecosystems using plankton indicators. *ICES Journal of Marine Science* 62 (3): 333-338.
- Beaugrand, G. 2009. Decadal changes in climate and ecosystems in the North Atlantic Ocean and adjacent seas. *Deep-Sea Research Part II-Topical Studies in Oceanography* 56 (8-10): 656-673.
- Beaugrand, G., Luczak, C., Edwards, M. 2009. Rapid biogeographical plankton shifts in the North Atlantic Ocean. *Global Change Biology* 15 (7): 1790-1803.
- Beaumont L.J., Hughes L. (2002): Potential changes in the distributions of latitudinally restricted Australian butterfly species in response to climate change. *Global Change Biology* 8 (10), 954-971.
- Behan-Pelletier, V.M. (1999): Oribatid mite biodiversity in agroecosystems: role for bioindication, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74: 411-423.
- Bell V. A., Brightwell R. J., Lester P. J. (2006): Increasing vineyard floral resources may not enhance localised biological control of the leafroller *Epiphyas postvittana* (Lepidoptera: Tortricidae) by *Dolichogenidea* spp. (Hymenoptera: Braconidae) parasitoids. *Biocontrol Science and Technology* 16, 1031-1042.
- Bender, E.A., Case, T.J., Gilpin, M.E. (1984.): Perturbation experiments in community ecology: theory and practice, *Ecology*, 65, pp. 1 – 13.
- Berch, S.M. and Battigelli, J.P. and Hope, G.D. (2007): Responses of soil mesofauna communities and oribatid mite species to site preparation treatments in high-elevation cutblocks in southern British Columbia, *Pedobiologia*, 51: 23-32.
- Bergengren, J. C., Thompson, S. L., Pollard, D., Deconto, R. M. (2001): Modeling global climate-vegetation interactions in a doubled CO₂ world, *Climatic Change* 50: 31-75.
- Berger, S. A., Diehl, S., Stibor, H., Trommer, G., Ruhlenstroth, M. 2010. Water temperature and stratification depth independently shift cardinal events during plankton spring succession. *Global Change Biology* 16 (7): 1954-1965.
- Bernays E. A. (1997): Feeding by lepidopteran larvae is dangerous. *Ecological Entomology* 22:121-123.
- Bernays E. A., Bright K. L., Gonzalez N., Angel J. (1994): Dietary mixing in a generalist herbivore: tests of two hypotheses. *Ecology* 75:1997-2006.
- Bernays E. A., Mikenberg O. P. J. M. (1997): Insect herbivores: different reasons for being a generalist. *Ecology* 78:1157-1169.
- Bezemer T. M., Jones T. H. (1998): Plant-insect herbivore interactions in elevated atmospheric CO₂: quantitative analyses and guild effects. *Oikos* 82:212-222.
- Bihari, F., Kádár, A., Dimitrievics, Gy., Bíró, K. (1982) Gyomirtás-vegyszeres termésszabályozás. Budapest: Mezőgazdasági Kiadó.
- Bogacheva I. A. (1986): Studies on the effects of different factors on population dynamics of phytophagous insects in the subarctic region, in *Regulyatsiya chislennosti i plotnosti populatsii zhivotnykh Subarktiki* (Control over the Abundance and Population Density of Subarctic Animals), Sverdlovsk: Ural. Otd. Akad. Nauk SSSR, 1986, pp. 10-25.
- Bogacheva I. A., Olschwang V. N. (1978): Expansion of some Southern insect species to the forest-tundra, in *Fauna, ekologiya i izmenchivost' zhivotnykh* (Animal Fauna, Ecology and Variation), Sverdlovsk: Ural. Otd. Akad. Nauk SSSR, 1978, pp. 16-18.
- Boland, G.J., Melzer, M.S., Hopkin, A., Higgins, V., Nassuth, A.: Climate change and plant diseases in Ontario. *Can. J. Plant Pathol.* 26 (2004) pp. 335-350.
- Boland, G.J., Melzer, M.S., Hopkin, A., Higgins, V., Nassuth, A.: Climate change and plant diseases in Ontario. *Can. J. Plant Pathol.* 26 (2004) pp. 335-350.
- Bolotov I. N. (2004): Long-term changes in the fauna of diurnal Lepidopterans (Lepidoptera, Diurna) in the Northern Taiga subzone of the Western Russian Plain, *Russian Journal of Ecology*, Vol. 35. No.2., 2004, pp. 117-123.
- Bonell, M. (1998): Possible impacts of climate variability and change on tropical forest hydrology, *Clim. Change*, 39, pp. 215-272
- Borchert, R. (1998): Responses of tropical trees to rainfall seasonality and its longterm changes, *Climatic Change* 39: 381-393

- Borchert, R., Rivera, G. and Hagnauer, W. (2002): Modification of vegetative phenology in a tropical semi-deciduous forest by abnormal drought and rain. *Biotropica*, 34, pp. 27–39.
- Both, Christiaan, Sandra Bouwhuis, C. M. Lessells & Marcel E. Visser (2006): Climate change and population declines in a long-distance migratory bird - *Nature* 441, doi:10.1038/nature04539
- Boyer, W. D. (1973): Air temperature, heat sums, and pollen shedding phenology of longleaf pine. *Ecology* 54, 421–425.
- Bradley, N. L., Leopold, A. C., Ross, J. and Huffaker, W. (1999): Phenological changes reflect climate change in Wisconsin. *Proc. Natl. Acad. Sci., Ecology, USA*, vol. 96, pp. 9701–9704
- Brakefield P. M. (1984): The ecological genetics of quantitative characters of *Maniola jurtina* and other butterflies. *The Biology of Butterflies, Symposium of the Royal Entomological Society of London*, 11 (ed. by Vane-Wright R. I. and Ackery P. R.), pp. 167–190. Academic Press, London.
- Brakefield P. M. (1987): Geographical variability in, and temperature effects on, the phenology of *Maniola jurtina* and *Pyronia tithonus* (Lepidoptera, Satyrinae) in England and Wales. *Ecological Entomology* 12:139–148.
- Braschler B., Hill J. K. (2007): Role of larval host plants in the climate-driven range expansion of the butterfly *Polygonia c-album*. *Journal of Animal Ecology* 76:415–423.
- Bronstein, J.L., 1994. Conditional outcomes in mutualistic interactions, *Trends Ecol. Evol.*, 9, pp. 214 – 217.
- Brown, P. (1998): Forest fires: setting the world ablaze - *The Guardian* [London], 20 March.
- Bryan, K. (1969) Climate and the ocean circulation. III: The ocean model. *Mon. Weather Rev.* 97: 806–827.
- Bryant S. R., Thomas C. D., Bale J. S. (1997): Nettle-feeding nymphalid butterflies: temperature, development and distribution. *Ecological Entomology*, 22:390–398.
- Bryant S. R., Thomas C. D., Bale J. S. (2000): Thermal ecology of gregarious and solitary nettle feeding nymphalid larvae. *Oecologia* 122:1–10.
- Buchmann, N. (2002): Plant ecophysiology and forest response to global change, *Tree Physiology* 22: 1177–1184.
- Bunn A. G. , S. J. Goetz, J. S. Kimball, K. Zhang (2007): Northern High-Latitude Ecosystems Respond to Climate Change - *Eos*, Vol. 88, No. 34
- Buse A., Good J. E. G. (1996): Synchronization of larval emergence in winter moth (*Operophtera brumata* L.) and budburst in pedunculate oak (*Quercus robur* L.) under simulated climate change. *Ecological Entomology*, 21, 335–43.
- Buse A., Good J. E. G., Dury S, Perrins C. M. (1998): Effects of elevated temperature and carbon dioxide on the nutritional quality of leaves of oak (*Quercus robur* L.) as food for the Winter Moth (*Operophtera brumata* L.). *Functional Ecology* 12:742–749.
- Butterfield J. (1976): The response of development rate to temperature in the univoltine crane fly, *Tipula subnodicornis* Zetterstedt. *Oecologia* 25:89–100.
- Butterfield J., Coulson J. C. (1997): Terrestrial invertebrates and climate change: physiological and life-cycle adaptations. In: *Past and Future Rapid Environmental Changes* (eds Huntley B., Cramer W., Morgan A. W., Prentice H. C., Allen J. R. M.), pp. 401–412. Springer, Berlin.
- Campos, H., Cooper, M., Habben, J.E., Edmeades, G.O., Schussler, J.R.: Improving drought tolerance in maize: a view from industry. *Field Crops Research* 90 (2004) pp. 19–34.
- Canadell, J. G., Le Quééré, C., Raupach, M. R., Field, C. B., Buitenhuis, E. T., Ciais, P., Conway, T. J., Gillett, N. P., Houghton, R. A., Marland, G. (2007): Contributions to accelerating atmospheric CO₂ growth from economic activity, carbon intensity, and efficiency of natural sinks, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104 (47): 18866–18870.
- Canadell, Josep G., Corinne Le Quééré, Michael R. Raupach, Christopher B. Field, Erik T. Buitenhuis, Philippe Ciais, Thomas J. Conway, Nathan P. Gillett, R. A. Houghton, and Gregg Marland (2007): Contributions to accelerating atmospheric CO₂ growth from economic activity, carbon intensity, and efficiency of natural sinks - *PNAS* 104(47): 18866–18870.
- Cannell, M. G. R., Smith, R. I. (1983): Thermal time, chill days and prediction of budburst in *Picea sitchensis*. *J. Appl. Ecol.* (20): 951–963.
- Caputo C., Rutitzky M., Ballaré C. L. (2006): Solar ultraviolet-B radiation alters the attractiveness of Arabidopsis plants to diamondback moths (*Plutella xylostella* L.): impacts on oviposition and involvement of the jasmonic acid pathway, *Oecologia* 149, 1:81–90.
- Carbon Market Dynamics & Economic growth. Theoretical foundation for the „green deal“. Working paper.
- Carboneau, A., Riou, C., Guyon, D., Riou, J., Schneider, C. (1992): Agrométéorologie de la vigne en France. EUR-OP, Luxembourg, p 168.
- Bonhomme R (2000) Bases and limits to using “degree-day” units. *Eur. J. Agron.* (13):1–10, doi:10.1016/S1161-0301(00)00058-7.

- Carpenter, S.R., (1999.): Microcosm experiments have limited relevance for community and ecosystem ecology: reply. *Ecology* 80, 1085–1088.
- Carpenter, S.R., Chisholm, S.W., Krebs, C.J., Schindler, D.W., Wright, R.F. (1995.): Ecosystem experiments. *Science*, 269, pp. 324 – 327.
- Carter, M.R., Sanderson, J.B., Ivany, J.A., White, R.P.: Influence of rotation and tillage on forage maize productivity, weed species, and soil quality of a fine sandy loam in the cool–humid climate of Atlantic Canada. *Soil & Tillage Research* 67 (2002) pp. 85–98.
- Caruso, T. and Migliorini, M. (2006): Micro-arthropod communities under human disturbance: is taxonomic aggregation a valuable tool for detecting multivariate change? Evidence from Mediterranean soil oribatid coenoses, *Acta Eoecologica*, 30: 46-53.
- Carvalho, L. & Kirika, A. 2003. Changes in shallow lake functioning: response to climate change and nutrient reduction. *Hydrobiologia* 506 (1-3): 789-796.
- Cecich, R. A., Kang, H., Chalupka, W. (1994): Regulation of early flowering in *Pinus banksiana*. *Tree Physiology* 14, 275–284.
- Chapman, C. A., Chapman, L. J., Struhsaker, T. T., Zanne, A. E.
- Chen, C. Y. & Folt, C. L. 1996. Consequences of fall warming on zooplankton overwintering success. *Limnology and Oceanography* 41 (5): 1077-1086.
- Chen, I.-C., Shiu H.-J., Benedick S., Holloway J. D., Chey V. K., Barlow H. S., Hill J. K., Thomas C. D. (2009): CElevation increases in moth assemblages over 42 years on a tropical mountain. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106:1479-1483.
- Chen, Y. H., Welter, S. C., (2007): Crop domestication creates a refuge from parasitism for a native moth. *Journal of Applied Ecology* 44, 238–245.
- Chiba, S., Sugisaki, H., Nonaka, M., Saino, T. 2009. Geographical shift of zooplankton communities and decadal dynamics of the Kuroshio-Oyashio currents in the western North Pacific. *Global Change Biology* 15 (7): 1846-1858.
- Chiba, S., Tadokoro, K., Sugisaki, H., Saino, T. 2006. Effects of decadal climate change on zooplankton over the last 50 years in the western subarctic North Pacific. *Global Change Biology* 12 (5): 907-920.
- Chipanshi, A.C., Chanda, R., Totolo, O.: Vulnerability assessment of the maize and sorghum crops to climate change in Botswana. *Climatic Change* 61 (2003) pp. 339–360.
- Christou, E. D.–Moraitou-Apostolopoulou, M. (1995): Metabolism and feeding of mesozooplankton at the eastern Mediterranean (Hellenic coastal waters). *Marine Ecology Progress Series* 126: 39-48.
- Chuine, I. (2000): A unified model for budburst of trees. *J. Theor. Biol.* (207):337–347, doi:10.1006/jtbi.2000.2178.
- Chuine, I. és Beaubien, E. (2001): Phenology is a major determinant of tree species range. *Ecology Letters*, (2001) 4: 500-510.
- Chuine, I., Cour, P. (1999): Climatic determinants of budburst seasonality in four temperate-zone tree species. *New Phytologist*, 143:339-349.
- Chuine, I., Cour, P. és Rousseau, D. D. (1998): Fitting models predicting dates of flowering of temperate-zone trees using simulated annealing. *Plant, Cell and Environment* 21, 455–466.
- Chuine, I., Cour, P., Rousseau, D. D. (1999): Selecting models to predict the timing of flowering of temperate trees: implications for tree phenology modelling. *Plant, Cell Environ.* (22): 1-13.
- Chuine, I., Kramer, K., Hänninen, H. (2003): Plant development models. In *Phenology: An Integrative Environmental Science* (Schwartz, M.D., ed.), pp. 217–235, Kluwer.
- Chuine, I., Yiu, P., Viovy, N., Seguin, B., Daux, V., Ladurie LeRoy, E. (2004): Grape ripening as a past climate indicator. *Nature*, 432, 289-290.
- Clapperton, M.J. and Kanashiro, D.A. and Behan-Pelletier, V.M. (2002): Changes in abundance and diversity of microarthropods associated with Fescue Prairie grazing regimes. *Pedobiologia*, 46: 496-511.
- Clark, C. J. and Poulsen, J. R. (2005): A long-term evaluation of fruiting phenology: importance of climate change. *Journal of Tropical Ecology*, 21: 1–14.
- Clarke, R. (1994): The pollution of lakes and reservoirs, UNEP environment library, United Nations Environmental Program, Nairobi, Kenya.
- Clements, F. E. (1905): Research methods in ecology. University Publishing. Lintcoln, Nebraska, USA.

- Colwell, R.K. (1984.): What's new? community ecology discovers biology. In: Price, P.W., Slobodchikoff, C.N., Gaud, W.S. (Eds.), *A New Ecology. Novel Approaches to Interactive Systems*. Wiley, New York, pp. 387–396.
- Condit, R., Hubbel, S.P., and Foster, R.B. (1996): Changes in a Tropical Forest with Shifting Climate: Results from a 50 Hectare Permanent Census Plot at Barro Colorado Island in Panama. *J. Tropic Ecol.* 12, 231–256.
- Connell, J. H. (1978): Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199:1302–1310.
- Connelly, S. J., Moeller, R. E., Sanchez, G., Mitchell, D. L. 2009. Temperature effects on survival and DNA repair in four freshwater cladoceran *Daphnia* species exposed to UV radiation. *Photochemistry and Photobiology* 85 (1): 144–152.
- Conrad K.F., Perry J.N., Woiwod I.P. (2001): An abundance-occupancy time –lag during the decline of an arctiid tiger moth. *Ecology Letters* 4, 300–303.
- Conrad K.F., Perry J.N., Woiwod I.P., Alexander C.J. (2006a): Large-scale temporal changes in spatial pattern during declines of abundance and occupancy in a common moth. *Journal of Insect Conservation* 1 (10), 53–64.
- Conrad K.F., Warren M.S., Fox R., Parsons M.S., Woiwod I.P. (2006b): Rapid declines of common, widespread British moths provide evidence of an insect biodiversity crisis. *Biological Conservation* 132 (2006), 279–291.
- Conrad K.F., Woiwod I.P., Parsons M., et al. (2004): Long-term population trends in widespread British moths. *Journal of Insect Conservation* 8: 119–136.
- Conrad K.F., Woiwod I.P., Perry J.N. (2002): Long-term decline in abundance and distribution of the garden tiger moth (*Arctia caja*) in Great Britain. *Biological Conservation* 106 (2002), 329–337.
- Conrad K.F., Woiwod I.P., Perry J.N. (2003): East Atlantic teleconnection pattern and the decline of a common arctiid moth. *Global Change Biology* 9 (2), 125–130.
- Cooke, S. L., Williamson, C. E., Leech, D. M., Boeing, W. J., Torres, L. 2008. Effects of temperature and ultra-violet radiation on diel vertical migration of freshwater crustacean zooplankton. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65 (6): 1144–1152.
- Coope G. R. (1970): Interpretations of Quaternary insect fossils. *Annual Review of Entomology* 15, 97–120.
- Coope G. R. (1987): Constancy of insect species versus inconsistency of Quaternary environments. In: *Diversity of Insect Faunas* (eds: Mound L. A., Waloff N.), pp. 176–187. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Coope G. R. (1995): The effect of Quaternary climate changes in insect populations: lessons from the past. In: *Insects in a changing environment* (eds: Harrington R., Stork N. E.), pp. 30–48. Academic Press, San Diego.
- Corlett, R. T. and Lafrankie, J. V. (1998): Potential impacts of climate change on tropical asian forests through an influence on phenology. *Climate Change* 39, pp. 439–453.
- Cortázar-Atauri, G.I., Brisson, N., Gaudillere, J.P. (2009): Performance of several models for predicting budburst date of grapevine (*Vitis vinifera* L.). *Int. J. Biometeorol* DOI 10.1007/s00484-009-0217-4.
- Cortázar-Atauri, G.I., Brisson, N., Seguin, B., Gaudillere J.P., Baculat, B. (2005): Simulation of budbreak date for vine. The BRIN model. Some applications in climate change study. In: *Proceedings of XIV International GESCO Viticulture Congress*, Geisenheim, Germany, 23–27 August, 2005, pp 485–490.
- Cotton, P.A. (2003): Avian migration phenology and global climate change, *PNAS*, vol. 100, no. 21, pp.12219–12222
- Coulson J. C., Horobin J. C., Butterfield J., Smith G. R. J. (1976): The maintenance of annual life-cycles in two species of Tipulidae (Diptera); a field study relating to development, temperature and altitude. *Journal of Animal Ecology* 45:215–233.
- Coulson S. J., Hodkinson I. D., Webb N. R., Mikkola K., Harrison J. A., Pedgley D. E. (2002): Aerial colonization of high Arctic islands by invertebrates: the diamondback moth *Plutella xylostella* (Lepidoptera: Yponomeutidae) as a potential indicator species. *Diversity and Distributions* 8:327–334.
- Coulson, S.J. and Hodkinson, I.D. and Wooley, C. and Webb, N.R. and Block, W. and Worland, M.R. and Bale, J.S. and Strathee, A.T. (1996): Effects of experimental temperature elevation on high-arctic soil microarthropod populations, *Polar Biology*, 16(2): 147–153.
- Coviella C. E., Trumble J. T. (1999): Effects of elevated atmospheric carbon dioxide on insect-plant interactions. *Conservation Biology* 13:700–712.
- Cox, P. M., Betts, R. A., Jones, C. D., Spall, S. A., and Totterdell, I. J. (2000): Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model, *Nature* 408: 184–187.
- Cox, P.M., Betts, R.A., Jones, C.D., Spall, S.A. and Totterdell, I.J. (2001): *Modelling Vegetation and the Carbon Cycle as Interactive Elements of the Climate System*, Hadley Centre, Technical Note 23

