

DOKTORI (PhD) ÉRTEKEZÉS

LEPOSSA ANITA

KESZTHELY

2003

VESZPRÉMI EGYETEM
GEORGIKON MEZŐGAZDASÁGTUDOMÁNYI KAR
NÖVÉNYTERMESZTÉSI ÉS KERTÉSZETI TUDOMÁNYOK
DOKTORI ISKOLA

Programvezető:

DR. DEBRECZENI BÉLÁNÉ

MTA doktora

Témavezetők:

DR. MÁTÉ FERENC

MTA doktora

DR. ÖRDÖG VINCE

a biológiai tudományok kandidátusa

**TALAJALGÁK MENNYISÉGI VIZSGÁLATA A
BALATON-FELVIDÉKI NEMZETI PARKBAN,
VALAMINT TALAJBÓL IZOLÁLT
ALGATENYÉSZETEK NÖVÉNYI NÖVEKEDÉST
BEFOLYÁSOLÓ HATÁSAINAK KIMUTATÁSA**

Készítette:

LEPOSSA ANITA

KESZTHELY

2003

**TALAJALGÁK MENNYISÉGI VIZSGÁLATA A BALATON-FELVIDÉKI NEMZETI PARKBAN,
VALAMINT TALAJBÓL IZOLÁLT ALGATENYÉSZETEK NÖVÉNYI NÖVEKEDÉST
BEFOLYÁSOLÓ HATÁSAINAK KIMUTATÁSA**

Értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében

Írta:
Lepossa Anita

Készült a Veszprémi Egyetem „Növénytermesztési és Kertészeti Tudományok” Doktori
Iskolája keretében

Témavezetők: Dr. Máté Ferenc

Dr. Ördög Vince

Elfogadásra javaslom (igen / nem)

(igen / nem)

.....
aláírás

.....
aláírás

A jelölt a doktori szigorlaton % -ot ért el,

Veszprém, Keszthely

.....
a Szigorlati Bizottság elnöke

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom:

Bíráló neve: igen /nem

.....
(aláírás)

Bíráló neve: igen /nem

.....
(aláírás)

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

Veszprém/Keszthely,

.....
a Bíráló Bizottság elnöke

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

.....
az EDT elnöke

Tartalomjegyzék

	Oldal
Kivonatok	7
1. Szakirodalmi összefoglaló	9
1.1. Mit nevezünk talajalgának?	9
1.2. A talajalgológia, és helyzete Magyarországon	10
1.3. A talajalgákra ható ökológiai tényezők	12
1.3.1. <i>Életmód</i>	12
1.3.2. <i>Fény</i>	13
1.3.3. <i>Víz</i>	16
1.3.4. <i>Hőmérséklet</i>	19
1.3.5. <i>pH</i>	20
1.3.6. <i>Tápanyagok</i>	22
1.4. A talajalgák mennyiségi előfordulása	27
1.4.1. <i>Sejtszámlálási módszerek</i>	27
1.4.2. <i>A talajalgák kvantitatív változásai</i>	36
1.5. A fitoedafon szerepe és jelentősége	40
1.5.1. <i>Talajélet beindítása, talajvédő és szerkezetjavító hatás</i>	41
1.5.2. <i>N₂-fixáció</i>	43
1.5.3. <i>Interspecifikus kapcsolatok</i>	45
1.6. A dolgozat célkitűzései	48
2. Kísérleti rész	49
2.1. Anyag és módszer	49
2.1.1. <i>Mintavételi területek jellemzése</i>	49
2.1.2. <i>Talajminta-gyűjtés alga mennyiségi vizsgálatokhoz</i>	51
2.1.3. <i>Sejtszámlálás, biomassa-számítás</i>	51