- Cramer, W., Bondeau, A., Woodward, F. I., Prentice, I. C., Betts, R. A., Brovkin, V., Cox, P. M., Fisher, V., Foley, J. A., Friend, A. D., Kucharik, C., Lomas, M. R., Ramankutty, N., Sitch, S., Smith, B., White, A., and Young-Molling, C. (2001): Global response of terrestrial ecosystem structure and function to CO₂ and climate change: results from six dynamic global vegetation models, *Glob. Change Biol.* 7: 357-373.
- Crawley M. J. (1987): What makes a community invisable? In: *Colonization, Succession and Stability. The 26th Symposium of the British Ecological Society Held Jointly with the Linnean Society of London* (eds Gray A. J., Crawley M. J., Edwards P. J.), pp. 429–453. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Crick Humphrey Q. P. (2004): The impact of climate change on birds - *Ibis* (2004), 146 (Suppl.1), 48–56
- Cynthia Wyman, David A. Francko (1986): Germination of *Ceratophyllum demersum* Seeds in Aseptic Liquid Culture Proc. Okla. Acad. Sci., 66, pp. 27 – 29
- Csete, M és Török, Á. (2008): Települések klímavédelemmel összehangolt fejlesztési beruházásainak optimalizálása- *Klíma-21* 54: 91-97.
- D. Raffaelli, H. Moller (1999): Manipulative Field Experiments in Animal Ecology: Do They Promise More Than They Can Deliver? *Advances in Ecological Research* , 30, pp. 299 – 338. Ralph Mac Nally (2000.): Modelling confinement experiments in community ecology: differential mobility among competitors, *Ecological Modelling*, 129, pp. 65–85
- Danilevskii A. S. (1965): Photoperiodism and Seasonal Development of Insects. Oliver & Boyd, Edingurgh.
- Daufresne, M., Lengfellner, K., Sommer, U. 2009. Global warming benefits the small in aquatic ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106 (31): 12788-12793.
- David F. Spencer, Marcel Rejmánek (2010.): Competition between two submersed aquatic macrophytes, *Potamogeton pectinatus* and *Potamogeton gramineus*, across a light gradient, *Aquatic Botany*, 92, pp. 239 – 244
- Davis A. J., Jenkinson L. S., Lawton J. H., Shorrocks B., Wood S. (1998): Making mistakes when predicting shifts in species range in response to global warming. *Nature* 391:783-786.
- Davis M. A., Grime J. P., Thompson K. (2000): Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology* 88:528–534.
- Déchêne, A.D. and Buddle, C.M. (2009): Effects of experimental forest harvesting on oribatid mite biodiversity, *Forest Ecology and Management*, 258: 1331-1241.
- Dede Lilla, Eppich Boglárka, Ferenczy Antal, Horváth Levente, Hufnagel Levente, Isépy István (2009): Történeti időjárási adatbázis alkalmazási lehetőségei --Summer University on Information Technology in Agriculture and Rural Development Debrecen, Hungary, 26-27 August 2009, *Proceedings* (cd) pp. 30-38.
- DeLucia, E.H. and Hamilton, J.G. and Naidu, S.L. and Thomas, R.B. and Andrews, J.A. and Finzi, A. and Lavine, M. and Matamala, R. and Mohan, J.E. and Hendrey, G. and R. Schlesinger, W.H. (1999): Net primary production of a forest ecosystem with experimental CO₂ enrichment, *Science*, 284: 1177-1179.
- Denman, K.L., G. Brasseur, A. Chidthaisong, P. Ciais, P.M. Cox, R.E. Dickinson, D. Hauglustaine, C. Heinze, E. Holland, D. Jacob, U. Lohmann, S Ramachandran, P.L. da Silva Dias, S.C. Wofsy and X. Zhang (2007): Couplings Between Changes in the Climate System and Biogeochemistry. In Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M.Tignor and H.L. Miller (eds.): *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Dennis R. L. H. (1993): *Butterflies and Climate Change*. Manchester: Manchester University Press.
- Dennis R. L. H., Shreeve T. G. (1991): Climatic change and the British butterfly fauna: opportunities and constraints. *Biological Conservation* 55:1-16.
- Diaz-Pulido, G., Anthony, K.R.N., Kline, D. I., Mccook, L., Ward, S., Hoegh-Guldberg, O., Dove, S. (2008): Effects of climate change on coral reef algae: will algae be the winners? 11th International Coral Reef Symposium, Fort Lauderdale, FL
- Diós, N – K. Szenteleki – A. Ferenczy – G. Petrányi – L. Hufnagel (2009): A Climate profile indicator based comparative analysis of climate change scenarios with regard to maize (*Zea mays* L.) cultures - *Applied Ecology and Environmental Research* 7(3): 199-214.
- Diós, N., Ferenczy, A., Hufnagel, L., Szenteleki, K. (2008): Klímaszcenáriók összehasonlító értékelése kukorica ökoszisztéma szempontjából klimatikus profil-indikátorokkal, VIII. Magyar Biometria és Biomatematikai Konferencia, 2008. július 1-2. Budapest, Összefoglalók 21. oldal (<http://www.biometria.uni-corvinus.hu/2008/index.html>)

- Dippner, J. W.–Kornilovs, G.–Sidrevics, L. (2000): Long-term variability of mesozooplankton in the Central Baltic Sea. *Journal of Marine Systems* 25: 23-31.
- Dokulil, M. T. & Herzig, A. 2009. An analysis of long-term winter data on phytoplankton and zooplankton in Neusiedler See, a shallow temperate lake, Austria. *Aquatic Ecology* 43 (3): 715-725.
- Drake, J. M. 2005. Population effects of increased climate variation. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 272: 1823-1827.
- Drégelyi-Kiss, Á., L. Gimesi, R. Homoródi, L. Hufnagel (2010): Examination the interaction between the composition of a theoretical ecosystem and the increase in the atmospheric CO₂ level – Hungarian Journal of Industrial Chemistry, Vol. 38(2). pp. 201-206 (2010)
- Drégelyi-Kiss, Á., Drégelyi-Kiss, G., Hufnagel, L. (2008): Ecosystems as climate controllers – biotic feedbacks (a review) - *Applied Ecology and Environmental Research* 6(2): 111-135
- Drégelyi-Kiss, Á., Drégelyi-Kiss, G., Hufnagel, L. (2008): Ecosystems as climate controllers – biotic feedbacks (a review) - *Applied Ecology and Environmental Research* 6(2): 111-135
- Drégelyi-Kiss, Á., Gimesi L., Homoródi, R., Hufnagel L. (2010c): Examination the interaction between the composition of a theoretical ecosystem and the increase in the atmospheric CO₂ level, *Hungarian Journal of Industrial Chemistry* 38(2): 201-206.
- Drégelyi-Kiss, Á., Hufnagel, L. (2009): Simulations of Theoretical Ecosystem Growth Model (TEGM) during various climate conditions. *Applied Ecology and Environmental Research* 7(1): 71-78.
- Drégelyi-Kiss, Á., Hufnagel, L. (2010a): Klíma-ökoszisztéma rendszer stratégiai modellezése egy elméleti fagyúttal példán, XV. Fiatal Műszaki Tudományos Ülésszaka, Kolozsvár, 2010. március 25-26., pp. 83-86.
- Drégelyi-Kiss, Á., Hufnagel, L. (2010b). Effects of temperature-climate patterns on the production of some competitive species on grounds of modelling. *Environ Model Assess*, doi:10.1007/s10666-009-9216-4
- Drégelyi-Kiss, Ágota, & Hufnagel, L. (2011): Changes in the Composition of a Theoretical Freshwater Ecosystem Under Disturbances In: Juan Blanco and Houshang Kheradmand (ed): *Climate Change - Geophysical Foundations and Ecological Effects*. InTech - Open Access Publisher, Rijeka, Croatia, ISBN 978-953-307-419-1, URL: <http://www.intechopen.com/articles/show/title/changes-in-the-composition-of-a-theoretical-freshwater-ecosystem-under-disturbances>
- Drenner, R.W., Mazunder, A. (1999.): Microcosm experiments have limited relevance for community and ecosystem ecology: a comments, *Ecology*, 80, pp. 1081 – 1085.
- Dufresne, J.-L., Friedlingstein, P., Berthelot, M., Bopp, L., Ciais, P., Fairhead, L., Le Treut, H. and Monfray, P. (2002): On the magnitude of positive feedback between future climate change and the carbon cycle, *Geophys. Res. Lett.* 29, 10.1029/2001GL013777
- Dukes, J. S., Mooney, H.A. (1999): Does global change increase the success of biological invaders? *Trends in Ecology & Evolution* 14: 135-139.
- Dunne, J. A., Harte, J. and Taylor K. J. (2003): Subalpine meadow flowering phenology responses to climate change: integrating experimental and gradient methods, *Ecological Monographs* 73 (1), pp. 69–86
- Dupuis, A. P. & Hann, B. J. 2009. Warm spring and summer water temperatures in small eutrophic lakes of the Canadian prairies: potential implications for phytoplankton and zooplankton. *Journal of Plankton Research* 31 (5): 489-502.
- Durant, J. M., Hjermann, D. O., Ottersen, G., Stenseth, N. C. 2007. Climate and the match or mismatch between predator requirements and resource availability. *Climate Research* 33 (3): 271-283.
- Dury S. J., Good J. E. G., Perrins C. M., Buse A., Kaye T. (1991): The effects of increasing CO₂ and temperature on oak leaf palatability and the implications for herbivorous insects. *Global Change Biology* 4:55-62.
- Easterling, David R; Gerald A Meehl; Camille Parmesan; Stanley A Changnon; Thomas R. Karl; Linda O. Mearns (2000): Climate extremes: Observations, modeling, and impacts - *Science* 289, 5487;
- Easterling, W.E., Hays, C.J., Easterling, M.M., Brandle, J.R.: Modelling the effect of shelterbelts on maize productivity under climate change: An application of the EPIC model. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 61 (1997) pp. 163-176.
- Eaton, John G. & Robert M. Scheller (1996): Effects of climate warming on fish thermal habitat in streams of the United States - *Limnol. Oceanogr.* 41(5), 1109-1115
- Edwards, M. and Richardson, A. J. (2004): Impact of climate change on marine pelagic phenology and trophic mismatch, *Nature*, vol 430, pp. 881-884.

- Ehrlich P. R. (1986): Which animal will invade? In: Ecology of Biological Invasions of North America and Hawaii (eds Mooney H. A., Drake J. A.), pp. 79–95. Springer Verlag, New York, NY.
- EIA (Energy information Administration, 2006): International Energy Annual 2005, U. S. Department of Energy
- Elias S. A. (1994): Quaternary insects and their environments. Washington DC: Smithsonian Inst. Pr. 284 p.
- Elton, C.S. 1927. Animal ecology. Sidgwick and Jackson, London, GB 207 pp.
- Environmental Systems Research Institute (ESRI) (1995–2008) Arc GIS Version 9.2. Redlands, California
- Eppich Boglárka, Dede Lilla, Ferenczy Antal, Horváth Levente, Isépy István, Hufnagel Levente (2009): Időjárás hatása hagymás és gumós növények fenológiájára – LI. Georgikon Napok 197-206.
- Eppich, B. (2010): Klímaváltozás hatása a szezonális dinamikai folyamatokra és aszpekualitásra. Diplomamunka. Budapesti Corvinus Egyetem, Kertészettudományi Kar, Matematika és Informatika Tanszék, Budapest
- Eppich, B.; L. Dede; A. Ferenczy; Á. Garamvölgyi; L. Horváth; I. Isépy; Sz. Priszter; L. Hufnagel (2009): Climatic effects on the phenology of geophytes - Applied Ecology and Environmental Research 7(3): 253-266
- Erdélyi Éva (2008) Az őszi búza termesztetőségi feltételei az éghajlatváltozás függvényében. Doktori (PhD) értekezés. Budapesti Corvinus Egyetem, Kertészettudományi Kar, Matematika és Informatika Tanszék, Budapest
- Fabina, N.S., Abbott, K.C., Gilman, R.T. (2010): Sensitivity of plant–pollinator–herbivore communities to changes in phenology, Ecological Modelling, 221, pp. 453–458.
- Fajer E. D., Bowers M. D., Bazzaz F. A. (1989): The effects of enriched carbon dioxide atmospheres on plant–insect herbivore interactions. Science 243:1198-1200.
- Fajer E. D., Bowers M. D., Bazzaz F. A. (1991): The effects of enriched CO2 atmosphere on the Buckeye butterfly, *Junonia coenia*. Ecology 72:751-754.
- Falkowski, P., R.J. Scholes, E. Boyle, J. Canadell, D. Canfield, J. Elser, N. Gruber, K. Hibbard, P. Höglberg, S. Linder, F.T. Mackenzie, B. Moore, III, T. Pedersen, Y. Rosenthal, S. Seitzinger, V. Smetacek, and W. Steffen (2000): The Global Carbon Cycle: A Test of Our Knowledge of Earth as a System, Science 290: 291-296.
- Fan, B., Weiguang, S., Guangqi, L., Ruigang, L., Lingzhi, C., Kun, W. (2008): Long-term protection effects of national reserve to forest vegetation in 4 decades: biodiversity change analysis of major forest types in Changbai Mountain Nature Reserve, China, Springer Link, Science in China Series C: Life Sciences, vol. 51, no. 10, pp. 948-958
- Farmer, R. E. (1968): Sweetgum dormancy release: effects of chilling, photoperiod, and genotype. Physiologia Plantarum (21):1241-1248.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the U. N., 2007): The state of the world's forests, Rome
- Fearnside, P. M. (2000): Global warming and tropical land-use change: greenhouse gas emissions from biomass burning, decomposition and soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation - Climatic Change 46:115–158.
- Feeley, K. J. Wright, S. J. Nur Supardi, M. N. Kassim, A. R. and Davies, S. J. (2007): Decelerating growth in tropical forest trees. Ecology Letters 10: 1–9.
- Felföldy L. (1981): A vizek környezettana. Általános hidrobiológia. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- Ferenczy, A. – Eppich, B. – Varga, R.D. – Bíró, I. – Kovács, A. – Petrányi, G. – Hírka, A. – Szabóki, CS. – Isépy, I. – Priszter, SZ. – Türei, D. – Gimesi, L. – Garamvölgyi, Á. – Homoródi, R. – Hufnagel, L. (2010): 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.
- Fielding R. A., Tatchell G. M. (1995): Shifts in the flight periods of British aphids: a response to climate warming? In: Insects in a Changing Environment (eds Harrington R., Stork N. E.), pp. 505-508. Academic Press, London.
- Fischlin, A., G.F. Midgley, J.T. Price, R. Leemans, B. Gopal, C. Turley, M.D.A. Rounsevell, O.P. Dube, J. Tarazona, A.A. Velichko (2007): Ecosystems, their properties, goods, and services. Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden and C.E. Hanson, Eds., Cambridge University Press, Cambridge, pp. 211 – 272.
- Fischlin, A., G.F. Midgley, J.T. Price, R. Leemans, B. Gopal, C. Turley, M.D.A. Rounsevell, O.P. Dube, J. Tarazona, A.A. Velichko (2007): Ecosystems, their properties, goods, and services. In M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden and C.E. Hanson, (Eds): Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, 211 - 272.

- Fitter A. H., Fitter R. S. R. (2002): Rapid changes in flowering time in British plants. *Science* 296:1689–1691.
- Flanagan, K. M., McCauley, E., Wrona, F., Prowse, T. (2003): Climate change: the potential for latitudinal effects on algal biomass in aquatic ecosystems, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60: 635–639
- Fleming R. A., Candau J-N. (1998): Influences of climatic change on some ecological processes. *Environmental Monitoring and assessment* 49, 235-249, 1998.
- Fleming R. A., Volney W. J. A. (1995): Effects of climate change on insect defoliator population processes in Canada boreal forest – some plausible scenarios. *Water Air and Soil Pollution* 82:445-454.
- Foggo A., Higgins S., Wargent J. J., Coleman R. A. (2007): Tri-trophic consequences of UV-B exposure: plants, herbivores and parasitoids. *Oecologia* 154, 3:505-512.
- Foley, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Levis, S., Pollard, D., Sitch, S., Haxeltine, A. (1996): An integrated biosphere model of land surface processes, terrestrial carbon balance, and vegetation dynamics. *Global Biogeochemical Cycles*, 10: 603-628.
- Forister M.L., Shapiro A.M. (2003): Climatic trends and advancing spring flight of butterflies in lowland California. *Global Change Biology* 9 (7), 1130-1135.
- Fox R., Warren M. S., Harding P. T., et al. (2003): Butterflies for the new millennium: mapping butterfly distributions in Britain (Lepidoptera). *Proc. 13th Int. Coll. EIS*, September 2001. pp. 79-86.
- Frampton, G.K. and van den Brink, P.J. and Gould, P.J.L. (2000): Effects of spring drought and irrigation on farmland arthropods in southern Britain, *Journal of Applied Ecology*, 37: 865-883.
- Frampton, G.K. and van den Brink, P.J. and Gould, P.J.L. (2000): Effects of spring precipitation on a temperate arable collembolan community using principal response curves, *Applied Soil Ecology*, 14: 231-248.
- France Bernhard-Reversat (1999.): The leaching of Eucalyptus hybrids and Acacia auriculiformis leaf litter: laboratory experiments on early decomposition and ecological implications in congolese tree plantations, *Applied Soil Ecology*, 12, pp. 251 – 261
- Franzén M., Johannesson M. (2007): Predicting extinction risk of butterflies and moths (Macrolepidoptera) from distribution patterns and species characteristics. *Journal of Insect Conservation* (2007), 11:367-390.
- Frenguelli, G., Bricchi, E., Romano, B., Ferranti, M. F. és Antognozzi, E. (1992): The role of air temperature in determining dormancy release and flowering of *Corylus avellana* L. *Aerobiologia* 8, 415–418.
- Friedlingstein P., Dufresne, J.-L. Cox, P. M. and Rayner, P. (2003): How positive is the feedback between climate change and the carbon cycle?, *Tellus*, 55B, 692–700
- Friedlingstein, P., Cox, P. M., Betts, R. A., Bopp, L., von Bloh, W., Brovkin, V., Cadule, P., Doney, S., Eby, M., Fung, I., Bala, G., John, J., Jones, C. D., Joos, F., Kato, T., Kawamiya, M., Knorr, W., Lindsay, K., Matthews, H. D., Raddatz, T., Rayner, P., Reick, C., Roeckner, E., Schnitzler, K. G., Schnur, R., Strassmann, K., Weaver, A. J., Yoshikawa, C., and Zeng, N. (2006): Climate-Carbon Cycle feedback analysis: Results from the C4MIP model incomparision, *Journal of Climate* 19:3337-3353.
- Fuhrer, J.: Agroecosystem responses to combinations of elevated CO₂, ozone, and global climate change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 97 (2003) pp. 1–20.
- Fuhrer, J.: Agroecosystem responses to combinations of elevated CO₂, ozone, and global climate change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 97 (2003) pp. 1–20.
- G.-Tóth, L. 2010. A turbulencia hatása a balatoni zooplankton szerkezetére és funkciójára. OTKA K 49365 c. projekt zárójelentése.
- Gaál M., Hufnagel L. (2001): Combination of Multivariate Methods and Graphical Database Management in Service of Ecological Monitoring - In: Jerome Steffe (ed): EFITA 2001 Third European Conference of the European Federation for Information Technology in Agriculture, Food and the Environment, agroMontpellier ENSA, Montpellier (vol. 1): 285-290.
- Gaál Márta (2008): Expected changes in climatic conditions of main crops – *Klíma*-21. 55: 28-35.
- Gargano, D., Vecchio, G., Bernardo, L. (2010): Plant–soil relationships in fragments of Mediterranean snowbeds: ecological and conservation implications, *Plant Ecol*, 207, pp. 175–189.
- Gaston K. J., Williams P. H. (1996): Spatial patterns in taxonomic diversity. In: Biodiversity (ed. Gaston K. J.), pp. 202-229. Blackwell Science, Oxford.
- Gause, G.F. (1934). *The struggle for existence*, Williams & Wilkins, Baltimore, MD
- Gedney, N., Cox P.M., Huntingford C. (2004): Climate feedback from wetland methane emissions, *Geophys. Res. Letters* 31: L20503, doi:10.1029/2004GL020919
- Geisenheim, Germany, 23–27 August, 2005, pp 485–490.

- George, D. G., Hewitt, D. P., Lund, J. W. G., Smyly, W. J. P. 1990. The relative effects of enrichment and climate change on the long-term dynamics of *Daphnia* in Esthwaite Water, Cumbria. *Freshwater Biology* 23 (1): 55-70.
- Geresdi L., Ács F. (2004): Nevezetes visszacsatolások, *Természet Világa*, II. Különszám: 37-40.
- Gergőcs V., Hufnagel, L., Podani, J. (2010): Cönológiai hasonlósági mintázatok indikációs ereje genuszszintű taxonlisták és gyakorisági eloszlások alapján – In: Siderids et al. (ed): *Agricultural Informatics 2010 – Summer University and Conference on Information Technology in Agriculture and Rural Development*, pp 194-201 Debrecen, Hungary ISBN 978-963-87366-4-2
- Gergőcs V., Podani J., Hufnagel L. (2011): Cönológiai hasonlósági mintázatok ereje genuszszintű taxonlisták alapján – 4. Kvantitatív Ökológiai Szimpózium Szeged, 2011 április 7-8. absztraktkötete p.11.
- Gergőcs, V. – Garamvölgyi, Á. – Homoródi, R. – Hufnagel, L. (2011): Seasonal change of oribatid mite communities (Acari, Oribatida) in three different types of microhabitats in an Oak Forest - *Applied Ecology and Environmental Research* 9(2): 181-195.
- Gergőcs, V. – Garamvölgyi, Á. – Hufnagel, L. (2010): Indication strength of coenological similarity patterns based on genus level taxon lists - *Applied Ecology and Environmental Research* 8(1): 63-76.
- Gergőcs, V. (2010): Cönológiai hasonlósági mintázatok indikációs ereje genuszszintű taxonlisták és gyakorisági eloszlások alapján, *Eötvös Lóránd Tudományegyetem - Természettudományi Kar, diplomamunka*.
- Gergocs, V. and Hufnagel, L. (2009): Application of Oribatid Mites as Indicators, *Applied Ecology and Environmental Research*, 7(1): 79-98.
- Gergőcs, V., Hufnagel, L., (2011): Oribatid mites (Acari) in microcosms – a review - *Applied Ecology and Environmental Research* 9(4): 355-368.
- Gerten, D. & Adrian, R. 2002a. Species-specific changes in the phenology and peak abundance of freshwater copepods in response to warm summers. *Freshwater Biology* 47 (11): 2163-2173.
- Gerten, D. & Adrian, R. 2002b. Effects of climate warming, North Atlantic Oscillation, and El Niño-Southern Oscillation on thermal conditions and plankton dynamics in northern hemispheric lakes. *The Scientific World Journal* 2: 586-606.
- 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. (IF 2010: 0,547)
- Gimesi, L. (2004a): Neurális hálózatok és térinformatikai alkalmazásuk. *Térinformatika*, 7: 13-15.
- Gimesi, L. (2004b): Mesterséges intelligencia alkalmazása a rekultivációban. *Acta Agraria Kaposváriensis*, 8 (3): 1-9.
- Gimesi, L. (2006a): A talajvíz ionkoncentrációjának vizsgálata. *Acta Agraria Kaposváriensis*, Kaposvári Egyetem, 10 (1): 53-63.
- Gimesi, L. (2006b). A csapadékváltozás tendenciái Magyarországon. *Acta Agraria Kaposváriensis*, Kaposvári Egyetem, 10 (3): 1-10.
- 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.
- Gimesi, L. (2009): Development of a visualization method suitable to present the tendencies of the changes in precipitation. *Journal of Hydrology*, 377: 185-190.
- 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.
- Gjelstrup, P. (1979): Epiphytic cryptostigmatic mites on some beech and birch-trees in Denmark, *Pedobiologia*, 19: 1-8.
- Gjelstrup, P., Söchting, U. (1979): Cryptostigmatic mites (Acarina) associated with *Ramalina siliquosa* (Lichenes) on Bornholm in the Balti, *Pedobiologia*, 19: 237-245.
- Gleason, Henry A. 1926. The Individualistic Concept of the Plant Association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 53: 7-26
- Gleason, Henry A. 1927. Further Views on the Succession-Concept. *Ecology* 8(3): 299-326.
- Gouveia, Luisa and Oliveira, Ana (2009). Microalgae as a raw material for biofuels production. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*.
- Goverde M., Erhardt A. (2003): Effects of elevated CO₂ on the development and larval food-plant preference in the butterfly *Coenonympha pamphilus* (Lepidoptera, Satyridae). *Global Change Biology* 9 (1), 74-83.
- Govindasamy, B., Thompson, S., Mirin, A., Wickett, M., Caldeira, K., Delire, C. (2004): Increase of Carbon Cycle Feedback with Climate Sensitivity: Results from a coupled Climate and Carbon Cycle Model, *Tellus B* 57 (2): 153-163.
- Götz G. (1998): A légkör dinamikája: rend és káosz, *Magyar Tudomány*, 105: 1492-1497.

- Götz G. (2004): A klíma-probléma tudományos alapjai, Természet világa II. Különszám: 8-12.
- Graglia, E. and Jonasson, S. and Michelsen, A. and Schmidt, I.K. (1997): Effects of shading, nutrient application and warming on leaf growth and shoot densities of dwarf shrubs in two Arctic-Alpin plant communities, *Ecoscience*, 4: 191-198.
- Gray D. R. (1994): Gypsy moth development – a model of phenological events. PhD dissertation. Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, VA.
- Gray D. R. (2008): The relationship between climate and outbreak characteristics of the spruce budworm in eastern Canada. *Climatic Change* (2008) 87:361-383.
- Gray, John S. (1989): Effects on Environmental Stress on Species Rich Assemblages. *Biol. J. Linn. Soc.* 37: 19 - 32.
- Greene, C. H., Pershing, A. J., Conversi, A., Planque, B., Hannah, C., Sameoto, D., Head, E., Smith, P. C., Reid, P. C., Jossi, J., Mountain, D., Benfield, M. C., Wiebe, P. H., Durbin, E. 2003. Trans-Atlantic responses of *Calanus finmarchicus* populations to basin-scale forcing associated with the North Atlantic Oscillation. *Progress in Oceanography* 58 (2-4): 301-312.
- Grime J. P. (1973): Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature* 242:344-347.
- Gulvik, M.E., (2007): Mites (Acari) As Indicators of Soil Biodiversity and Land Use Monitoring: a Review, *Polish Journal of Ecology*, 55(3): 415-440.
- Gulýás, P. & Csányi, B. 1984. Untersuchung der Wärmetoleranz einiger Zooplankton- und Fischarten der Donau. 24. Arbeitstagung der IAD, Szentendre/Ungarn. Wissenschaftliche Kurzreferate, pp. 71-74.
- Gutierrez A. P., Thibaud D., Ellis C. K., Ponti L. (2006): Climatic limits of pink bollworm in Arizona and California: effects of climate warming. *Acta Oecologica* 30 (2006), 353-364.
- Gyllström, M., Hansson, L.-A., Jeppesen, E., Garcia-Criado, F., Gross, E., Irvine, K., Kairesalo, T., Kornijow, R., Miracle, M. R., Nykanen, M., Nøges, T., Romo, S., Stephen, D., Van Donk, E., Moss, B. 2005. The role of climate in shaping zooplankton communities of shallow lakes. *Limnology and Oceanography* 50 (6): 2006-2021.
- Hågvar, S. (1998): Mites (Acari) developing inside decomposing spruce needles: biology and effect on decomposition rate, *Pedobiologia*, 42: 358-377.
- Häkkinen, R., Linkosalo, T. és Hari, P. (1995): Methods for combining phenological time series: application to bud burst in birch (*Betula pendula*) in Central Finland for the period 1896–1955. *Tree Physiology* 15, 721–736.
- Hänninen, H. (1990): Modelling bud dormancy release in trees from cool and temperate regions. *Acta Forestalia Fennica* 213, 1–47.
- Hänninen, H. (1991): Does climatic warming increase the risk of frost damage in northern trees? *Plant, Cell Environ.* (14): 449-454.
- Hänninen, H. (1995): Effects of climatic change on trees from cool and temperate regions: an ecophysiological approach to modelling of budburst phenology. *Canadian Journal of Botany* 73, 183–199.
- Hänninen, H. (1996): Effects of climatic warming on northern trees: testing the frost damage hypothesis with meteorological data from provenance transfer experiments. *Scandinavian Journal of Forestry Research* 11: 17±25.
- Hänninen, H., Backman, R. (1994): Rest break in Norway spruce seedlings: test of a dynamic temperature response hypothesis. *Canadian Journal of Forest Research* (24): 558-563.
- Hänninen, H., Kellomäki, S., Laitinen, K., Pajari, B., Repo, T. (1993): Effect of increased winter temperature on the onset of height growth of Scots pine: a field test of a phenological model. *Silva Fennica* 27: 251±257.
- Haimi, J. and Laamanen, J. and Penttinen, R. and Rätty, M. and Koponen, S. and Kellomäki, S. and Niemelä, P. (2005): Impacts of elevated CO₂ and temperature on the soil fauna of boreal forests, *Applied Soil Ecology*, 30: 104-112.
- Haimi, J. and Laamanen, J. and Penttinen, R. and Rätty, M. and Koponen, S., and Kellomäki, S. and Niemelä, P. (2005): Impacts of elevated CO₂ and temperature on the soil fauna of boreal forests, *Applied Soil Ecology*, 30: 104-112.
- Hairston, N.G. Sr. (1989.): *Ecological Experiments: Purpose, Design and Execution*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hambright, K. D. 2008. Long-term zooplankton body size and species changes in a subtropical lake: implications for lake management. *Fundamental and Applied Limnology* 173 (1): 13.
- Hamilton J. G., Zangerl A.R., Berenbaum M.R., Phippen J., Aldea M., DeLucia E.H. (2004): Insect herbivory in an intact forest understory under experimental CO₂ enrichment. *Oecologia*, 138, 566–573.
- Hammer, M.S.J. (1958): Investigation On The Oribatid Fauna Of The Andes Mountains, I. The Argentine and Bolivia, Kommissionør Munksgaard, København.

- Hammer, M.S.J. (1961): Investigations On The Oribatid Fauna Of The Andes Mountains, II. Peru, Kommissionør Munksgaard, København.
- Hammer, M.S.J. (1962): Investigations On The Oribatid Fauna Of The Andes Mountains, III. Chile, Kommissionør Munksgaard, København.
- Hammer, M.S.J. (1962): Investigations On The Oribatid Fauna Of The Andes Mountains, IV. Patagonia, Kommissionør Munksgaard, København.
- Hammer, M.S.J. (1966): Investigations On The Oribatid Fauna Of New Zealand, part I-III, Kommissionør Munksgaard, København.
- Hammer, M.S.J. and Wallwork, J.A. (1979): A review of the world distribution of oribatid mites (Acari:Cryptostigmata) in relation to continental drift, Kommissionør Munksgaard, København.
- Hammer, R. and Harper, D.A.T. and P. D. Ryan (2001): PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Palaeontologia Electronica, http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm.
- Hammer, R., Harper, D.A.T., and P. D. Ryan, (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Palaeontologia Electronica 4(1): 9pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Hampton, S. E., Izmet'eva, L. R., Moore, M. V., Katz, S. L., Dennis, B., Silow, E. A. 2008. Sixty years of environmental change in the world's largest freshwater lake - Lake Baikal, Siberia. *Global Change Biology* 14 (8): 1947-1958.
- Hance T., van Baaren J., Vernon P., Boivin G. (2007): Impact of extreme temperatures on parasitoids in climate change perspective. *Annual Review of Entomology* 52:107-126.
- Hansen, R.A. and Williams, R.S. and Degenhardt, D.C. and Lincoln, D.E. (2001): Non-litter effects of elevated CO₂ on forest floor microarthropod abundances, *Plant and Soil*, 236: 139-144.
- Hanson P. J., Weltzin J. F. (2000): Drought disturbance from climate change: response of United States forests. *The Science of the Total Environment* 262:205-220.
- Hansson, L. A., Hylander, S., Sommaruga, R. 2007. Escape from UV threats in zooplankton: A cocktail of behavior and protective pigmentation. *Ecology* 88 (8): 1932-1939.
- Hardin, G. (1960): The competitive exclusion principle. *Science* 131: 1292-1297.
- Harnos, Zs., Gaál, M., Hufnagel, L. (2008): Klímaváltozásról mindenkinek, Budapesti Corvinus Egyetem, Kertészettudományi Kar, Matematikai és Informatikai Tanszék.
- Harnos, Zs., Csete, L., (ed) (2008): Klímaváltozás: környezet-kockázat-társadalom, Szaktudás Kiadó Ház, Budapest
- Harnos, Zs., Gaál, M., Hufnagel, L., (ed) (2008): Klímaváltozásról mindenkinek – BCE KeTK MIT, Budapest
- Harrington R., Stork N. E. (eds) (1995): *Insects in a Changing Environment*. 17th Symposium of the Royal Entomological Society. London: Academic Press.
- Harrington R., Woiod I. P. (1995): Insect crop pests and the changing climate. *Weather* 50:200-208.
- Harrington, R., Woiod, I.P. & Sparks, T.H. (1999): Climate change and trophic interactions - *Trends Ecol. Evol.* 14: 146–150
- Harte, J. and Rawa, A. and Price, V. (1996): Effects of manipulated soil microclimate on mesofaunal biomass and diversity, *Soil Biology and Biochemistry*, 28: 313- 322.
- Hartman, D. L. et al. (2003): *Understanding Climate Change Feedbacks*, Panel on Climate Change Feedbacks, Climate Research Committee, National Research Council, National Academic Press
- Hassell M. P., Godfray H. C., Comins H. N. (1993): Effects of global change on the dynamics of insect host-parasitoid interactions, in: Kareiva, P. M., Kingsolver J. G., Huey R. B., (editors), *Biotic interactions and global change*, Sinauer Associates Inc., Sunderland, MA, pp. 402-423.
- Haszpra L. (2000): A légköri szén-dioxid-koncentráció méréseinek újabb eredményei, *Magyar Tudomány* 45: 207-216
- Haszpra L., Barcza Z. (2001): A magyarországi légkör/bioszféra szén-dioxid fluxus mérések eredményei, *Fizikai Szemle* 2:50-55.
- Hatcher P. E., Paul N. D. (1994): The effect of elevated UV-B radiation on herbivory of pea by *Autographa gamma*. *Entomologica Experimentalis et Applicata*, 71, 227-233.
- Hattenschwiler, S. and Buhler, S. and Körner, C. (1999): Quality, decomposition and isopod consumption of tree litter produced under elevated CO₂, *Oikos*, 85: 271-281.

- Hays, G. C., Richardson, A. J., Robinson, C. 2005. Climate change and marine plankton. *TRENDS in Ecology and Evolution* 20 (6): 337-344.
- Heal, O.W. and Broll, G. and Hooper, D.U. and McConnel, J. and Webb, N.R. and Wookey, P.A. (1998): Impacts of global change on tundra soil biology, *Ecosystem Research Report*, 27: 65-134.
- Hedden R. L. (1989): Global climate change: implications for silviculture and pest management. *The Station* 74:555-562.
- Hegerl, G.C., Zwiers, F. W., Braconnot, P., Gillett, N.P., Luo, Y., Marengo Orsini, J.A., Nicholls, N., Penner, J.E. and Stott, P.A. (2007): Understanding and Attributing Climate Change. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA
- Heide, O. M. (1993): Daylength and thermal time responses of budburst during dormancy release in some northern deciduous trees. *Physiologia Plantarum* 88, 531–540.
- Heinrich B. (1977): Why have some animals evolved to regulate high body temperature? *American Naturalist* 111:623-640.
- Helaouet, P., Beaugrand, G. 2007. Macroecology of *Calanus finmarchicus* and *C-helgolandicus* in the North Atlantic Ocean and adjacent seas. *Marine Ecology-Progress Series* 345: 147-165.
- Helland, I. P., Freyhof, J., Kasprzak, P., Mehner, T. 2007. Temperature sensitivity of vertical distributions of zooplankton and planktivorous fish in a stratified lake. *Oecologia* 151 (2): 322-330.
- Hellmann J.J., Pelini S.L., Prior K.M., Dzurisin J.D.K. (2008): The response of two butterfly species to climatic variation at the edge of their range and the implications for poleward range shifts. *Oecologica* (2008) 157:583-592.
- Hickling R., Roy D. B., Hill J. K., Fox R., Thomas C. D. (2006): The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global Change Biology* 12:450:455.
- Hilker, F.M, Westerhoff, F.H. (2007): Preventing extinction and outbreaks in chaotic populations. – *Am Nat.* 170: 232-241.
- Hill J. K., Thomas C. D., Fox R., Telfer M. G., Willis S. G., Asher J., Huntley B. (2002): Responses of butterflies to twentieth century climate warming: implications for future ranges. *Proceedings of the Royal Society of London Series B. Biological Sciences* 269: 2163-2171.
- Hill J. K., Thomas C. D., Huntley B. (1999): Climate and habitat availability determine 20th century changes in a butterfly's range margin. *Proceedings of the Royal Society of London Series B. Biological Sciences* 266: 1197-1206.
- Hiroomi Imamoto, Kenji Horiya, Mitsuo Yamasaki, Izumi Washitani (2007.): An experimental system to study ecophysiological responses of submerged macrophytes to temperature and light, *Ecol Res*, 22, pp. 172 – 176
- Hlaszny, E., Hajdu, E., Bisztray, Gy., Ladanyi, M. (2012) Comparison of budburst models predictions for *Kekfrankos*. *Applied Ecology and Environmental Research*, ISSN 1785 0037, IF: 0.547. Vol. 10 (1) pp. 75-86.
- Hochuli D. F. (1996): The ecology of plant/insect interactions: implications of digestive strategy for feeding by phytophagous insects. *Oikos* 75:133-141.
- Hódar J. A., Zamora R. (2004): Herbivory and climatic warming: a Mediterranean outbreaking caterpillar attacks a relict, boreal pine species. *Biodiversity and Conservation* 13:493-500, 2004.
- Hodkinson I. D. (1999): Species response to global environmental change or why ecophysiological models are important: a reply to Davis et al. *Journal of Animal Ecology* 68:1259-1262.
- Hodkinson, I.D. and Coulson, S.J. and Webb, N.R. and Block, W. (1996): Can high Arctic soil microarthropods survive elevated summer temperatures, *Functional Ecology*, 10: 314-321.
- Hoegh-Guldberg, O., P. J. Mumby, A. J. Hooten, R. S. Steneck, P. Greenfield, E. Gomez, C. D. Harvell, P. F. Sale, A. J. Edwards, K. Caldeira, N. Knowlton, C. M. Eakin, R. Iglesias-Prieto, N. Muthiga, R. H. Bradbury, A. Dubi, M. E. Hatzioles (2007): Coral Reefs Under Rapid Climate Change and Ocean Acidification - *Science* 318, 1737; doi: 10.1126/science.1152509
- Holmstrup, M. and Bayley, M. and Ramlöv, H. (2002): Supercool or dehydrate? An experimental analysis of overwintering strategies in small permeable arctic invertebrates, *Proceeding of the National Academy of Science USA*, 99: 5716-5720.
- Holzapfel, A. M. & Vinebrooke, R. D. 2005. Environmental warming increases invasion potential of alpine lake communities by imported species. *Global Change Biology* 11 (11): 2009-2015.