2.1.4.	<i>Környezeti paraméterek mérése</i>	53
2.1.5.	<i>Talajalgákra ható tényezők statisztikai vizsgálata</i>	54
2.1.6.	<i>Talajalgák izolálása, egyfaj-tenyészetek előállítása, faji határozás</i>	55
2.1.7.	<i>Laboratóriumi algatenyésztés</i>	55
2.1.8.	<i>Biotesztek algakivonatok auxin- és citokinin-szerű hatásának vizsgálatára</i>	56
2.1.9.	<i>Csíranövény-teszt élő algatenyészet hatásának vizsgálatára</i>	57
2.2.	<i>Kísérleti eredmények</i>	58
2.2.1.	<i>Mintavételi területeken tett megfigyelések</i>	58
2.2.2.	<i>A sejtszámlálás eredményei</i>	59
2.2.3.	<i>Vizsgált környezeti paraméterek</i>	60
2.2.4.	<i>Algatársulások jellemzése, számított biomassza</i>	62
2.2.5.	<i>Környezeti hatások vizsgálata variancia-analízissel</i>	65
2.2.6.	<i>Környezeti hatások vizsgálata regresszió-analízissel</i>	74
2.2.7.	<i>Izolált és laboratóriumban tenyésztett algatörzsek jellemzése</i>	83
2.2.8.	<i>Auxin- és citokinin-szerű hatást mutató algakivonatok</i>	87
2.2.9.	<i>Élő algatenyészet hatása mustármagok csírázására</i>	91
2.3.	<i>Eredmények értékelése, következtetések</i>	93
	Összefoglalás	106
	Új tudományos eredmények	109
	Köszönetnyilvánítás	112
	Felhasznált irodalom	113
	Mellékletek	

KIVONAT

Talajalgák mennyiségi vizsgálata a Balaton-felvidéki Nemzeti Parkban, valamint talajból izolált algatenyészetek növényi növekedést befolyásoló hatásainak kimutatása

Egyéves vizsgálat sorozatban a Balaton-felvidéki Nemzeti Park talajaiban élő algák abundanciájának havonkénti változását mértem közvetlen sejtszámolási módszerrel. A vizsgált környezeti tényezőknek az algák mennyiségi változásaiban megmutatkozó hatását variancia- és regresszióanalízissel értékeltem. Az eredmények azt mutatták, hogy a talajalgák mennyiségét alapvetően befolyásoló tényezők a talajmélység és a művelés, míg a cianobaktériumok és kovaalgák számára a talajtípus is meghatározó. Évszak-hatás az eukarióta algák esetében mutatkozott nyári maximummal. Biotesztekkel bizonyítható volt a talajokból izolált egyes cianobaktérium- és zöldalga tenyészetek élő bevonatának és vizes sejtkivonatának növényi növekedést szabályozó hatása.

ABSTRACT

Quantitative analysis of soil algae in the Balaton Upland National Park, and demonstration of plant growth regulating effects of algal cultures isolated from soil

Monthly variations of the algal abundance in the soils of the Balaton National Park were measured by a direct cell counting method in a one-year-long investigation. Variance- and regression analyses were used to evaluate the effect of the environmental factors on the quantitative changes of algae. Results showed basic role of soil depth and cultivation, while significant effect of soil

type could be determined on cyanobacteria and diatoms. Seasonal effect developed in the abundance of eukaryotic algae by maximum values during summer. Plant growth regulating effect of both living cells and water extract of some cyanobacterial and green algal strains isolated from soil was proved by biotests.

AUSZUG

Quantitative Untersuchung von Bodenalggen auf dem Gebiet vom Nationalpark Balaton-Oberland, und Nachweis beeinflussender Auswirkungen von aus dem Boden isolierten Algenkulturen auf das Wachstum verschiedener Pflanzenarten

Im Rahmen einer einjährigen Untersuchungsreihe habe ich die monatlichen Veränderungen der Abundanz der in den Böden vom Nationalpark Balaton-Oberland lebenden Algen mit einer direkten Zellenzählungsmethode gemessen. Die Auswirkungen der untersuchten Umweltfaktoren auf die quantitativen Veränderungen der Algen habe ich mit Varianz- und Regressionsanalyse bewertet. Die Ergebnisse haben gezeigt, dass die Bodentiefe und die Bewirtschaftung die Häufigkeit der Bodenalggen grundsätzlich beeinflussen, während für die Zyanobakterien und für die Kieselalggen auch der Bodentyp bestimmend ist. Die Wirkung der Jahreszeiten hatte sich bei den Eukariotenalggen mit einem Maximum im Sommer gezeigt. Mit Hilfe von Biotests konnte die Wachstum regulierende Wirkung des lebendigen Belages einzelner, aus dem Boden isolierten Zyanobakterien- und Grünalggenkulturen bewiesen werden.