- Horn H. (1975): Markovian properties of forest succession. Pp. 196-211 In: Cody M. L. and Diamond J. M. (eds) Ecology and evolution of communities. Belknap Press, Cambridge, Massachusetts.
- Houghton R. A. (2006): Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850–2000, *Tellus* 55B, 378-390.
- Houghton, J., Meria, T., Filho, L., Callender, G. B. and Harris, N., *The Science of Climate Change*, Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK, 1995, pp. 50–67.
- Houghton, R. A. (1991): Tropical deforestation and atmospheric carbon dioxide - *Climatic Change* 19:99–118.
- Huber, V., Adrian, R., Gerten, D. 2010. A matter of timing: heat wave impact on crustacean zooplankton. *Freshwater Biology* 55 (8): 1769-1779.
- Hufnagel, L., Z. Mészáros, Márta Gaál and A. Ferenczy (1999): Temporal Spatial Patterns of Noctuidae Communities (Lep. Noctuidae) in Hungarian Apple Orchards (Apple Ecosystem Research) - *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica* 34 (4): 341-353
- Hufnagel, L. (szerk), Sipkay, Cs, Drégelyi-Kiss, Á., Farkas, E., Türei, D., Gergőcs, 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. (szerk): Klímaváltozás: Környezet-Kockázat-Társadalom. – Szaktudás Kiadó Ház, Budapest
- Hufnagel, L., Sipkay, Cs, Drégelyi-Kiss, Á., Farkas, E., Türei, D., Gergőcs, 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. (szerk): Klímaváltozás: Környezet-Kockázat-Társadalom. – Szaktudás Kiadó Ház, Budapest.
- Hufnagel, L., Drégelyi-Kiss, Á., (2010): The effect of the reproductivity's velocity on the biodiversity of a theoretical ecosystem, *Applied Ecology and Environmental Research* 8(2): 119-131.
- Hufnagel, L., Gaál Márta, Őszi Brigitta, Mészáros Zoltán (2001): Population Dynamical Stability in Service of Plant Protectional Prognosis - *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica* 36: 93-99
- Hufnagel, L., Gaál, M. (2005): Seasonal dynamic pattern analysis in service of Climate Change Research – *Applied Ecology and Environmental Research* 3(1): 79-132.
- Hulme, M. and Viner, D. (1998): A climate change scenario for the tropics, *Climatic Change* 39: 145–176.
- Hunter A. F., Elkinton J. S. (2000): Effects of synchrony with host plant on populations of a spring-feeding lepidopteran. *Ecology* 81:1248–1261.
- Hunter, A. F. és Lechowicz, M. J. (1992): Predicting the timing of budburst in temperate trees. *Journal of Applied Ecology* 29, 597–604.
- Hutchins, D. A., Hare, C. E., Leblanc, K., Zhang, Y., Kudela, R. M., Tortell, P. D., Lee, P. A., Riseman, S., DiTullio, G. R. (2005): Consequences of increased temperature and CO₂ for algal community structure and biogeochemistry in the Bering Sea, *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 352, pp. 9-16.
- Hutchinson, G. E. (1957): Concluding remarks. *Cold Spring Harbour Symposia on Quantitative Biology* 22: 415-427.
- Hülsman, A. and Wolters, V. (1998): The effects of different tillage practices on soil mites, with particular reference to Oribatida, *Applied Soil Ecology*, 9: 327-332.
- Ian D. Hogga, S. Craig Carya, Pete Conveyb, Kevin K. Newshamb, Anthony G. O'Donnelle, Byron J. Adamsd, Jackie Aislabiee, Francesco Fratiff, Mark I. Stevensg, Diana H. Wall (2006.) Biotic interactions in Antarctic terrestrial ecosystems: Are they a factor? *Soil Biology & Biochemistry* 38, pp. 3035 – 3040.
- Ibelings, B. W., Portielje, R., Lammens, E. H. R. R., Noordhuis, R., van den Berg, M. S., Joosse, W., Meijer, M. L. 2007. Resilience of alternative stable states during the recovery of shallow lakes from eutrophication: Lake Veluwe as a case study. *Ecosystems* 10: 4-16.
- Iguchi, N. (2004): Spatial/temporal variations in zooplankton biomass and ecological characteristics of major species in the southern part of the Japan Sea: a review. *Progress in Oceanography* 61: 213-225.
- Inouye, D.W., Barr, B., Armitage, K.B. & Inouye, B.D. (2000): Climate change is affecting altitudinal migrants and hibernating species - *PNAS* 97: 1630–1633.
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2007): IPCC Fourth Assessment Report.
- IPCC (1990): Climate Change: The IPCC Scientific Assessment, (Eds. Houghton, J.T., Jenkins, G. & Ephraums, J.J.), Cambridge University Press, Cambridge
- IPCC (1996): Climate Change 1995: The Science of Climate Change, (Eds. Houghton, J.T., Meira Filho, L.G., Callander, B., Harris, N., Kattenberg, A. & Maskell, K.), Cambridge University Press, Cambridge

- IPCC (2002): Climate Change and Biodiversity (Eds. Gitay, Suárez, Watson, Dokken), Cambridge University Press, Cambridge
- IPCC (2007): Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Group I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel of Climate Change. IPCC, Geneva, Switzerland.
- IPCC CRU adatbázis : http://ipcc-ddc.cru.uea.ac.uk/obs/cru_climatologies.html
- Irmiler, U. (2004): Long-term fluctuation of the soil fauna (Collembola and Oribatida) at groundwater-near sites in an alder wood, *Pedobiologia*, 48: 349-363.
- Irmiler, U. (2006): Climatic and litter fall effects on collembolan and oribatid mite species and communities in a beech wood based on a 7 years investigation, *European Journal of Soil Ecology*, 42: 51-62.
- Isakov V. N., Gromov I. A. (1997): Diurnal Butterflies (Lepidoptera, Rhopalocera) of the Northwestern Part of Murmansk Oblast, *Entomol. Obozr.*, 1997, no. 1, pp. 122–126.
- Isépy I., Priszter Sz. (1972) Chorologische und phänologische Untersuchungen an mediterranen Geophyten. I. *Narcissus* – *Annal. Univ. Sci. Budapest. Sect. Biol.* 14. p. 105-117.
- Ito, A. and Penner, J. E. (2004): Global estimates of biomass burning emissions based on satellite imagery for the year 2000, *Journal of geophysical research* 109, D14S05, 18 PP.
- J. Diamond (2005). *Guns, Germs, and Steel: The Fates of Human Societies*, New Edition. W. W. Norton.
- Jiang, Z. B., Zeng, J. N., Chen, Q. Z., Huang, Y. J., Xu, X. Q., Liao, Y. B., Shou, L., Liu, J. J. 2008. Tolerance of copepods to short-term thermal stress caused by coastal power stations. *Journal of Thermal Biology* 33 (7): 419-423.
- Jimenez-Melero, R., Parra, G., Souissi, S., Guerrero, F. 2007. Post-embryonic developmental plasticity of *Arctodiaptomus salinus* (Copepoda : Calanoida) at different temperatures. *Journal of Plankton Research* 29 (6): 553-567.
- John W. Barko, R. Michael Smart (1981.): Comparative influences of light and temperature on the growth and metabolism of selected submersed freshwater macrophytes, *Ecological Monographs*, 51(2), pp. 219 – 235
- Johns C.V., Hughes L. (2002): Interactive effects of elevated CO₂ and temperature on the leaf-miner *Dialectica scalarisella* Zeller (Lepidoptera: Gracillariidae) in Paterson's Curse, *Echium plantagineum* (Boraginaceae). *Global Change Biology* 8, 142–52.
- Johns, D. G., Edwards, M., Greve, W. S., John, A. W. G. 2005. Increasing prevalence of the marine cladoceran *Penilia avirostris* (Dana, 1852) in the North Sea. *Helgoland Marine Research* 59 (3): 214-218.
- Johnson, D. R. (2008): How herbivores affect plant growth, community structure decomposition in alaskan tundra: implications for responses to climate change, doctoral dissertation, Faculty of the Graduate School of the University of Texas, Arlington
- Johnston, J.M. and Crossley Jr., D.A. (2002): Forest ecosystem recovery in a southeast US: soil ecology as an essential component of ecosystem management, *Forest Ecology and Management*, 155: 187-203.
- Johst, K., Huth, A. (2005): Testing the intermediate disturbance hypothesis: when will there be two peaks of diversity? *Diversity and distributions* 11: 111-120.
- Jones, C. D., Cox, P. M., Essery, R. L., Roberts, D. L. and Woodage, M. J. (2003): Strong carbon cycle feedbacks in a climate model with interactive CO₂ and sulphate aerosols, *Geophys. Res. Lett.*, 30(9), 1479, doi:10.1029/2003GL01867
- Jones, C.D., Cox, P.M., Huntingford, C. (2006): Climate-carbon cycle feedbacks under stabilization: uncertainty and observational constraints, *Tellus*, DOI: 10.1111/j.1600-0889.2006.00215.x
- Jones, G.V. (2003): Winegrape phenology. In: Schwartz MD (ed) *Phenology: an integrative environmental science*. Kluwer, Milwaukee, pp. 523–540.
- Jones, G.V., Duchene, E., Tomasi, D., Yuste, J., Braslavksa, O., Schultz, H., Martinez, C., Boso, S., Langellier, F., Perruchot, C., and G. Guimberteau (2005): Changes in European Winegrape Phenology and Relationships with Climate, *GESCO 2005*. August 2005.
- Jones, P.G., Thornton, P.K.: The potential impacts of climate change on maize production in Africa and Latin America in 2055. *Global Environmental Change* 13 (2003) pp. 51–59.
- Joos, F., Plattner, G.-K., Stocker, T. F., Marchal, O., Schmittner, A. (1999): Global warming and marine carbon cycle feedbacks on future atmospheric CO₂, *Science* 284: 464-467.
- Joos, F., Prentice, I. C., Sitch, S., Meyer, R., Hooss, G., Plattner, G.-K., Gerber, S., and Hasselmann, K. (2001): Global warming feedbacks on terrestrial carbon uptake under the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) emission scenarios, *Global Biogeochem. Cycl.* 15: 891-907.
- Kalapos T. (2007): Anyag- és energiaáramlások, az ökológiai rendszer szerveződése 338-363. In: Pásztor E., Oborny B.: *Ökológia*. Budapest. Nemzeti Tankönyvkiadó

- Kamburska, L. & Fonda-Umani, S. 2006. Long-term copepod dynamics in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea): recent changes and trends. *Climate Research* 31 (2-3): 195-203.
- Kamenik, C., Szeroczyńska, K., Schmidt, R. 2007. Relationships among recent Alpine Cladocera remains and their environment: Implications for climate-change studies. *Hydrobiologia* 594: 33-46.
- Kanakidou, M., Seinfeld, J. H., Pandis, S. N., Barnes, I., Dentener, F. J., Facchini, M. C., Van Dingenen, R., Ervens, B., Nenes, A., Nielsen, C. J., Swietlicki, E., Putaud, J. P., Balkanski, Y., Fuzzi, S., Horth, J., Moortgat, G. K., Winterhalter, R., Myhre, C. E. L., Tsigaridis, K., Vignati, E., Stephanou, E. G., and Wilson, J. (2005): Organic aerosol and global climate modelling: a review, *Atmos. Chem. Phys.* 5: 1053-1123.
- Kang, Y. S., Kim, J. Y., Kim, H. G., Park, J. H. 2002. Long-term changes in zooplankton and its relationship with squid, *Todarodes pacificus*, catch in Japan/East Sea. *Fisheries Oceanography* 11 (6): 337-346.
- Karasawa, S. and Hijii, N. (2004): Effects of microhabitat diversity and geographical isolation on oribatid mite (Acari: Oribatida) communities in mangrove forests, *Pedobiologia*, 48: 245-255.
- Karasawa, S. and Hijii, N. (2008): Vertical stratification of oribatid (Acari: Oribatida) communities in relation to their morphological and life-history traits and tree structures in a subtropical forest in Japan, *Ecological Research*, 23: 57-69.
- Karsholt O., Razowski J. (1996): The Lepidoptera of Europe. A distributional checklist. Apollo Books, Stenstrup.
- Karsholt, O - J. Razowski (1996): The Lepidoptera of Europe. A distributional checklist. Apollo Books, Stenstrup
- Kearney M. R., Briscoe N. J., Karoly D. J., Porter W. P., Norgate M., Sunnucks P. (2010): Early emergence in a butterfly causally linked to anthropogenic warming. *Biology Letters* 2010. Jun 7. (Epub ahead of print).
- Kearney, M., Porter, W.P., Williams, C., Ritchie, S., Hoffmann, A.A. (2009): Integrating biophysical models and evolutionary theory to predict climatic impacts on species' ranges: the dengue mosquito *Aedes aegypti* in Australia. – *Func Ecol.* 23: 528-538.
- Keeling, C. D., Bacastow, R. B., Carter, A. F., Piper, S. C., Whorf, T. P., Heimann, M., Mook, W. G., and Roeloffzen, H. (1989): A Three-Dimensional Model of Atmospheric CO₂ Transport Based on Observed Winds: 1. Analysis of Observational Data pp. 165-236. In Peterson, D. H. (ed.), *Aspects of Climate Variability in the Pacific and the Western Americas*, Geophysical Monograph 55, American Geophysical Union, Washington, D.C.
- Kelly, Anne E. & Michael L. Goulden (2008): Rapid shifts in plant distribution with recent climate change - *PNAS* vol. 105, no. 33, 11823–11826
- Kerr J. T. (2001): Butterfly species richness patterns in Canada: energy, heterogeneity and the potential consequences of climate change. *Conservation Ecology* 5:10-19.
- Keszthelyi, S., Szabó, T., Kurucsai, P.: Az amerikai kukoricabogár (*Diabrotica virgifera virgifera* LeConte) kártételének vizsgálata. *Növényvédelem* 43 (2007) pp. 345-351.
- Kimball, B. A., Morris, C. F., Pinter Jr, P. J Wall, G. W Hunsaker, D. J Adamsen, F. J LaMorte, R. L Leavitt, S. W Thompson, T. L Matthias, A. D, Brooks, T. J (2001): Elevated CO₂, drought and soil nitrogen effects on wheat grain quality, *New Phytologist* 150 (2): 295–303.
- Kingsolver J. G. (1989): Weather and the population dynamics of insects: integrated physiological and population ecology. *Physiological Zoology* 62:314-334.
- Kiritani K. (2006): Predicting impacts of global warming on population dynamics and distribution of arthropods in Japan. *Population Ecology* (2006): 48:5-12.
- Kirschbaum, M.U.F. (1995): The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C storage, *Soil Biology and Biochemistry*, 27: 753- 760.
- Kiss, A. 2007. Kistrák (Cladocera, Ostracoda, Copepoda) együttesek. In: Nosek, J. & Oertel, N. (eds.) „A Dunának, mely múlt, jelen s jövőöd...” 50 éves az MTA Magyar Dunakutató Állomása (1957-2007). MTA ÖBKI-MDÁ, Göd, pp. 51-55.
- Klein Tank, A.M.G. and coauthors (2002) Daily dataset of 20th-century surface air temperature and precipitation series for the European Climate Assessment, *Int J Climatol* 22:1441-1453
- Klironomos, J.N. and Rillig, M.C. and Allen, M.F. and Zak, D.R. and Kubiske, M. and Pregitzer, K.S. (1997): Soil fungal-arthropod responses to *Populus tremuloides* grown under enriched atmospheric CO₂ under field conditions, *Global Change Biology*, 3: 473-478.
- Knepp R. G., Hamilton J. G., Mohan J. E., Zangerl A. R., Berenbaum M. R., DeLucia E. H. (2005): Elevated CO₂ reduces leaf damage by insect herbivores in a forest community. *New Phytologist* 167 1:207-218.
- Kobayashi, T., Shiel, R. J., Gibbs, P., Dixon, P. I. 1998. Freshwater zooplankton in the Hawkesbury-Nepean River: comparison of community structure with other rivers. *Hydrobiologia* 377: 133-145.

- Kocsis, M., Hufnagel, L. (2011): Impacts of climate change on Lepidoptera species and communities - - Applied Ecology and Environmental Research 9(1): 43-72.
- Kohler, J., Hilt, S., Adrian, R., Nicklisch, A., Kozerski, H. P., Walz, N. 2005. Long-term response of a shallow, moderately flushed lake to reduced external phosphorus and nitrogen loading. *Freshwater Biology* 50 (10): 1639-1650.
- Kozár F., Szentkirályi F., Kádár F., Bernáth B. (2004): Éghajlatváltozás és a rovarok. In Csete L.(ed.): "AGRO-21" Füzetek Klímaváltozás-hatások-válaszok, 33.sz., 49-64.pp.
- Kramer K. (1994b): Selecting a model to predict the onset of growth of *Fagus sylvatica*. *Journal of Applied Ecology* 31, 172-181.
- Kramer, K. (1994a): A modelling analysis of the effects of climatic warming on the probability of spring frost damage to tree species in The Netherlands and Germany. *Plant, Cell and Environment* 17: 367±377.
- Kramer, K. (1995): Phenotypic plasticity of the phenology of seven European tree species in relation to climatic warming. *Plant, Cell and Environment* 18: 93±104.
- Kramer, K., Friend, A., Leinonen, I. (1996): Modelling comparison to evaluate the importance of phenology and spring frost damage for the effects of climate change on growth of mixed temperate-zone deciduous forests. *Climate Research* 7: 31±41.
- Kramer, K., Mohren, G. M. J. (1996): Sensitivity of FORGRO to climatic change scenarios: a case study on *Betula pubescens*, *Fagus sylvatica* and *Quercus robur* in the Netherlands. *Climatic Change* 34: 231±237.
- Kuchlein J. H., Donner J. H. (1993): De kleine vlinders; handboek voor de faunistiek van de Nederlandse Microlepidoptera. Wageningen: Pudoc.
- Kuchlein J. H., Ellis W. N. (1997): Climate-induced changes in the microlepidoptera fauna of the Netherlands and the implications for nature conservation. *Journal of Insect Conservation* 1, 73-80 (1997).
- Kudo, G. and Hirao, A. S. (2006): Habitat-specific responses in the flowering phenology and seed set of alpine plants to climate variation: implications for global-change impacts, Graduate School of Environmental Earth Science, Hokkaido University, Sapporo 060-0810, Hokkaido, Japan, pp.2-14
- Kulfán J., Zach P. (2004): Spoločnosť motýlov na smreku obyčajnom (*Picea abies*) pozdĺž vertikálneho gradientu v Skálnatej doline. *Stúdiá TANAP* 7 (40): 311-319.
- Kurihara, H., Shimode, S., Shirayama, Y. 2004. Effects of raised CO₂ concentration on the egg production rate and early development of two marine copepods (*Acartia steueri* and *Acartia erythraea*). *Marine Pollution Bulletin* 49 (9-10): 721-727.
- Kúti, Zs, Hirka, A., Petrányi, G., Szabóki, Cs, Gimesi, L., Hufnagel, L., Ladányi, M. (2010): A kis téliaraszoló (*Operophtera brumata* L.) aktivitásának modellezése abiotikus paraméterekkel - Agrárinformatika / Agricultural Informatics (2010) Vol. 1, No. 1:40-46.
- Kúti, Zs, Hirka, A., Hufnagel, L., Szenteleki, K., Ladányi, M. (2011b): A kis téliaraszoló (*Operophtera brumata* L.) rajzáskezdetének és rajzáshosszáinak elemzése és várható változásainak becslése – Klíma-21 Füzetek 2011, 66: 84-89
- Kúti, Zs., Hirka, A., Hufnagel, L., Ladányi, M. (2011): A population dynamical model of *operophtera brumata*, L. extended by climatic factors - Applied Ecology and Environmental Research 9(4): 433-447
- Kúti, Zs., Hirka, A., Hufnagel L., Szenteleki, K., Ladányi, M. (2011a) A kis téliaraszoló (*Operophtera brumata* L.) rajzáskezdetének és rajzáshosszáinak elemzése, és várható változásainak becslése. Agrárinformatikai Tanulmányok II. pp.62-80. ISBN 978-963-87366-7-3. <http://tamop.magisz.org/poldoc/docstore/tanulmany/AT-II.pdf>
- Kvenvolden, K.A. (1993) Gas hydrates - Geological perspective and global change. *Reviews of Geophysics* 31: 173-187.
- Ladányi, M. (2006) Folyamatszempelési lehetőségek az agro-ökoszisztémák modellezésében. Doktori (PhD) értekezés. Budapesti Corvinus Egyetem.
- Ladányi, M. (2010) Climate indicator analysis specialized for viticultural researches. In: *Advances in Environmental Modeling and Measurements* ISBN: 978-1-60876-599-7. D. T. Mihailovic and B. Lalic (Eds.) Nova Science Publishers, Chapter 23. pp. 255-264.
- Ladányi, M. Persely, Sz., Szabó, T., Soltész, M., Nyéki, J., Szabó, Z. (2009) The application of a heat sum model for the budburst of sour cherry varieties grown at Újfehértó. *International Journal of Horticultural Sciences*. 15(4):105-112.

- Ladányi, M., Persely, Sz., Szabó, T., Soltész, M., Nyéki, J., Szabó, Z. (2010a) Climatic indicator analysis of blooming time for sour cherries. *International Journal of Horticultural Sciences*. 16(1):11-16.
- Ladányi, M., Erdélyi, É., Révész, A. (2003a) An ecosystem model to simulate agroecological processes – In: Harnos, Zs. et al (ed.): EFITA 2003 Information technology for a better agri-food sector, environment and rural living, (pp. 739-746) Proceedings of EFITA 2003 Conference, Debrecen-Budapest, Hungary
- Ladányi, M., Hlaszny, E. (2010) A model of full bloom starting date of some white *Vitis vinifera* L. varieties grown in Helvécia. *International Journal of Horticultural Sciences* 16(2) p.21-26.
- Ladányi, M., Horváth, L. (2010) A review of the potential climate change impact on insect populations – general and agricultural aspects. *Applied Ecology and Environmental Research*, ISSN 1785 0037, IF: 0,603, Vol. 8 (2) pp. 143-152.
- Ladányi, M., Horváth, L., Gaál, M., Hufnagel, L. (2003b) An agro-ecological simulation model system. *Applied Ecology and Environmental Research*, ISSN 1785 0037, 1(1-2): 47-74.
- Ladányi, M., Hufnagel, L. (2003b): How to define the number of individuals with respect to the phenology – In: Simon, G. (ed.): Lippay János – Ormos Imre – Vas Károly Scientific Symposium (Section of Agroinformatics and Modelling) 46-47.
- Ladányi, M., Hufnagel, L., (2003a): A phenology model embedded in an ecosystem model for agroecological processes – In: Harnos, Zs. et al (ed.): EFITA 2003 Information technology for a better agri-food sector, environment and rural living, (pp. 876-881) Proceedings of EFITA 2003 Conference, Debrecen-Budapest, Hungary
- Ladányi, M., Persely, Sz., Nyéki, J., Szabó, Z. (2010b) From phenology models to risk indicator analysis (2010). *Agricultural Informatics* (1) 2 pp. 8-16.
- Ladányi, M., Persely, Sz., Nyéki, J., Szabó, T., Soltész, M. & Szabó, Z. (2010c) Climatic indicators regarding the rest period of sour cherry. *International Journal of Horticultural Sciences* 16(4):49-52.
- Ladányi Márta (2008): Viticulture challenges under changing climate in Hungary - *Klíma*-21. 55: 36-52.
- Ladányi, M., Hufnagel, L. (2006): The effect of climate change on the population of sycamore lace bug (*Corythucha ciliata*, SAY, Tingidae Heteroptera) based on a simulation model with phenological response – *Applied Ecology and Environmental Research* 4(2): 85-112.
- Lashof, D. A., DeAngelo, B. J., Saleska, S. R. and Harte, J. (1997): Terrestrial ecosystem feedbacks to global climate change, *Annu. Rev. Energy Environ.* 22: 75–118.
- Lassen, M. K., Nielsen, K. D., Richardson, K., Garde, K., Schlüter, L. (2010): The effects of temperature increases on a temperate phytoplankton community — A mesocosm climate change scenario, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 383, pp. 79–88.
- Laurance William F. and G. Bruce Williamson (2001): Positive Feedbacks among Forest Fragmentation, Drought, and Climate Change in the Amazon - *Conservation Biology*, Pages 1529–1535 Volume 15
- Lawton J. H. (1995): The response of insects to environmental change. In: *Insects in a Changing Environment* (eds: Harrington R., Stork R. E.) pp. 3-26. London: Academic Press.
- Lawton J. H. (1998): Small earthquakes in Chile and climatic change. *Oikos* 82:209-211.
- Lawton J. H., Brown K. C. (1986): The population and community ecology of invading insects. *Philosophical Transactions of the Royal Society London B*, 314:607–617.
- Lawton J. H., McNeill S. (1979): Between the devil and deep blue sea: on the problem of being a herbivore. In: *Population Dynamics* (eds Anderson R. M., Turner B. D., Taylor L. R.), pp. 223–244. Blackwell Scientific publications, Oxford.
- Lawton, J.H., (1995.): Ecological experiments with model systems. *Science*, 269, pp. 328 – 331.
- Lean, J., and D. A. Warrilow (1989): Simulation of the regional climatic impact of Amazon deforestation - *Nature* 342:411-413.
- Leather S. R., Walters K. F. A., Bale J. S. (1993): *The Ecology of Insect Overwintering*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Lebrun, P. and van Straalen, N.M. (1995): Oribatid mites: prospects for their use in ecotoxicology, *Experimental & Applied Acarology*, 19: 361-379.
- Leech, D. M., Padeletti, A., Williamson, C.E. 2005. Zooplankton behavioral responses to solar UV radiation vary within and among lakes. *Journal of Plankton Research* 27 (5): 461-471.
- Legaspi B. C., Legaspi J. C. (2010): Field-level validation of a CLIMEX model for *Cactoblastis cactorum* (Lepidoptera: Pyralidae) using estimated larval growth rates. *Environmental Entomology* 39(2):368-377.

- Leighton, M. and Wirawan, N. (1986): Catastrophic drought and fire in Borneo tropical rainforest associated with the 1982–1983 El Niño Southern Oscillation Event, in Prance, G. T. (ed.), *Tropical Forests and the World Atmosphere*, AAAS Selected Symposium 101, pp. 75–101.
- Lewandowska, A. & Sommer, U. 2010. Climate change and the spring bloom: a mesocosm study on the influence of light and temperature on phytoplankton and mesozooplankton. *Marine Ecology-Progress Series* 405: 101–111.
- Lieth, H. (1971): The phenological viewpoint in productivity studies. In: UNESCO, eds. *Productivity of forest ecosystems*. Paris, France: UNESCO, 71–83.
- Lima Mauricio, Nils Chr. Stenseth and Fabian M. Jaksic (2002): Population dynamics of a South American rodent: seasonal structure interacting with climate, density dependence and predator effects - *Proc. R. Soc. Lond. B* 269, 2579–2586 doi: 10.1098/rspb.2002.2142
- Lincoln D. E., Couvet D. (1989): The effect of carbon supply on allocation to allelochemicals and caterpillar consumption of peppermint. *Oecologia* 78:112–114.
- Lincoln D. E., Couvet D., Sionit N. (1986): Response of an insect herbivore to host plants grown in carbon dioxide enriched atmospheres. *Oecologia* 69:556–560.
- Lincoln D. E., Fajer E. D., Johnson R. H. (1993): Plant-insect herbivore interactions in elevated CO₂ environments. *Trends in Ecology and Evolution* 8:64–68.
- Lincoln D. E., Sionit N., Strain B. R. (1984): Growth and feeding response of *Pseudoplusia includens* (Lepidoptera: Noctuidae) to host plants grown in controlled carbon dioxide atmospheres. *Environmental Entomology* 13(6):1527–1530.
- Lindberg, N. (2003): Soil fauna and climate change – responses to experimental drought, irrigation, fertilization and soil warming, *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae. Silvestria*, 270: 1–37.
- Lindberg, N. and Bengtsson, J. (2005): Population responses of oribatid mites and collembolans after drought, *Applied Soil Ecology*, 28: 163–174.
- Lindberg, N. and Bengtsson, J. (2006): Recovery of forest soil fauna diversity and composition after repeated summer droughts, *Oikos*, 114: 494–506.
- Lindberg, N. and Engtsson, J.B. and Persson, T. (2002): Effects of experimental irrigation and drought on the composition and diversity of soil fauna in a coniferous stand, *Journal of Applied Ecology*, 39: 924–936.
- Lindroth R. L., Kinney K. K., Platz C. L. (1993): Responses of deciduous trees to elevated atmospheric CO₂: productivity, phytochemistry and insect performance. *Ecology* 74:763–777.
- Lloret, F., Penuelas, J., Prieto, P., Llorens, L., Estiarte, M. (2009): Plant community changes induced by experimental climate change: Seedling and adult species composition, *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 11, pp. 53–63.
- Lloyd J., Farquhar G. D. (1996): The CO₂ dependence of photosynthesis, plant growth responses to elevated atmospheric CO₂ concentrations and their interaction with soil nutrient status. 1. General principles and forest ecosystems. *Functional Ecology* 10:4–32.
- Lobell D.B., Field, C.B. (2008): Estimation of the carbon dioxide (CO₂) fertilization effect using growth rate anomalies of CO₂ and crop yields since 1961, *Global Change Biology* 14: 39–45.
- Lobell, D.B.: Changes in diurnal temperature range and national cereal yields. *Agricultural and Forest Meteorology* 145 (2007) pp. 229–238.
- Lockwood J. L., Cassey P., Blackburn T. (2005): The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 20:223–228.
- Logan J. A., Régniere J., Powell J. A. (2003): Assessing the impacts of global warming on forest pest dynamics. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1:130–137.
- Logan J. A., Wollkind D. J., Hoyt S. C., Tanigoshi L. K. (1976): An analytical model for description of temperature dependent rate phenomena in arthropods. *Environmental Entomology*, 5:1133–1140.
- Lovelock J.E (1972). “Gaia as seen through the atmosphere”. *Atmospheric Environment* 6 (8): 579–580.
- Lovelock J.E (1990). “Hands up for the Gaia hypothesis”. *Nature* 344 (6262): 100–2.
- Lovelock, J. (1990): *Gaia. A földi élet egy új nézőpontból*. Göncöl Kiadó, Budapest
- Lovelock, J.E.; Margulis, L. (1974). “Atmospheric homeostasis by and for the biosphere- The Gaia hypothesis”. *Tellus* 26 (1): 2–10.
- Lysyk T. J. (1989): Stochastic model of eastern spruce budworm (Lepidoptera: Tortricidae) phenology on white spruce and balsam fir. *Journal of Economical Entomology* 82, 1161–1168.

- Letizia Costantini, M Loreto Rossi (1998): Competition between two aquatic detritivorous isopods – a laboratory study *Hydrobiologia*, 368, pp. 17 – 27
- Mac Nally, R.C., (1995.): *Ecological Versatility and Community Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- MacFadyen, E. J., Williamson, C. E., Grad, G., Lowery, M., Jeffrey, W. H., Mitchell, D. L. 2004. Molecular response to climate change: temperature dependence of UV-induced DNA damage and repair in the freshwater crustacean *Daphnia pulex*. *Global Change Biology* 10 (4): 408-416.
- Magnuson, J. J., L. B. Crowder, and P. A. Medvick. (1979): Temperature as an ecological resource. *Am. Zool.* 19: 331-343
- Makadho, J.M.: Potential effects of climate change on corn production in Zimbabwe. *Clim Res* 6 (1996) pp. 147-151.
- Manabe, S. (1969): Climate and the ocean circulation. II: The atmospheric circulation and the effect of heat transfer by ocean currents. *Mon. Weather Rev.* 97: 806-827
- Maraun, M. and Scheu, S. (2000): The structure of oribatid mite communities (Acari, Oribatida): patterns, mechanisms and implications for future research, *Ecography*, 23 (3): 374-382.
- Martinat P. J. (1987): The role of climatic variation and weather forecast in forest insect outbreaks. In: Barbosa P. et al. (eds): *Insect outbreaks*. Academic Press, San Diego. Pp. 241-268.
- Marx, Gy. (1993): Napfény, üvegház, éghajlat, *Fizikai szemle* 4: 132-139.
- Mateja Germ, Zdenka Mazej, Alenka Gaberščik, Tadeja Trošt Sedej (2006.): The response of *Ceratophyllum demersum* L. and *Myriophyllum spicatum* L. to reduced, ambient, and enhanced ultraviolet-B radiation, *Hydrobiologia*, 570, pp. 47 – 51
- Mati, B.M.: The influence of climate change on maize production in the semihumid - semi-arid areas of Kenya. *Journal of Arid Environments* 46 (2000) pp. 333–344.
- Mattson W. J., Haack R. A. (1987): The role of drought in outbreaks of plant-eating insects. *BioScience*, 37, 110-118.
- Mauget, J. C. (1983): Etude de la levée de dormance et du débourrement des bourgeons de noyer (*Juglans regia* L., cv. 'Franquette') soumis à des températures supérieures à 15°C au cours de leur période de repos apparent. *Agronomie* 3, 745–750.
- May M. L. (1976): Insect thermoregulation. *Annual Review of Entomology* 24:313-349.
- May, M. R. 1977. Thresholds and breakpoints in ecosystems with a multiplicity of stable states. *Nature* 269: 471-477.
- McCloud E. S., Berenbaum M. R. (1994): Stratospheric ozone depletion and plant-insect interactions: effects of UVB radiation on foliage quality of *Citrus jambhiri* for *Trichoplusia ni*. *Journal of Chemical Ecology*, 20, 525-539.
- McKee, D., Atkinson, D., Collings, S. E., Eaton, J. W., Gill, A. B., Harvey, I., Hatton, K., Heyes, T., Wilson, D., Moss, B. 2003. Response of freshwater microcosm communities to nutrients, fish, and elevated temperature during winter and summer. *Limnology and Oceanography* 48 (2): 707-722.
- McKee, D., Atkinson, D., Collings, S. E., Eaton, J. W., Harvey, I., Heyes, T., Hatton, K., Wilson, D., Moss, B. 2002. Macro-zooplankter responses to simulated climate warming in experimental freshwater microcosms. *Freshwater Biology* 47 (8): 1557–1570.
- McNeill S., Southwood T. R. E. (1978): The role of nitrogen in the development of insect/plant relationships. In *Biochemical Aspects of Plant and Animal Coevolution* (ed. Harborne J. B.), pp. 77–98. Academic Press, London.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment, 2005): *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*, Island Press, Washington, DC.
- Meehl, G.A., Stocker, T.F., Collins, W.D., Friedlingstein, P., Gaye, A.T., Gregory, J.M., Kitoh, A., Knutti, R., Murphy, J.M., Noda, A., Raper, S.C.B., Watterson, I.G., Weaver, A.J. and Zhao, Z.-C. (2007): Global Climate Projections. In: Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.): *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA
- Mehner, T. 2000. Influence of spring warming on the predation rate of underyearling fish on *Daphnia* - a deterministic simulation approach. *Freshwater Biology* 45 (2): 253-263.
- Melamud, V. and Beharav, A. and Pavliček, T. and Nevo, E. (2007): Biodiversity interslope divergence of Oribatid mites at „Evolution Canyon”, Mount Carmel, Israel, *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 53(4): 381-396.

- Memmott J., Craze P. G., Harman H. M., Syrett P., Fowler S. V. (2005): The effect of propagule size on the invasion of an alien insect. *Journal of Animal Ecology* 74:50–62.
- Mendoza, I., Zamora, R., Castro, J. (2009): A seeding experiment for testing tree-community recruitment under variable environments: Implications for forest regeneration and conservation in Mediterranean habitats, *Biological Conservation* 142, pp.1491–1499.
- Menzel, A. and Fabian, P., *Nature*, 1999, 397, 659–661.
- Menzel, A. (2000): Trends in phenological phases in Europe between 1951–1996. *Int J Biometeorol* 44:76–81.
- Menzel, A. (2003): Plant phenological anomalies in Germany and their relation to air temperature and NAO. *Climatic Change* 57, 243–263.
- Menzel, A., Estrella, N. (2001): Plant phenological changes In Walther GR, Burga CA, Edwards PJ (eds) *Fingerprints of climatic change—Adapted behaviour and shifting species Ranges*. Kluwer Academic/Plenum, New York, pp 123–137.
- Menzel, A., Fabian, P. (1999): Growing season extended in Europe. *Nature* 397:659.
- Menzel, A., Sparks T. H., Estrella N., Koch, E., Aasa, A., Ahas, R., Alm-Kübler, K., Bissolli, P., Braslavská, O., Breide, A., Chmielewski, F. M., Crepinsek, Z., Curnel, Y., Dahl, Å., Defila, C., Donnelly, A., Filella, Y., Jatzak, K., Mäge, F., Mestre, A., Nordli, Ø., Peñuelas, J., Pirinen, P., Remisová, V., Scheffinger, H., Striz, M., Susnik, A., van Vliet, A. J. H., Wielgolaski, F. E., Zach, S., Zust, A. (2006): European phenological response to climate change matches the warming pattern. *Global Change Biol.* 12, 1969–1976.
- Mera, R.J., Niyogi, D., Buol, G.S., Wilkerson, G.G., Semazzi, F.H.M.: Potential individual versus simultaneous climate change effects on soybean (C3) and maize (C4) crops: An agrotechnology model based study. *Global and Planetary Change* 54 (2006) pp. 163–182.
- Mersich, I., Práger, T., Ambrózy, P., Hunkár, M., Dunkel, Z. (2001) Magyarország éghajlati atlasza.
- Mészáros, G., Vadadi-Fülöp, Cs., Udvari Zs., Hufnagel, L. (2007): Analysis of spatial and temporal changes of the zooplankton fauna in the Ráckeve-Soroksár Danube arm (= A Ráckevei-Soroksári Duna zooplankton (Copepoda, Cladocera) faunájának tér-időbeli változásai) - *Tájékoztatói Lapok*, 2007. (5. évf.) 2. sz. 333–345. old.
- Migliorini, M. and Petrioli, A. and Bernini, F. (2002): Comparative analysis of two edaphic zoocenoses (Oribatid mites and Carabid beetles) in five habitats of the 'Pietraporciana' and 'Lucciabella' Nature Reserves (Orcia Valley, central Italy), *Acta Ecologica*, 23: 361–374.
- Migliorini, M. and Pigino, G. and Caruso, T. and Fanciulli, P.P. and Leonzio, C. and Bernini, F. (2005): Soil communities Acari Oribatida; Hexapoda Collembola) in a clay pigeon shooting range, *Pedobiologia*, 49: 1–13.
- Miranda, J.D., Padilla, F.M., Pugnaire, F.I. (2009): Response of a Mediterranean semiarid community to changing patterns of water supply, *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 11, pp. 255–266.
- Mitikka V., Heikkinen R. K., Luoto M., Aratjio M. B., Saarinen K., Pöyry J., Fronzek S. (2008): Predicting range expansion of the map butterfly in Northern Europe using bioclimatic models. *Biodiversity and Conservation* 17:623–641.
- Mo J., Trevino M., Palmer W. A. (2000): Establishment and distribution of the rubber vine moth, *Euclasta whalleyi* Popescu-Gorj and Constantinescu (Lepidoptera: Pyralidae), following its release in Australia. *Australian Journal of Entomology* 39:344–350.
- Moline, M. A., Claustre, H., Frazer, T. K., Schofield, O., Vernet, M. 2004. Alteration of the food web along the Antarctic Peninsula in response to a regional warming trend. *Global Change Biology* 10 (12): 1973–1980.
- Møller, A. P., N. Saino, P. Adamík, R. Ambrosini, A. Antonov, D. Campobello, B. G. Stokke, F. Fossøy, E. Lehtikoinen, M. Martin-Vivaldi, A. Moksnes, C. Moskat, E. Røskaft, D. Rubolini, K. Schulze-Hagen, M. Soler and J. A. Shyoffo (2010.): Rapid change in host use of the common cuckoo *Cuculus canorus* linked to climate change - *Proc. R. Soc. B*, doi: 10.1098/rspb.2010.1592
- Moncur, M. W., Rattigan, K., Mackenzie, D. H., McIntyre, G. N. (1989): Base temperatures for budbreak and leaf appearance of grapevines. *Am J Enol Vitic* 40(1):21–26.
- Montes-Hugo, M.A., Vernet, M., Martinson, D., Smith, R., Iannuzzi, R. (2008): Variability on phytoplankton size structure in the western Antarctic Peninsula (1997–2006), *Deep-Sea Research II*, 55, pp. 2106–2117
- Mooij, W. M., Domis, L. N. D., Janse, J. H. 2009. Linking species- and ecosystem-level impacts of climate change in lakes with a complex and a minimal model. *Ecological Modelling* 220 (21): 3011–3020.
- Moore, M. & Folt, C. 1993. Zooplankton body size and community structure: Effects of thermal and toxicant stress. *Trends in Ecology and Evolution* 8 (5): 178–183.