1. SZAKIRODALMI ÖSSZEFOGLALÓ

1.1. Mit nevezünk talajalgának?

Az elnevezés voltaképpen gyűjtőfogalom, melynek szűkebb vagy tágabb értelmezését tekintve részint csak obligát talajban élő algák tekinthetők valójában talajalgáknak, másrésztől viszont a fakultatív talajlakó, levegő-, kéreglakó, fal- és sziklabevonatot alkotó, zuzmóalkotó és néha még a havon és jégen élő kriofiga algákat is ebbe a csoportba sorolják (Ettl és Gärtner 1995). Ebből a fel fogásbeli különbségből is adódhat a kategória fajspektrumára vonatkozó nagy eltérés: míg Round (1981 cit. Ettl és Gärtner 1995) csupán 100 közönséges talajlakó fajról írt, addig orosz talajokból 1500 fajt jegyeztek le (Sirenko 1999).

A talajalgákat - elsősorban termőhely-igényük alapján – az irodalom alapvetően kétféle besorolásban ismerteti (1.1-1.2. táblázat).

1.1.táblázat: Szárazföldi élőhelyek algái Hoffmann (1989) szerint

- talajalga (talajon ill. talajban élő)		
- litofita alga	- epilita (sziklafalak bevonatát alkotó)	
	- hipolita (kövek, kavicsok alatt, a talajok mélyebb rétegében élő)	
	- endolita	- kazmoendolita (sziklarepedésekben élő)
		- kriptoenolita (porózus kőzetek üregeiben élő)
		- euendolita (kőzetekbe járatot vájó)
- barlangi alga (barlangok falán bevonatot képező)		
- hó- és jég-alga (hóborította területeken, felszíni jégkristályokban élő)		
- epifita alga (szervezettebb növényeken, pl. fák kérgén, vagy levelein élő)		
- epizoon alga (állatokon, pl. lajhárokon, csigákon, ízeltlábúakon élő)		

1.2.táblázat: Aero-terresztris algák csoportosítása Ettl és Gärtner (1995) szerint

aero-terresztris algák	terresztris (fakultatív aerofita)	- euterresztris (a talaj felszíni és mélyebb rétegeiben élő) - hidroterresztris (nedves aljzaton élő) - aeroterresztris (talajfelszínen és levegőben élő) - hipolita (kvarc- és mészkövek alatt élő)
	aerofita (fakultatív terresztris)	- epifita (kérgen, levélen, mohán stb. élő) - xilofita (fán lakó) - litofita (sziklabevonatot alkotó) - fikobionta (zuzmóalkotó)

A fentiekből is kitűnik, hogy a tárgyalt algacsoportra nem lehet egyértelmű definíciót adni. Míg Hoffmann csoportosításában külön kategóriát képviselnek, Ettl és Gärtner felosztása jóval rugalmasabb, a kategóriák között átfedést enged. Közismerten vannak algafajok, melyek az evolúció során sikeresebben adaptálódtak valamely szárazföldi élőhelyhez, vagy környezethez. Többségük azonban az igényelt ökológiai feltételek biztosításával vizes közegben is életképes, és jól szaporítható. Ezért úgy gondolom, hogy nem szabad éles határvonalat húzni a talajalga-kategória köré, és az általános felfogásnak megfelelően dolgozatomban talajalgának tekintek minden, talajon és talajban előforduló algafajt.

1.2. A talajalgológia, és helyzete Magyarországon

A talajalgák biológiájának, ökológiájának és rendszertanának gazdag nemzetközi irodalma van az esettanulmányoktól (Fehér 1936, 1948; Fehér és Frank 1936, Lund 1947, Parker 1961, Parker és Bold 1961, Kiss 1968, 1987-1988; Shtina és Nekrasova 1971, Komáromy 1975, 1976, 1983, 1985; Davey és Rothery 1992) a nagyobb lélegzetvételű művekig (Fehér 1954, Shields és Durrell 1964, Lund 1967, Starks és mtsai 1981, Metting 1981, 1992, 1994; Shubert és Starks 1985, Wild 1988, Archibald 1990, Ettl és Gärtner 1995). A környezethatás-vizsgálatok eredményei alapján általánosságban megállapítható, hogy a talajok algaközösségét befolyásoló legfontosabb tényezők az életmód, fény, nedvesség, hőmérséklet, pH és a felvehető tápanyagtartalom. Az összegyűlt ismeretek ellenére sem adható átfogó kép e bonyolult ökoszisztéma összetételére és működésére vonatkozóan, ezért az sem jósolható pontosan, hogy a talajok algaközössége miként reagál a környezeti tényezők változásaira. Okait az alább felsorolt tényezőkben látom:

- 1) az algákhoz - mint mesterséges rendszertani kategóriába - sorolt szervezetek óriási diverzitása;

- 2) korábbi vizsgálatok mérési nehézségei, az algák mennyiségi meghatározásánál alkalmazott módszerek folyamatos fejlődése révén az eredmények összehasonlítása nehézségekbe ütközik;
- 3) a faji határozás nehézségei, a taxonómia állandó változása;
- 4) többségében kis mintaszámú vizsgálatok alapján vontak le általános érvényű következtetéseket;
- 5) a mérések nagy része kevés környezeti tényező egyidejű vizsgálatára terjedt ki;
- 6) a talajalgák ökológiájáról összegyűlt ismeretek túlnyomórészt laboratóriumi kísérletekből és megfigyelésekből származnak;
- 7) valamint a korábban már említett, csoportosítás körüli viták.

Hazánkban a talajalgákkal foglalkozó kutatások a múlt században indultak meg. A harmincas években íródott az első és mindeddig egyetlen beszámoló magyarországi talajokban az algák mennyiségéről, amikor a Magyar Királyi Bányamérnöki és Erdőmérnöki Főiskola Növényteni Intézetének professzora, Fehér Dániel (1936) soproni homokos vályogtalajra települt lucfenyves, valamint Miskolcon, egy meszes vályogon tenyésző bükkerdő talajának kvantitatív algavizsgálatait végezte el. Megfigyelései szerint a leggazdagabb algaflóra az őszi csapadékdús hónapokban figyelhető meg (1954).

Az időjárási tényezőknek a talajalgák életére gyakorolt hatására hívta fel a figyelmet Kiss István (1955, 1959, 1968, 1987-88). Vizsgálataihoz abból a régi megfigyelésből indult ki, hogy a termőtalaj vagy a parlag felülete időnként hirtelen megszínesedik, s úgy vélte, hogy az ezt okozó egysejtű növények tömegtermelésük, az ún. "talajvirágzás" és a sekély vizeket hasonló módon színező "vízvirágzás" biológiai és meteorológiai szempontból rokon jelenségek. Igyekezett rámutatni arra a párhuzamra, amely a talajban élő színes növényi mikroorganizmusok hirtelen felszaporodása és az időjárás bizonyos helyzetei között ismerhető fel. Megfigyelései szerint a talajban és a talaj felületén a fényviszo-

nyoktól függően más-más algák szaporodhatnak fel, s ennek megfelelően eltérő színeződések jöhetnek létre.

A magyarországi talajok algaflórájáról rendelkezésünkre álló gazdag irodalom nemzetközileg elismert talajalológus kutatónk, P. Komáromy Zsuzsanna nevéhez fűződik (Komáromy 1975, 1976, 1976-77, 1979, 1982, 1983, 1984, 1985). Az ország számos területét érintő (Budai hg., Mátra hg., Bükk hg., Hortobágyi NP, Kiskunsági NP) florisztikai kutatásaiban erdei talajok, majd homoktalajok összehasonlító algológiai vizsgálatát végezte el. Ennek eredményeképpen az erdőtürsulások talajaiban a *Chlorophyta* és *Xanthophyta* divíziók dominanciáját írta le, míg az alföldi meszes és sós talajokat a többségben lévő cianobaktériumokkal jellemezte. A talajalgák dominanciájának, gyakoriságának és diverzitásának a legújabb módszertani vizsgálatán túl arra a kérdésre kereste a választ, hogy a különböző talajtípusoknak miért van eltérő algaflórája, és ezt fizikai, kémiai és biológiai okokra vezette vissza (Buczko 1986). 1985-ben, fiatalon bekövetkezett halála után Magyarországon a talajalgákkal foglalkozó kutatások sajnálatos módon megszűntek.