- Morimoto N., Imura O., Kiura T. (1998): Potential effects of global warming on the occurrence of Japanese pest insects. *Applied Entomology & Zoology* 33(1):147-155.
- Morin, X., Chuine, I. (2005): Sensitivity analysis of the tree distribution model PHENOFIT to climatic input characteristics: implications for climate impact assessment. *Global Change Biology* (2005) 11, 1493–1503, doi: 10.1111/j.1365-2486.2005.00996.x
- Moser M., Pálmai Gy. (1992): A környezetvédelem alapjai, Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest
- Moss R.H., Jae A. Edmonds, Kathy A. Hibbard, Martin R. Manning, Steven K. Rose, Detlef P. van Vuuren, Timothy R. Carter, Seita Emori, Mikiko Kainuma, Tom Kram, Gerald A. Meehl, John F. B. Mitchell, Nebojsa Nakicenovic, Keywan Riahi, Steven J. Smith, Ronald J. Stouffer,
- Moss, R. H., Edmonds, J. A., Hibbard, K. A., Manning, M. R., Rose, S. K., van Vuuren, D. P., Carter, T. R., Emori, S., Kainuma, M., Kram, T., Meehl, G. A., Mitchell, J. F. B., Nakicenovic, N., Riahi, K., Smith, S. J., Stouffer, R. J., Thomson, A. M., Weyant, J. P., Wilbanks, T. J. (2010): The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature* 463 (7282): 747-756.
- Moza, M. K. and Bhatnagar, M. K., *Current Science*, vol. 89, no. 2, 25 July 2005.
- Muren, U., Berglund, J., Samuelsson, K., Andersson, A., 2005. Potential effects of elevated sea-water temperature on pelagic food webs. *Hydrobiologia* 545: 153-166.
- Murray, M. B., Cannell, M. G. R., Smith, R. I. (1989): Date of budburst of fifteen tree species in Britain following climatic warming. *Journal of Applied Ecology* 26: 693±700.
- Murray, M. B., Smith, R. I., Leith, I. D., Fowler, D., Lee, H. S. J., Friend, A. D., Jarvis, P. G. (1994): Effects of elevated CO₂, nutrition and climatic warming on bud phenology in Sitka (*Picea sitchensis*) and their impact on the risk of frost damage. *Tree Physiology* 14:691±706.
- Murphy, J.M. (1995). Transient response of the Hadley Centre coupled ocean-atmosphere model to increasing carbon dioxide. Part I: Control climate and flux adjustment. *J. of Clim.* Vol. 8., 36-56.
- Myking, T. és Heide, O. M. (1995): Dormancy release and chilling requirements of buds of latitudinal ecotypes of *Betula pendula* and *B. pubescens*. *Tree Physiology* 15, 697–704.
- Natarajan N., P. Raja, G. Marichamy and S. Rajagopal (2009.): Effect of Temperature, Dissolved Oxygen Variation and Evaporation Rate in Marine Aquarium, *Current Research Journal of Biological Sciences* 1 3, pp.: 72 – 77
- Nagy J., Bartholy J., Pongrácz R., Pieczka I., Hufnagel L. (2011): A klímaváltozás várható regionális hatása a vadon élő állatok élőhelyére a közép-európai térségben. Természet -, Műszaki és Gazdaságtudományok Alkalmazása 10. Nemzetközi konferencia, Szombathely, 2011. május 21.
- Nagy J., Bartholy J., Pongrácz R., Pieczka I., Hufnagel L. (2011): Regional climate change impacts on wild animal's living territory in Central Europe, *European Geosciences Union General Assembly*, Vienna, Austria. 3.-8. April 2011.
- Ndebele-Murisa, M. R., Musil, C. F., Raitt, L. 2010. A review of phytoplankton dynamics in tropical African lakes. *South African Journal of Science* 106 (1-2): 13-18.
- Nelson, E., A., Lavender, D.P. (1979): The chilling requirement of western hemlock seedlings. *Forest Science* 25, 485–490.
- Nelson Abrantes, Fernando Gonçalves (2003): The dynamics of *Ceriodaphnia pulchella* (Cladocera) in laboratory, *Acta Oecologica*, 24, pp. 245 – 249
- Nepstad, D. C., Jipp, P., Moutinho, P., Negreiros, G., and Vieira, S. (1995): Forest recovery following pasture abandonment in Amazonia: Canopy seasonality, fire resistance and ants', in Rapport, D. J., Gaudet, C. L., and Calow, P. (eds.), *Evaluating and Monitoring the Health of Large-Scale Ecosystems* (Nato ASI Series Vol. 128), Springer-Verlag, Berlin, pp. 333–349.
- Nepstad, D. C., Jipp, P., Moutinho, P., Negreiros, G., and Vieira, S. (1995.): Forest recovery following pasture abandonment in Amazonia: Canopy seasonality, fire resistance and ants', in Rapport, D. J., Gaudet, C. L., and Calow, P. (eds.), *Evaluating and Monitoring the Health of Large-Scale Ecosystems* (Nato ASI Series Vol. 128), Springer-Verlag, Berlin, pp. 333–349
- Niemela P., Mattson W. J. (1996): Invasion of North American forests by European phytophagous insects. Legacy of the European crucible? *BioScience*, 46, 741–753.
- Nienstaedt, H. (1966): Dormancy and dormancy release in white Spruce. – *Forest Science* (12): 374-384.
- Nizinski, J.J. és Saugier, B. (1988): A model of leaf budding and development for a mature *Quercus* forest. *Journal of Applied Ecology* 25, 643–652.
- Norman L. Davidson, Jr., William E. Kelso, D. Allen Rutherford (2000.): Characteristics of cladoceran and copepod communities in floodplain habitats of the Atchafalaya River Basin, *Hydrobiologia*, 435, pp. 99 – 107

- Noti, M. and André, H.M. and Dufrene, M. (1996): Soil oribatid mite communities (Acari: Oribatida) from high Shaba (Zaire) in relation to vegetation, *Applied Soil Ecology*, 5: 81-96.
- Noti, M.I. and André, H.M. and Ducarme, X. and Lebrun, P. (2003): Diversity of soil oribatid mites (Acari: Oribatida) from High Katanga (Democratic Republic of Congo): a multiscale and multifactor approach, *Biodiversity and Conservation*, 12: 767-785.
- Nylin S., Nygren G. H., Söderlind L., Stefanescu C. (2008): Geographical variation in host plant utilization in the comma butterfly: the roles of time constraints and plant phenology. *Evolutionary Ecology* 23, 5:807-825.
- O'Lear, H.A. and Blair, J.M. (1999): Responses of soil microarthropods to changes in soil water availability in tallgrass prairie, *Biology and Fertility of Soils*, 29: 207-217.
- Oliveira, M. (1998): Calculation of budbreak and flowering base temperatures for *Vitis vinifera* cv. Touriga Francesa in the Douro Region of Portugal. *Am J Enol Vitic* 49(1):74–78. Proceedings of XIV International GESCO Viticulture Congress, Geisenheim, Germany, 23–27 August, 2005, pp 485–490.
- Olschwang V. N. (1992): Struktura i dinamika naseleniya nasekomykh Yuzhnogo Yamala (The Structure and Dynamics of the Insect Fauna in Southern Yamal), Yekaterinburg: Nauka, 1992.
- OMSZ: Budapest XX. századi napi meteorológiai adatai az OMSz honlapján
- Osler, G.H.R. and Beattie, A.J. (1999): Taxonomic and structural similarities in soil oribatid communities, *Ecography*, 22: 267-274.
- Osler, G.H.R. and Korycinska, A. and Cole, L. (2006): Differences in litter mass change mite assemblage structure on a deciduous forest floor, *Ecography*, 29: 811-818.
- Osler, G.H.R. and Murphy, D.V. (2005): Oribatid mite species richness and soil organic matter fractions in agricultural and native vegetation soils in Western Australia, *Applied Soil Ecology*, 29: 93-98.
- Owens, L.B., Malone, R.W., Hothem, D.L., Starr, G.C., Lal, R.: Sediment carbon concentration and transport from small watersheds under various conservation tillage practice. *Soil & Tillage Research* 67 (2002) pp. 65-73.
- Ősz, B., Ladányi, M., Hufnagel, L. (2006): Population dynamics of the Sycamore Lace Bug, *Corythuca ciliata* (Say) (Heteroptera: Tingidae) in Hungary – Applied Ecology and Environmental Research 4(1): 135-150.
- P. Hobson, H.J. Fallowfield (2003.): Effect of irradiance, temperature and salinity on growth and toxin production by *Nodularia spumigena*, *Hydrobiologia*, 493, pp. 7–15, 2003.
- P.A. Todd, R.C. Sidle, N.J.I. Lewin-Koh (2004.): An aquarium experiment for identifying the physical factors inducing morphological change in two massive scleractinian corals, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 299, pp. 97– 113
- Palmer W. A., Lockett C. J., Senaratne K. A. D. W., McLennan A. (2007): The introduction and release of *Chiasmia inconspicua* and *C. assimilis* (Lepidoptera: Geometridae) for the biological control of *Acacia nilotica* in Australia. *Biological Control* 41:368-378.
- Pandeya, R., Chackob, P. M., Choudharyb, M.L., Prasadb, K.V. and Pal, M. (2007): Higher than optimum temperature under CO₂ enrichment influences stomata anatomical characters in rose (*Rosa hybrida*), *Scientia Horticulturae* 113: 74–81.
- Panigaj L., Panigaj M. (2008): Changes in Lepidopteran assemblages in Temnosmreciská dolina valley (the High Tatras Mts, Slovakia) over the last 55 years. *Biologia* 63/4: 582-587, 2008.
- Pannekoek J. and Van Strien A.J. (2001): Trim 3 Manual (Trends & Indices for Monitoring data). Statistics Netherlands, Voorburg.
- Panov, V. E., Rodionova, N. V., Bolshagin, P. V., Bychek, E. A. 2007. Invasion biology of ponto-caspian onychopod cladocerans (Crustacea : Cladocera : Onychopoda). *Hydrobiologia* 590: 3-14.
- Paola Lombardo, G. Dennis Cooke (2003.): *Ceratophyllum demersum* – phosphorus interactions in nutrient enriched aquaria, *Hydrobiologia*, 497, pp. 79 – 90
- Papatheodorou, E.M. and Argyropoulou, A.D. and Stamou, G.P. (2004): The effects of large and small-scale differences in soil temperature and moisture on bacterial functional diversity and the community of bacterivorous nematodes, *Applied Soil Ecology*, 25: 37-40.
- Parmesan C. (1996): Climate and species' range. *Nature* 382, 765-6.
- Parmesan C. (2006): Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 37:637-669.
- Parmesan C., Ryrholm N., Stefanescu C., Hill J.K., Thomas C.D., Descimon H., Huntley B., Kaila L., Kullberg J., Tammaru T., Tennent W.J., Thomas J.A., Warren M. (1999): Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature* 399:579-583.

- Parmesan C., Yohe G. (2003): A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421:37-43.
- Parmesan, C. (1996): Climate and species' range. *Nature* 382: 765-766.
- Parmesan, Camille & Gary Yohe (2003): A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems - *Nature* 421
- Pásztor E., Meszéné G. (2007a): Versengés és együttélés 100-123. In: Pásztor E., Oborny B.: *Ökológia, Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest*
- Pásztor E., Meszéné G., Magyar G., Kun Á. (2007b): Egyedek, populációk közti interakciók és a természetes szelekció pp. 206-224. In: Pásztor E., Oborny B. (eds.): *Ökológia, Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest*
- Pearson D.E., Callaway R.M. (2003): Indirect effects of host-specific biological control agents. *Trends in Ecology and Evolution* 18:456-461.
- Pearson R. G., Dawson T. P. (2003): Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology & Biogeography* 12:361-371.
- Péczeli György (1981): *Éghajlattan, Tankönyvkiadó, Budapest* pp. 239-257.
- Perry, T.O. és Wang, L.W. (1960): Genetic variations in the winter chilling requirement for date of dormancy break for *Acer robur*. *Ecology* 41, 790-794.
- Peters R. L. (1990): Effects of global warming on forests. *Forest Ecology and Management*, 35:13-33.
- Petit, J. R., J. Jouzel, D. Raynaud, N. I. Barkov, J.-M. Barnola, I. Basile, M. Bender, J. Chappellaz, M. Davisk, G. Delaygue, M. Delmotte, V. M. Kotlyakov, M. Legrand, V. Y. Lipenkov, C. Lorius, L. Pepin, C. Ritz, E. Saltzman & M. Stievenard (1999): Climate and atmospheric history of the past 420,000 years from the Vostok ice core, Antarctica - *Nature* VOL 399 .
- Petrányi G., Hufnagel L., Horváth L., (2007): A klímaváltozás és a biodiverzitás kapcsolata – földrajzi analógiai esettanulmány az európai lepkefaunára – „KLÍMA-21” Füzetek 2007 50. szám: 62-69.
- Petrányi, G., Hufnagel, L., Horváth, L. (2007): A klímaváltozás és a biodiverzitás kapcsolata – földrajzi analógiai esettanulmány az európai lepkefaunára - “KLÍMA-21” Füzetek 2007 50. szám: 62-69.
- Peylin, P., Bousquet, P., Le Quere, C., Sitch, S., Friedlingstein, P., McKinley, G., Gruber, N., Rayner, P. and Ciais, P. (2005): Multiple constraints on regional CO₂ flux variations over land and oceans, *Global Biogeochem. Cycles*, 19, GB1011, doi:10.1029/2003GB002214
- Pianka, E. R. (1974): Niche overlap and diffuse competition, *Proc. Nat. Acad. Sci. USA*, Vol. 71., No. 5, pp. 2141-2145.
- Pianka, E. R. (1974): Niche overlap and diffuse competition, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 71(5): 2141-2145.
- Pigou, A.C. (1932). *The Economics of Welfare* (Macmillan & Co., London).
- Pimentel D. (2002): Non-native invasive species of arthropods and plant pathogens in the British Isles. In: *Biological Invasions. Economic and Environmental Costs of Alien plant, Animal and Microbe Species* (ed. Pimentel D), pp. 151-155. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Pimm, S.L., (1993.): Discussion: understanding indirect effects: is it possible? In: Kawanabe, H., Cohen, J.E., Iwasaki, K. (Eds.), *Mutualism and Community Organization. Behavioural, Theoretical and Food-Web Approaches*. Oxford University Press, Oxford, pp. 199-209.
- Piontkovski, S. A. & Castellani, C. 2009. Long-term declining trend of zooplankton biomass in the Tropical Atlantic. *Hydrobiologia* 632 (1): 365-370.
- Piontkovski, S. A., O'brien, T. D., Umani, S. F., Krupa, E. G., Stuge, T. S., Balymbetov, K. S., Grishaeva, O. V., Kasymov, A. G. 2006. Zooplankton and the North Atlantic Oscillation: A basin-scale analysis. *Journal of Plankton Research* 28 (11): 1039-1046.
- Pitois, S. G. & Fox, C. J. 2006. Long-term changes in zooplankton biomass concentration and mean size over the Northwest European shelf inferred from Continuous Plankton Recorder data. *ICES Journal of Marine Science* 63 (5): 785-798.
- Podani, J. (1997): Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeldtárás rejtelmeibe, Scientia Kiadó, Budapest.
- Podani, J. (2000): SYN-TAX 2000.
- Podani, J., (1989): Comparison of ordinations and classifications of vegetation data. *Vegetatio*, 83: 111-128.
- Polis, G.A. (1994.): Food webs, trophic cascades and community structure. *Aust. J. Ecol.* 19, pp. 121 - 137.
- Polis, G.A., (1991.): Complex trophic interactions in deserts: an empirical critique of food web theory. *Am. Nat.* 138, pp. 123 - 155.

- Pollard E., Greatey-Davies J. N., Thomas J. A. (1997): Drought reduces breeding success of the butterfly *Aglais urticae*. *Ecological Entomology* 22:315-318.
- Pollard E., Moss D., Yates T. J. (1995): Population trends of common British butterflies at monitored sites. *Journal of Applied Ecology* 32, 9-16.
- Pollard E., Moss D., Yates T. J. (1995): Population trends of common British butterflies at monitored sites. *Journal of Applied Ecology* 32, 9-16.
- Pollard E., Yates T. J. (1993): *Monitoring Butterflies for Ecology and Conservation*. Chapman & Hall, London.
- Porter K. (1982): Basking behaviour in larvae of the butterfly *Euphydryas aurinia*. *Oikos* 38:308-312.
- Prance, G. T. (1990): The floristic composition of the forests of Central Amazonian Brazil, in Gentry, A. H. (ed.), *Four Neotropical Rainforests*, Yale University Press, New Haven, pp. 112-140.
- Primack, R. B., Miller-Rushing, A. J., Primack, D. and Mukunda, S. (2007): Using Photographs to Show the Effects of Climate Change on Flowering Times, *Arnoldia*, 65: 3-9.
- Priszter Sz., Isépy I. (1974) Chorologische und phänologische Untersuchungen an mediterranen Geophyten. II. *Galanthus* – *Annal. Univ. Sci. Budapest, Sect. Biol.* 16. p. 87-101.
- Priszter Szaniszló (1960-2000). *Fenológiai adatbázis – kézirat*.
- Priszter Szaniszló (1974): *Hagymás kerti virágok, Mezőgazdasági Kiadó, Budapest*, 219 p.
- Pullin A. S., Bale J. S. (1989): Effects of low temperature on diapausing *Aglais urticae* and *Inachis io* (Lepidoptera: Nymphalidae): cold hardiness and overwintering survival. *Journal of Insect Physiology* 35, 277-281.
- Rahel Frank J., Christopher J. Keleher, and Jefry L. Anderson (1996): Potential habitat loss and population fragmentation for cold water fish in the North Platte River drainage of the Rocky Mountains: Response to climate warming - *Limnol. Oceanogr.*, 41(5), 1996, 1116-1123.
- Raich, J.W., Potter, C.S., Bhagawati D. (2002): Interannual variability in global soil respiration, 1980-94, *Glob. Change Biol.* 8: 800-812.
- Randall, D.A., Wood, R.A., Bony, S., Colman, R., Fichetef, T., Fyfe, J., Kattsov, V., Pitman, A., Shukla, J., Srinivasan, J., Stouffer, R.J., Sumiand, A., Taylor, K.E. (2007): Climate Models and Their Evaluation. In: Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.): *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Raynaud, D., Jouzel, J., Barnola, J. M., Chappellaz, J., Delmas, R. J., and Lorius, C. (1993): The Ice Record of Greenhouse Gases, *Nature* 259: 926-934.
- Rebstock, G. A. & Kang, Y. S. 2003. A comparison of three marine ecosystems surrounding the Korean peninsula: Responses to climate change. *Progress in Oceanography* 59 (4): 357-379.
- Rebstock, G. A. 2003. Long-term change and stability in the California Current System: lessons from CalCOFI and other long-term data sets. *Deep-Sea Research Part II-Topical Studies in Oceanography* 50 (14-16): 2583-2594.
- Reid, J.B.: Yield response to nutrient supply across a wide range of conditions 1. Model derivation. *Field Crops Research* 77 (2002) pp. 161-171.
- Reynolds, C. S. (2006): *The ecology of Phytoplankton*, Cambridge University Press pp. 372 - 381.
- Rhazi, L., Grillas, P., Rhazi, M., Aznar, J. Ch. (2009): Ten-year dynamics of vegetation in a Mediterranean temporary pool in western Morocco. *Hydrobiologia*, 634: 185-194
- Richardson, A. J. 2008. In hot water: zooplankton and climate change. *ICES Journal of Marine Science* 65 (3): 279-295.
- Richard, P. (1985): Contribution aéropalynologique à l'étude de l'action des facteurs climatiques sur la floraison de l'Orme (*Ulmus campestris*) et de l'If (*Taxus baccata*). *Pollen and Spores* 27, 53-94.
- Riou, C. (1994): The effect of climate on grape ripening: application to the zoning of sugar content in the european community. *CECACEE- CECA, Luxembourg*.
- Robert J. Toonen, Christopher B. Wee (2005.): An experimental comparison of sediment-based biological filtration designs for recirculating aquarium systems, *Aquaculture*, 250, pp., 244- 255
- Roberts E. A., Ravlin F. W., Fleischer S. J. (1993): Spatial data representation for integrated pest management programs. *American Entomologist* 39:92-108(17).
- Ronkay L. (2004): Jelenkori faunaváltozások a Kárpát-medence belső területein: tények, jelenségek és értékelhetőségük (Lepkék, elsősorban Macroheterocera) - Esettanulmány "A globális klímaváltozás hatásai Magyarország faunájára" c. kérdéskörrel. *Kézirat*, 22pp.

- Ronkay L. (2004): Jelenkori faunaváltozások a Kárpát-medence belső területein: tények, jelenségek és értékelhetőségük. (Lepkék, elsősorban Macroheterocera) – Esettanulmány „A globális klímaváltozás hatásai Magyarországi faunájára” c. kérdésköréről. Kézirat, 22 p.
- Rotschild M., (2000): The garden tiger moth – a delightful chemist. *Butterfly Conservation News* 75, 26-28.
- Rotzer, T., Grote, R. and Pretzsch, H., (2004): The timing of bud burst and its effect on tree growth. *Int. J. Biometeorol.*, 48, 109–118.
- Roxburgh, S. H., Shea K., Wilson J. B. (2004): The intermediate disturbance hypothesis: Patch dynamics and mechanisms of species coexistence. *Ecology* 85(2):359-371.
- Roy D. B., Rothery P., Moss D., Pollard E., Thomas J. A. (2001): Butterfly numbers and weather: predicting historical trends in abundance and the future effects of climate change. *Journal of Animal Ecology* 70:201-217.
- Roy D. B., Sparks T. H. (2000): Phenology of British butterflies and climate change. *Global Change Biology* 6:407-416.
- Ruess, L. and Michelsen, A. and Schmidt, I.K. and Jonasson, S. (1999): Simulated climate change affecting microorganisms, nematode density and biodiversity in subarctic soils, *Plant and Soil*, 212: 63-73.
- Runion, G.B. and Curl, E.A. and Rogers, H.H. and Backman, P.A. and Rodriquez-Kabana, R. and Helms, B.E. (1994): Effects of free-air CO₂ enrichment on microbial populations in the rhizosphere and phyllosphere of cotton, *Agricultural and Forest Meteorology*, 70: 117-130.
- Running, S. W. (2006): Is Global Warming Causing More, Larger Wildfires? *Science* 313: 927-928.
- Saarinén K., Lahti T., Marttila O. (2003): Population trends of Finnish butterflies (Lepidoptera: Hesperioidea, Papilionoidea) in 1991-2000. *Biodiversity and Conservation* 12: 2147-2159, 2003.
- Salama N.K.G., Knowler J.T., Adams C.E. (2007): Increasing abundance and diversity in the month assemblage of east Loch Lomondside, Scotland over a 35 year period. *Journal of Insect Conservation* (2007) 11:151-156.
- Sanders C. J., Wallace D. R., Lucuik G. S. (1978): Flight activity of female eastern spruce budworm (Lepidoptera: Tortricidae) at constant temperatures in the laboratory. *Canadian Entomology* 107, 1289-1299.
- Sanford, E. (1999): Regulation of Keystone Predation by Small Changes in Ocean Temperature. *Science* 283: 2095 – 2097.
- Sanz, J.J. 2002. Climate change and breeding parameters of great and blue tits throughout the western Palearctic. *Global Change Biol.* 8: 409 – 422.
- Sarmiento, J. L., Hughes, T. M. C., Stouffer, R. J. & Manabe, S. (1998): Simulated response of the ocean carbon cycle to antropogenic climate warming, *Nature* 393: 245-249.
- Sarvas R. (1974): Investigations on the annual cycle of development of forest trees. Autumn dormancy and winter dormancy. *Communications Instituti Forestalis Fenniae* 84, 101.
- Sato, T. 2004. Numerical simulation of biological impact caused by direct injection of carbon dioxide in the ocean. *Journal of Oceanography* 60 (4): 807-816.
- Schalau, K., Rinke, K., Straile, D., Peeters, F. 2008. Temperature is the key factor explaining interannual variability of Daphnia development in spring: a modelling study. *Oecologia* 157 (3): 531-543.
- Schallenberg, M., Hall, C. J., Burns, C. W. 2003. Consequences of climate-induced salinity increases on zooplankton abundance and diversity in coastal lakes. *Marine Ecology-Progress Series* 251: 181-189.
- Schatz, H., (2002): Die Oribatidenliteratur und die beschriebenen Oribatidenarten (1758-2001) – eine Analyse.- *Abh. Ber. Natkdms. Görlitz*, 74: 37-45.
- Scheffer, M., Brovkin, V. and Cox, P. (2006): Positive feedback between global warming and atmospheric CO₂ concentration inferred from past climate change, *Geophys. Res. Lett.*, 33: L10702, doi:10.1029/2005GL025044.
- Scheller, R. M. and Mladenoff, D. J. (2005): A spatially interactive simulation of climate change, harvesting, wind, and tree species migration and projected changes to forest composition and biomass in northern Wisconsin, USA, *Global Change Biology*, 11, pp. 307–321
- Schenker, R., (1984): Spatial and seasonal distribution patterns of oribatid mites (Acari: Oribatei) in a forest soil ecosystem, *Pedobiologia*, 27: 133-149.
- Schnele, F. és Volkert, E. (1974): International phenological observations. In *Phenology and Seasonality Modeling* (ed. H. Lieth), pp. 383–387. Springer Verlag, New York.
- Schröder, A., Persson, L., De Roos, A. M. 2005. Direct experimental evidence for alternative stable states: a review. *OIKOS* 110: 3-19.
- Schwartz, M.D. (2003): Phenoclimatic measures. In *Phenology: An Integrative Environmental Science* (Schwartz, M.D., ed.), pp. 331– 343, Kluwer.

- Schwartz Mark W, Louis R. Iverson, Anantha M. Prasad, Stephen N. Matthews & Raymond J. O'Connor et al. (2006): Predicting extinctions as a result of climate change - *Ecology*, 87(7), 2006, pp. 1611–1615
- Schwartz, M.D. (ed) (2003) *Phenology: An Integrative Environmental Science* – Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London.
- Scoble, M.J. (1999): *Geometrid moths of the world: a catalogue (Lepidoptera, Geometridae)* - Natural History Museum, London: 293-294.
- Seebens, H., Einsle, U., Straille, D. 2009. Copepod life cycle adaptations and success in response to phytoplankton spring bloom phenology. *Global Change Biology* 15 (6): 1394-1404.
- Shepherd, U.L. and Brantley, S.L. and Tarleton, C.A. (2002): Species richness and abundance patterns of microarthropods on cryptobiotic crusts in a pin~on-juniper habitat: a call for greater knowledge, *Journal of Arid Environments*, 52: 349-360.
- Sherry, R. A., Zhou, X., Gu, S., Arnone, J. A., III, Schimel, D. S., Verburg, P. S., Wallace, L. L., Luo, Y. (2007): Divergence of reproductive phenology under climate warming, *PNAS*, vol. 104, no. 1, pp. 198–202
- Shukla, J., C. A. Nobre, and P. Sellers (1990): Amazon deforestation and climate change - *Science* 247:1322–1325.
- Simberloff D. (1989): Which insect introductions succeed and which fail? In: *Biological Invasions: A Global Perspective* (eds Drake J. A. et al.), pp. 61–75. John Wiley & Sons Ltd., New York.
- Simo, R. (2001): Production of atmospheric sulphur by oceanic phytoplankton: biogeochemical, ecological and evolutionary links, *Trends Ecol. Evol.* 16: 287-294.
- Singh, K. P. and Kushwaha, C. P. (2005): Emerging paradigms of tree phenology in dry tropics, *Current Science*, vol. 89, no. 6, pp. 964-975.
- Sipkay Cs., Kiss, K. T., Vadadi-Fülöp, Cs., Hufnagel, L. (2009b): Trends in research on the possible effects of climate change concerning aquatic ecosystems with special emphasis on the modelling approach. - *Applied Ecology and Environmental Research* 7(2): 171-198.
- Sipkay Cs., Kiss K. T., Drégelyi-Kiss Á., Farkas E., Hufnagel L. (2009.a): Klímaváltozási scénáriók elemzése a dunai fitoplankton szezonális dinamikájának modellezése alapján. *Hidrológiai Közlöny* 2009. (89. évf.) 6. sz. 56-59. old.
- Sipkay, Cs. - Á., Drégelyi-Kiss, L., Horváth, Á., Garamvölgyi, K., Tihámér Keve & L., Hufnagel (2010). Community ecological effects of climate change. In: Suzanne W. Simard and Mary E. Austin (Ed.) *Climate Change and Variability*. Sciyo. p. 139-162. ISBN: 978-953-307-144-2, Available from: <http://sciyo.com/articles/show/title/community-ecological-effects-of-climate-change>
- Sipkay, Cs.- Nosek, J. – Oertel, N. – Vadadi-Fülöp, Cs.- Hufnagel, L. (2007a): Klímaváltozási scénáriók elemzése egy dunai Copepoda faj szezonális dinamikájának modellezése alapján – “KLÍMA-21” Füzetek 2007 49.szám: 80-90.
- Sipkay, Cs., Horváth, L., Nosek, J., Oertel, N., Vadadi-Fülöp, Cs., Farkas, E., Drégelyi-Kiss, Á., Hufnagel, L. (2008): Analysis of climate change scenarios based on modelling of the seasonal dynamics of a Danubian copepod species -- *Applied Ecology and Environmental Research* 6(4): 101-108
- Sipkay, Cs., Hufnagel, L. (2007): Klímaváltozási scénáriók összehasonlító elemzése balatoni makrogerinctelen együttes alapján – *Hidrológiai Közlöny* 87: 117-119.
- Sipkay, Cs., Hufnagel, L., Révész, A., Petrányi, G. (2007): Seasonal dynamics of an aquatic macroinvertebrate assembly (Hydrobiological case study of Lake Balaton No. 2) - *Applied Ecology and Environmental Research* 5(2):63-78
- Sipkay, Cs., Nosek, J., Oertel, N., Vadadi-Fülöp, Cs., Hufnagel, L.: Klímaváltozási scénáriók elemzése egy dunai Copepoda faj szezonális dinamikájának modellezése alapján. "KLÍMA-21" Füzetek 49 (2007) pp. 80- 90.
- Sjursen, H. and Michelsen, A. and Holmstrup, M. (2005): Effect of freeze-thaw cycles on microarthropods and nutrient availability in a sub-Arctic soil, *Applied Soil Ecology*, 28: 79-93.
- Skubala, P. and Gulvik, M. (2005): Pioneer Oribatid Mite Communities (Acari, Oribatida) In Newly Exposed Natural (Glacier Foreland) And Anthropogenic (Post-Industrial Dump) Habitats, *Polish Journal of Ecology*, 53(3): 395-407.
- Slansky F. (1993): Nutritional ecology: the fundamental quest for nutrients. *Caterpillars: Ecological and Evolutionary Constraints on Foraging* (eds Stamp N. E. és Casey T. M.), pp. 29-91. Chapman & Hall, New York.
- Smrż, J. (1992): The ecology of the microarthropod community inhabiting the moss cover of roofs, *Pedobiologia*, 36: 331-340.

- Smrž, J. (2006): Microhabitat selection in the simple oribatid community dwelling in epilithic moss cover (Acari: Oribatida), *Naturwissenschaften*, 93: 570-576.
- Smrž, J. and Kocourková, J. (1999): Mite communities of two epiphytic lichen species (*Hypogymnia physodes* and *Parmelia sulcata*) in the Czech Republic, *Pedobiologia*, 43: 385-390.
- So Kawaguchi, Rob King, Rob Meijers, Jon E.Osborn, Kerrie M. Swadling, David A. Ritz, Stephen Nicol (2010.): An experimental aquarium for observing the schooling behaviour of Antarctic krill (*Euphausia superba*), *Deep-Sea Research II*, 57, pp. 683 – 692
- Soden, B.J., Held, I.M. (2006): An Assessment of Climate Feedbacks in Coupled Ocean–Atmosphere Models, *Journal of Climate* 19: 3354-3360.
- Solymosi, P.: Az éghajlat változásának hatása a gyomflórára a hazai kutatások tükrében, az 1969 és 2004 közötti időszakban. *Növényvédelem* 41 (2005) pp. 13-24.
- Sommer, U. & Lengfellner, K. 2008. Climate change and the timing, magnitude, and composition of the phytoplankton spring bloom. *Global Change Biology* 14 (6): 1199-1208.
- Sommer, U., Aberle, N., Engel, A., Hansen, T., Lengfellner, K., Sandow, M., Wohlers, J., Zollner, E., Riebesell, U. 2007. An indoor mesocosm system to study the effect of climate change on the late winter and spring succession of Baltic Sea phyto- and zooplankton. *Oecologia* 150 (4): 655-667.
- Southworth, J., Randolph, J.C., Habeck, M., Doering, O.C., Pfeifer, R.A., Raoc, D.G., Johnston, J.J.: Consequences of future climate change and changing climate variability on maize yields in the midwestern United States. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 82 (2000) pp. 139–158.
- Sparks T. H., Carey P. D., Combes J. (1997): First leafing dates of trees in Surrey between 1947 and 1996. *The London Naturalist* 76:15–20.
- Sparks T. H., Jeffree E. P., Jeffree C. E. (2000): An examination of the relationship between flowering times and temperature at the national scale using long-term phenological records from the UK. *International Journal of Biometeorology*, 44:82–87.
- Sparks, T. H., Tryjanowski, P. (2005): The detection of climate impacts: some methodological considerations. *Int. J. Climatol.* 25, 271–277.
- Spencer J.L., Hibbard B. E., Moeser M., Onstad D (2009): Behaviour and ecology of the western corn rootworm *Diabrotica virgifera virgifera* LeConte – Agric. For. Entomology 11:9-27.
- Sperfeld, E., Wacker, A. 2009. Effects of temperature and dietary sterol availability on growth and cholesterol allocation of the aquatic keystone species *Daphnia*. *Journal of Experimental Biology* 212 (19): 3051-3059.
- Stamou, G.P. and Sgardelis, S.P. (1989): Seasonal distribution patterns of oribatid mites (Acari: Cryptostigmata) in a forest ecosystem, *Journal of Animal Ecology*, 58: 893-904.
- Standovár T., Primack, R.B. (2001): A természetvédelmi biológia alapjai. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 542pp.
- Stange G. (1997): Effects of changes in atmospheric carbon dioxide on the location of hosts by the moth, *Cactoblastis cactorum*. *Oecologia* 110, 539-545.
- Stasio, B. T., Hill, D. K., Kleinhans, J. M., Nibbelink, N. P., Magnuson, J. J. 1996. Potential effects of global climate change on small North-Temperate Lakes: physics, fish, and plankton. *Limnology and Oceanography* 41 (5): 1136-1149.
- Stefanescu C., Penuelas J., Filella I. (2003): Effects of climatic change on the phenology of butterflies in the Northwest Mediterranean Basin. *Global Change Biology* 9 (10), 1494-1506
- Stephen A. Wickham, John J. Gilbert (1991.): Relative vulnerabilities of natural rotifer and ciliate communities to cladocerans: laboratory and field experiments, *Freshwater Biology*, 26, pp. 77 – 86
- Stern, D.I. and Kaufmann, R.K. (1998): Annual Estimates of Global Anthropogenic Methane Emissions: 1860-1994. Trends Online: A Compendium of Data on Global Change. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tenn., U.S.A. <http://cdiac.ornl.gov/trends/meth/ch4.htm>
- Stigter H., Frankenhuysen A. van (1991): Phyllonoricter leucographella, een voor Nederland nieuwe bladmineerder (Lepidoptera: Gracillariidae). *Entomologische Berichten, Amsterdam* 51, 129-35.
- Stiling P., Cornelissen T. (2007): How does elevated carbon dioxide (CO₂) affect plant-herbivore interactions? A field experiment and meta-analysis of CO₂-mediated changes on plant chemistry and herbivore performance. *Global Change Biology* 13 (9), 1823-1842.