1.3. Talajalgákra ható ökológiai tényezők

1.3.1. Életmód

A talajalgák – a szervezettebb növényekhez hasonlóan – alapvetően fotoautotróf élőlények, sok fajnál megfigyelhető azonban a fotoauxotróf életmód is (vagyis energiaszükségletük fedezésére a napfényt használják, bizonyos nélkülözhetetlen szerves anyagok prekursorokból történő szintetizálására viszont nem képesek). Elsőként Treboux (1905 cit. Metting 1981) írta le talajalgáknál a fakultatív ftoheterotróf, illetve kemoheterotróf életmódra való áttérés képességét, ezt követően pedig több kísérlet is igazolta mind eukarióta algák, mind cianobaktériumok esetében (Parker 1961, Sarma és Khattar 1993). Jelenlegi ismereteink szerint a zöld- és sárgászöld algáknak mintegy 40-50%-a fakultatív kemoheterotróf, a cianobaktériumok pedig többségükben fakultatív

fotoheterotrófok (Metting 1981), néhány törzsük esetében kimutatták sötétben és szerves anyag jelenlétében a kemoheterotróf szaporodást is, noha ilyen körülmények között a fejlődés jóval lassabb, mint fényen (Tandeau de Marsac és Houmard 1993 cit. Adams 2000). Heterotróf szaporodás esetén a szerves szénforrást egyszerűbb cukrok, szerves savak és aminosavak adják, amelyek felvehetősége egyben faji határozóbélyeg is. Willson és Forest (1957) talajalgák izolálása során megfigyelték, hogy peptonos élesztőkivonatot tartalmazó tápoldatban az algák gyorsabban fejlődtek, mint steril vízben történő kitenyésztéskor, hosszabb inkubációnál azonban az algaflóra elszegényedése mutatkozott.

Valószínű, hogy az algák esetében a heterotróf életmód lehetősége egyfajta túlélési stratégia, mert nehezen elképzelhető, hogy kedvezőtlen fényviszonyoknál és korlátozott szervesanyag-tartalom mellett a talajalgák sikerrel versenghetnek obligát heterotróf szervezetekkel.

1.3.2. Fény

Ismert, hogy a talajalgák szaporodására és a sejtek differenciálódási folyamataira hatással van a megvilágítás időtartama és a fény spektrális összetétele. Cianobaktériumoknál a heterociszta képzése, a nitrogénáz aktivitása és az akinéta fejlődése is fénytől függő folyamat (Huber 1985, Prosperi és mtsai 1992, Adams és Duggan 1999). *Anabaena cylindrica* fonalakban a nagy fényintenzitás növelte a kettős heterociszták előfordulásának gyakoriságát, akinétáinak csírázásához pedig nélkülözhetetlen a második fotorendszer (PS-II) működése (Adams és Carr 1981a,b; Chauvat és mtsai 1982). Fruktózzal kiegészített tápoldatban azonban az akinéták sötétben is kicsíráztak (Neely-Fisher és mtsai 1989). Lazaroff (1966 cit. Tandeau de Marsac 1994) sötétben tartott *Nostoc* fajoknál figyelte meg, hogy a vörös fény indukálta a hormogóniumok képződését. Eukarióta talajalgák esetében a zoosporogenezis és az ivaros szaporodás folyamatában nélkülözhetetlen a fény.

Feltételezések szerint egyes talajalgák földrajzi elterjedését korlátozhatják a fajok igényeinek nem megfelelő sugárzásviszonyok. Az ún. kromatikus adaptációra képes cianobaktériumok sejtjeik színanyag-tartalmának megváltozásával alkalmazkodnak a környezet fényviszonyaihoz, így vörös fényben kékes-zöld színűek, zöld fényben pedig vöröses árnyalatúak. A talajalgák a többi mikro-szervezethez képest jól tolerálják az UV-sugárzást, ami felhasználható az algatenyészetek baktérium-mentesítésére (Kalkó és Felföldy 1959). Hosszú idejű γ -sugárzásnak kitett talajokban a cianobaktériumok jobban elviselték a rövid hullámhosszú fényt, mint az eukarióta algák (Franz és Woodwell 1973 cit. Metting 1981).