- Stireman J. O., Dyer L. A., Janzen D. H., Singer M. S., Lill J. T., Marquis R. J., Ricklets R. E., Gentry G. L., Hallwachs W., Coley P. D., Barone J. A., Greeney H. F., Connahs H., Barbosa P., Morais H. C., Diniz I. R., (2005): Climatic unpredictability and parasitism of caterpillars: implications of global warming. *Proceedings of the National Academy of Science* 102, 17384–17387.
- Strand, J.F. (2000): Some agrometeorological aspects of pest and disease management for the 21st century. – *Agricultural and Forest Meteorology* 103(1-2): 73-82.
- Strecker, A. L., Cobb, T. P., Vinebrooke, R. D. 2004. Effects of experimental greenhouse warming on phytoplankton and zooplankton communities in fishless alpine ponds. *Limnology and Oceanography* 49 (4): 1182-1190.
- Studer, S., Appenzeller, C. and Defila, C. (2005): Inter-annual variability and decadal trends in alpine spring phenology: a multivariate analysis approach, *Climatic Change* 73: 395–414
- Sulkava, P. and Huhta, V. (2003): Effects of hard frost and freeze-thaw cycles on decomposer communities and N mineralisation in boreal forest soil, *Applied Soil Ecology*, 22: 225-239.
- Sutherst, R.W. & Maywald, G.F. (1998). CLIMEX - A bio-geographical approach to entomology. In Zalucki, M.P., Drew, R.A.I. & White, G.G. (Eds) *Pest Management & Future Challenges*. Proc. 6th Australasian Applied Entomological Research Conference. 2: 344-345. University of Queensland, Brisbane.
- Sutherst, R.W., Maywald, G.F. and Skarratt, D.B. (1995). Predicting insect distributions in a changed climate. pp 59-91. In Harrington, R. and Stork, N.E. (Eds). *Insects in a Changing Environment*. Academic Press, London. 535 pp.
- Szabó I. M. (1989): A bioszféra hidrobiológiája, Akadémiai Kiadó, Budapest
- Szász Gábor (1968) A globálisugárzás összegeinek meghatározása számítás útján. *Debreceni Agrártudományi Főiskola Tudományos Közleményei* XIV, 239-253.
- Szász, G., Tökei, L. (1997) Meteorológia mezőgazdákknak, kertészeknek, erdészeknek.
- Szenteleki, K., M. Ladányi, É. Szabó, L. Horváth, L. Hufévész (2007): A climate research database management software EFITA/WCCA 2 – 5 July 2007, Glasgow, Scotland, Paper CD.ROM p 53.
- Szeőke, K.: A gyapottok-bagolylepke új kártételi stratégiája. *Növényvédelem* 43 (2007) pp. 424.
- Szeőke, K.: A gyapottok-bagolylepke új kártételi stratégiája. *Növényvédelem* 43 (2007) pp. 424.
- T.D. Nickell and P.G. Moore (1992): The behavioural ecology of epibenthic scavenging invertebrates in the Clyde Sea area: laboratory experiments on attractions to bait in static water *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 156, pp. 217 – 224
- Takken, W., Knolsm G.J. (2007): Emerging pests and vector-borne diseases in Europe: ecology and control of vector-borne diseases. – Netherlands, Wageningen Academic Publishers, 500p.
- Taylor, A.R. and Pflug, A. and Schroeter, D. and Wolters, V. (2004): Colonization of spruce litter: response of different decomposer communities to experimental alterations in moisture availability, *Global Change Biology*, 10(8): 1313-1324.
- Taylor, A.R. and Wolters, W. (2005): Responses of oribatid mite communities to summer drought: The influence of litter type and quality, *Soil Biology & Biochemistry*, 37: 2117-2130.
- Thibault, Katherine M. & James H. Brown (2007): Impact of an extreme climatic event on community assembly - *PNAS* vol. 105, no 9.
- Thomas C. D., Bodsworth E. J., Wilson R. J., Simmons A. D., Davies Z. G., Musche M., Conradt L. (2001): Ecological and evolutionary processes at expanding range margins. *Nature* 411:577-581.
- Thomas C. D., Cameron A., Green R. E., Bakkenes M., Beaumont L. J., Collingham Y. C., Erasmus B. F. N., de Siqueira M. F., Grainger A., Hannah L., Hughes L., Huntley B., van Jaarsveld A. S., Miggley G. F., Miles L., Ortega-Huerta M. A., Peterson A. T., Phillips O. L., Williams S. E. (2004a): Extinction risk from climate change. *Nature* 427:145-148.
- Thomas J. A., Telfer M. G., Roy D. B. (2004b): Comparative losses of British butterflies, birds and plants and the global extinction crisis. *Science* 303:1879-1881.
- Thomson L. J., Macfadyen S., Hoffmann A. A. (2010): Predicting the effects of climate change on natural enemies of agricultural pests. *Biological Control* 52:296-306.
- Thuiller Wilfried Thuiller, Sandra Lavorel, Martin T. Sykes, Miguel B. Araújo (2006): Using niche-based modelling to assess the impact of climate change on tree functional diversity in Europe - *Diversity and Distributions* Volume 12, Issue 1, 49–60
- Thuiller Wilfried, Sandra Lavorel, Martin T. Sykes and Miguel B. Araújo (2005): Using niche-based modelling to assess the impact of climate change on tree functional diversity in Europe - *Diversity and Distributions*, (Diversity Distrib.) 12, 49–60

- Thuiller Wilfried, Sandra Lavorel, Miguel B. Araujo, Martin T. Sykes, and I. Colin Prentice: Climate change threats to plant diversity in Europe - PNAS, doi10.1073/pnas.0409902102
- Tiina Hasu, Jukka Jokela, E. Tellervo Valtonen (2008.): Effects of growth factors and water source on laboratory cultures of a northern *Asellus aquaticus* (Isopoda) population, *Aquat Ecol*, 42, pp. 141 – 150
- Tobin P. C., Nagarkatti 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.
- Tom Vindbæk Madsen, Hans Brix: (1997.): Growth, photosynthesis and acclimation by two submerged macrophytes in relation to temperature, *Oecologia*, 110, pp. 320 – 327
- Traw M. B., Lindroth R. L., Bazzaz F. A. (1996): Decline in gypsy moth (*Lymantria dispar*) performance in an elevated CO₂ atmosphere depends upon host plant species. *Oecologia* 108:113-120.
- Trnka, M., Muška, F., Semerádová, D., Dubrovský, M., Kocmánková, E., Žalud, Z.: European Corn Borer life stage model: Regional estimates of pest development and spatial distribution under present and future climate. *Ecological modelling* 207 (2007) pp. 61–84.
- Trnka, M., Muška, F., Semerádová, D., Dubrovský, M., Kocmánková, E., Žalud, Z.: European Corn Borer life stage model: Regional estimates of pest development and spatial distribution under present and future climate. *Ecological modelling* 207 (2007) pp. 61–84.
- Tsiafouli, M.A. and Kallimanisa, A.S. and Katanab, E. and Stamoua, G.P. and Sgardelis, S.P. (2005): Responses of soil microarthropods to experimental short-term manipulations of soil moisture, *Applied Soil Ecology*, 29: 17-26.
- UNEP CBD (2000): Sustaining Life on Earth. www.biodiv.org
- UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change, 2006)
- Uniyal, S.K., Uniyal, A. (2009): Climate change and large-scale degradation of spruce: common pattern across the globe. – *Clim. Res.* 38: 261-263.
- USGS (U. S. Geological Survey, 2006)
- Uvarov B. P. (1931): Insects and climate. *Transactions of the Entomological Society*. London, 79, 1-247.
- Uvarov, A.V. (2003): Effects of diurnal temperature fluctuations on population responses of forest floor mites, *Pedobiologia*, 47: 331-339.
- Vadadi-Fülöp Cs., Hufnagel, L, Zsuga K (2009b): Effect of sampling effort and sampling frequency on the composition of the planktonic crustacean assemblage: a case study of the river Danube - *Environmental Monitoring and Assessment*, DOI: 10.1007/s10661-009-0822-z
- Vadadi-Fülöp, Cs., Hufnagel, L., Jablonszky, Gy., Zsuga, K. 2009a. Crustacean plankton abundance in the Danube River and in its side arms in Hungary. *Biologia* 64 (6): 1184-1195.
- Vadadi-Fülöp, Cs., Hufnagel, L., Sipkay, Cs., Verasztó, Cs. (2008): Evaluation of climate change scenarios based on aquatic food web modelling - *Applied Ecology and Environmental Research* 6(1): 1-28
- Vadadi-Fülöp, Cs., Hufnagel, L., Zsuga, K. 2009b. Effect of sampling effort and sampling frequency on the composition of the planktonic crustacean assemblage: a case study of the river Danube. *Environmental Monitoring and Assessment* 163: 125-138.
- Vadadi-Fülöp, Cs., Mészáros, G., Jablonszky, Gy., Hufnagel, L. (2007): Ecology of the Ráckeve-Sorokság Danube – a review – *Applied Ecology and Environmental Research* 5(1):133-164.
- Vadadi-Fülöp, Cs., Mészáros, G., Jablonszky, Gy., Hufnagel, L. (2008b): The zooplankton of the Ráckeve-Sorokság Danube: Spatio-temporal changes and similarity patterns – *Applied Ecology and Environmental Research* 6(4): 119-145.
- Vadadi-Fülöp, Cs., Sipkay, Cs., Hufnagel, L. (2007): Klímaváltozási szcenáriók értékelése egy szitakötőfaj (*Ischnura pumilio* CHARPENTIER, 1825) szezonális dinamikája alapján - *Acta Biologica Debrecina, Oecol. Hung.* 16: 211–219, 2007
- Vadadi-Fülöp, Cs., Türei, D., Sipkay, Cs., Verasztó, Cs., Drégelyi-Kiss, Á., Hufnagel, L.(2009): Comparative assessment of climate change scenarios based on aquatic food web modelling. *Environmental Modeling and Assessment*, 14 (5): 563-576.
- van Asch, M., van Tienderen , P.H., Holleman, L.J.M., Visser, M. (2007): Predicting adaptation of phenology in response to climate change, an insect herbivore example, *Global Change Biology* 13, pp. 1596–1604.
- Van Strien A.J., Pannekoek J. and Gibbons D.W. (2001): Indexing European bird population trends using results of national monitoring schemes: a trial of a new method. *Bird Study* 48: 200–213.
- Varga Z. (1972): A Balkán-félsziget biogeográfiai viszonyainak rövid áttekintése, különös tekintettel a magashégysek faunájára. *Földrajzi Értesítő*, XXI.2-3.217-226.

- Varga-Haszontist, Z., Varga, Z., Lantos, Zs., Enzsölné, G.E. (2006) Az éghajlati változékonyság és az agroökoszisztémák. Mosonmagyaróvár.
- Varian H. R. (1992). *Microeconomic Analysis*, Third Edition. W. W. Norton & Company, 3rd edn.
- Végvári Zsolt, Veronika Bókonyi, Zoltán Barta and Gábor Kovács (2009) : Life history predicts advancement of avian spring migration in response to climate change - *Global Change Biology*, doi: 10.1111/j.1365-2486.2009.01876.x
- Venette R. C., Hutchison W. D. (1999): Assessing the risk of establishment by pink bollworm (Lepidoptera: Gelechiidae) in the Southeastern United States. *Environmental Entomology* 28, 445-455.
- Verasztó, Cs. – Kiss, K.T. – Sipkay, Cs. – Gimesi, L. – Vadadi-Fülöp, Cs. – Türei, 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.
- Visser M. E., Holleman I. J. M. (2001): Warmer springs disrupt the synchrony of oak and winter moth phenology. *Proceedings of the Royal Society of Biological Sciences* 268:289-294.
- Visser M. E., van Noordwijk A. J., Tinbergen J. M., Lessels C. M. (1998): Warmer springs lead to mistimed reproduction in great tits (*Parus major*). *Proceedings of the Royal Society of Biological Sciences* 265:1867-1870.
- Visser Marcel E. & Christiaan Both (2005): *Proc. R. Soc. B* 272, 2561–2569 doi:10.1098/rspb.2005.3356
- Voigt, Winfried, Jörg Perner, Andrew J. Davis, Till Eggers, Jens Schumacher, Rudolf Bährmann, Bärbel Fabiani, Wolfgang Heinrich, Günter Köhler, Dorit Lichter, Rolf Marstaller, AND Friedrich W. Sander (2003) : Trophic levels are differentially sensitive to climate - *Ecology*, 84(9), pp. 2444–2453
- Volney W. J. A., Fleming R. A. (2000): Climate change and impacts of boreal forest insects. *Agricultural Ecosystems and Environment* 82:283-294.
- Vos R. de, Zumkehr P. J. (1995): De verspreiding van *Omphaloscelis lunosa* in Nederland (Lepidoptera: Noctuidae). *Entomologische berichten*, Amsterdam, 55, 169-73.
- Voznesensky, M., Lenz, P. H., Spanings-Pierrot, C., Towle, D. W. 2004. Genomic approaches to detecting thermal stress in *Calanus finmarchicus* (Copepoda : Calanoida). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 311 (1): 37-46.
- Vörös L., Kiss N. (1985): A fitoplankton szezonális periodicitása és annak összefüggése az eutrofizálódással. Irodalmi áttekintés és balatoni esettanulmány. In: Fekete G (szerk) A cönológiai szukcesszió kérdései. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Waal, D. B., Verschoor, A. M., Verspagen, J. M. H., Donk, E., Huisman, J. 2010. Climate-driven changes in the ecological stoichiometry of aquatic ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8 (3): 145-152.
- Wagner, A. & Benndorf, J. 2007. Climate-driven warming during spring destabilises a *Daphnia* population: A mechanistic food web approach. *Oecologia* 151 (2): 351-364.
- Wagner, C. & Adrian, R. 2009. Cyanobacteria dominance: Quantifying the effects of climate change. *Limnology and Oceanography* 54 (6): 2460-2468.
- Walker, B. and Kinzig, A. and Langridge, J. (1999): Plant attribute diversity, resilience and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species, *Ecosystems*, 2: 95-113.
- Walter, D.E., Proctor, H.C., (1999): *Mites. Ecology, Evolution and behavior.* – CABI Publ.
- Walther G. R., Post E., Convey P., Menzel A., Parmesan C., Beebee T. J. C., Fromentin J. M., Hoegh-Guldberg O., Bairlein F. (2002): Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416:389-395.
- Ward N. L., Masters G. J. (2007): Linking climate change and species invasion: an illustration using insect herbivores. *Global Change Biology* 13:1605-1615.
- Waring P. (2000): Wildlife reports: moths. *British Wildlife* 57-58.
- Warren M. S., Hill J. K., Thomas J. A., Asher J., Fox R., Huntley B., Roy D. B., Telfer M. G., Jeffcoate S., Harding P., Jeffcoate G., Willis S. G., Greatorex-Davies J. N., Moss D., Thomas C. D. (2001): Rapid response of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature* 414 (6859):65-69.
- Watt A. D., Ward L. K., Eversham B. C. (1990): Effects on animals: Invertebrate. In: The greenhouse effect and terrestrial ecosystems of the UK, (eds: Cannel M. G. R., Hooper M. D.) ITE Research Publication no. 4., Institute of Terrestrial Ecology, London. Pp. 32-37.
- Watt A. D., Woiwod I. P. (1997): The effect of phenological asynchrony on population dynamics: analysis of fluctuations of British Macrolepidoptera. *Oikos* 87:411-416.

- Webb, N.R. and Coulson, S.J. and Hodkinson, I.D. and Block, W. and Bale, J.S., and Stratheed, A.T. (1998): The effects of experimental temperature elevation on populations of cryptostigmatic mites in high Arctic soils, *Pedobiologia*, 42: 298-308.
- Wheeler, T.R., Batts, G.R., Ellis, R.H., Hadley, P., Morrison, J.I.L. (1996): Growth and yield of winter wheat (*Triticum aestivum*) crops in response to CO₂ and temperature. *J Agric Sci Cambridge* 127: 37-48.
- Whittaker J. B. (2005): Impacts and responses at population level of herbivorous insects to elevated CO₂. *European Journal of Entomology* 96: 149-156.
- Wilf P., Labandeira C. C. (1999): Response of plant-insect associations to Paleocene-Eocene warming. *Science*, 284, 2153-2156.
- Williams D. W., Liebhold A. M. (1995): Forest defoliators and climatic change: Potential changes in spatial distribution of outbreaks of western spruce budworm (Lepidoptera: Tortricidae) and gypsy moth (Lepidoptera: Lymantriidae). *Environmental Entomology* 24:2-9.
- Williamson, C. E., Grad, G., De Lange, H. J., Gilroy, S., Karapellou, D. M. 2002. Temperature-dependent ultraviolet responses in zooplankton: Implications of climate change. *Limnology and Oceanography* 47 (6): 1844-1848.
- Williamson, C. E., Neale, P. J., Grad, G., De Lange, H. J., Hargreaves, B. R. 2001. Beneficial and detrimental effects of UV on aquatic organisms: Implications of spectral variation. *Ecological Applications* 11 (6): 1843-1857.
- Willis, C. G., Ruhfel, B. R., Primack, R. B., Miller-Rushing, A. J., Losos, J. B., Davis, C. C. (2010): Favorable climate change response explains non-native species success in thoreau's woods, *Plos One*, vol. 5, issue 1
- Wilson R. J., Gutiérrez D., Gutiérrez J., Martínez D., Agudo R., Monserrat V. J. (2005): Changes to elevational limits and extent of species' ranges associated with climate change. *Ecology Letters* 8: 1138-1146.
- Winder, M., Schindler, D. E. 2004. Climatic effects on the phenology of lake processes. *Global Change Biology* 10 (11): 1844-1856.
- Winder, M., Schindler, D. E., Essington, T. E., Litt, A. H. 2009. Disrupted seasonal clockwork in the population dynamics of a freshwater copepod by climate warming. *Limnology and Oceanography* 54 (6): 2493-2505.
- Woivod I. P (1991): The ecological importance of long-term synoptic monitoring. In: *The Ecology of Temperate Cereal Fields*, (Firbank L. G., Carter N., Darbyshire J. F., Potts G. R., eds) pp. 275-304. Oxford: Blackwell.
- Woivod I. P (1997): Detecting the effects of climate change on Lepidoptera. *Journal of Insect Conservation* 1: 149-158 (1997).
- Woodward F. I. (1992): Tansley review no. 41. Predicting plant responses to global environmental change. *New Phytologist* 122:239-251.
- Woodwell, G.M., Mackenzie, F.T., Houghton, R.A., Apps, M.J., Gorham, E. and Davidson, E.A. (1998): Biotic feedbacks in the warming of the world, *Climatic Change* 40: 495-518.
- Wooster, W. S. & Zhang, C. I. 2004. Regime shifts in the North Pacific: early indications of the 1976-1977 event. *Progress in Oceanography* 60 (2-4): 183-200.
- Worrell, E., Price, L., Hendricks, C., Ozawa Meida, L. (2001): Carbon Dioxide Emissions from the Global Cement Industry, *Annual Review of Energy and Environment* 26: 303-329
- Xiong, W., Matthews, R., Holman, I., Lin, ED., Xu, YL.: Modelling China's potential maize production at regional scale under climate change. *Climatic Change* 85 (2007) pp. 433-451.
- Yamamura K., Kiritani K. (1998): A simple method to estimate the potential increase in the number of generations under global warming in temperate zones. *Applied Entomology & Zoology* 33(2):289-298.
- Yeates, G.W. and Tate, K.R. and Newton, P.C.D. (1997): Response of the fauna of a grassland soil to doubling of atmospheric carbon dioxide concentration, *Biology and Fertility of Soils*, 25: 307-315.
- Yolanda Fernández Torquemada C Michael J. Durako, José Luis Sánchez Lizaso (2005.): Effects of salinity and possible interactions with temperature and pH on growth and photosynthesis of *Halophila johnsonii* Eise-man, *Marine Biology*, 148, pp. 251 – 260
- Yoshiba, T. and Hijii, N. (2005): The composition and abundance of microarthropod communities on arboreal litter in the canopy of *Cryptomeria japonica* trees, *Journal of Forest Research*, 10: 35-42.
- Zaitsev, A.S. and van Straalen, N.M. (2001): Species diversity and metal accumulation in oribatid mites (Acari, Oribatida) of forests affected by a metallurgical plant, *Pedobiologia*, 45: 467-479.
- Zaitsev, A.S. and Wolters, V. (2006): Geographic determinants of oribatid mite communities structure and diversity across Europe: a longitudinal perspective, *European Journal of Soil Biology*, 42: 358-361.
- Zalucki M. P., Furlong M. J. (2005): Forecasting *Helicoverpa* populations in Australia: A comparison of regression based models and a bioclimatic based modelling approach. *Insect Science* 12:45-56.

- Žalud, Z., Dubrovský, M.: Modelling climate change impacts on maize growth and development in the Czech Republic. *Theoretical and Applied Climatology* 72 (2002) pp. 85-102.
- Zeng, N., Qian, H., Munoz, E. and Iacono, R. (2004): How strong is carbon cycle-climate feedback under global warming?, *Geophys. Res. Lett.*, 31, L20203, doi:10.1029/2004GL020904.
- Zhang, G. T., Sun, S., Xu, Z. L., Zhang, Q. L. 2010. Unexpected dominance of the subtropical copepod *Temora turbinata* in the temperate Changjiang River Estuary and its possible causes. *Zoological Studies* 49 (4): 492-503.
- Zhou X., Harrington R., Woiwod I. P., Perry J. N., Clark S. J., Bale S. J. (1996): Impact of climate change on aphid flight phenology. *Aspects of Applied Biology* 45, 299-305.
- Zhu, L. P., Peng, P., Xie, M. P., Wang, J. B., Frenzel, P., Wrozyna, C., Schwalb, A. 2010. Ostracod-based environmental reconstruction over the last 8,400 years of Nam Co Lake on the Tibetan plateau. *Hydrobiologia* 648 (1): 157-174.
- Zondervan I. (2007): The effects of light, macronutrients, trace metals and CO₂ on the production of calcium carbonate and organic carbon in coccolithophores—A review, *Deep-Sea Research II* 54: 521–537.

Elektronikus forrásmegjelölések:

<http://cdmpipeline.org>

<http://met.hu/pages/climate/bp/Navig/Index2.htm>