A fény szerepe alapvető az algák talajokban megfigyelhető vertikális elterjedésében is (Kiss 1959). Legnagyobb sűrűségben a felszíni néhány centiméteres talajrétegben fordulnak elő, mélyebbre haladva az alga sejtszám ugrásszerűen, míg a fajszám lassabb ütemben csökken (Alexakhina 1971, Lukešová 1993). Többen gondolják azt, hogy a talajalgák fototróf CO_2 -asszimilációja a talajszelvény felső néhány milliméterére vagy centiméterére korlátozódik, és a mélyebb rétegek algaflórája csupán inaktív, kitartó alakokból áll, melyek a csapadékkal lemosódtak, vagy amelyeket a mezőgazdasági tevékenység, a gyökérfejlődés illetve talajfauna juttatott oda (Lund 1967, Shields és Durrell 1964, King és Ward 1977). Megfigyelések szerint azonban a maximális fénybehatolási zóna alatti talajrétegekből izolált algafajok nagy része nem képez akinétát, hipnospórát, vagy egyéb kitartó alakot, ami a heterotróf életmód lehetőségét feltételezi. Fehér és Frank (1936) kísérleteikben hosszabb ideig 1,5-2 méter mély talajszintben tartott algatenyészeteket vizsgálva a cianobaktériumok sötétbe való nagyobb alkalmazkodóképességét állapították meg. Szerves anyagot nem tartalmazó, kiizzított talajban 6-12 hónap elteltével is klorofilljukat megtartó, életképes algasejteket találtak. Bristol-Roach (1927) egy méternél is mélyebb talajrétegből izolált aktív zöldalgákat. Anyagcserét folytató endedafikus alga-együttes létezésére Tchan és Whitehouse (1953) adtak bizo-

nyítékot. Klorofill-fluoreszcencia méréssel homoktalajokban 4 mm-es mélységtől kezdődően az alga sejtszám erőteljes csökkenését figyelték meg. A fénybehatolás mértéke a talajok nedvességtartalmától függően 2,9 cm-es mélységig volt kimutatható, és ez szoros korrelációt mutatott az alga sejtszámlálási eredményekkel.

A megvilágított zónából a talaj mélyebb rétegeibe kerülő algák bizonyítottan folytatnak anyagcserét egy ideig, és az is valószínű, hogy egyes aktív mozgásra képes cianobaktériumok vagy hormogóniumaik, a kovamoszatok és az eukarióta algák zoospórái képesek oda visszavándorolni (Burges és Raw 1967 cit. Wild 1988). A *Chlamydomonas* zöldalga például ostorai segítségével vizes közegben úszó, a talajban pedig kúszó mozgásra képes. Amikor ostorai szilárd közeggel érintkeznek (például talajszemcsével, tárgylemezzel vagy fedőlemezzel), az ostorvégekkel odatapad, és ezzel a véletlenszerű mozgással a sejt a szilárd közeg mentén 1,5-2 $\mu\text{m/s}$ sebességre képes (Bloodgood 1990). Elképzelhetőnek tűnik az is, hogy a mozgás szempontjából passzív sejtek – magas talajvíz esetén - kapilláris vízemeléssel jutnak ismét a talajfelszín közélébe.

A vándorlás lehetősége, és azok a megfigyelések, ahol a mélyebb talajrétegekben előforduló algák a felszíni vagy felszín-közel rétegekben is megtalálhatók, megkérdőjelezi önálló szubterrán algaflóra létezését. Bristol-Roach (1927) és Bell (1993) viszont a talajszelvény felső néhány centiméterében, illetve arid területek világosabb homokkövein élő algapopulációk mikrorétegzettségét figyelték meg. A sárgászöld algákat „árnyékkedvelők”-nek is mondják, mert előfordulásuk a felszín alatti rétegekben gyakoribb (Flint 1958 cit. Metting 1981). Megfigyelések szerint a talaj kiszáradásával a cianobaktériumok a felszín alá húzódnak, ahol még a fotoszintézishez elegendő fény áll rendelkezésre, az UV-sugárzás viszont lényegesen kisebb. A *Microcoleus vaginatus* – a talajok élő bevonatát alkotó egyik leggyakoribb cianobaktériumfaj – nem rendelkezik UV-szűrő pigmentekkel, ezért amikor a talajt víz éri, a felszínre vándorol, majd

a kiszáradással visszatér a felszín alatti zónába. Rendszeres napi mozgását tengerparti homokban már Flint (1958 cit. Metting 1981) is leírta, és a szintén telepképző *Oscillatoria* fajok illetve *Spirulina subsalsa* esetében is megfigyeltek negatív fototaxist 24 órás periódusban (Garcia-Pichel és mtsai 1994 cit. Stal 2000). A *Scytonema* és *Nostoc* fajok viszont UV-szűrő pigmentjeik - mint pl. a kocsonyahüvelyben lévő sárgásbarna színt adó scytonemin - védelmében gyakran alkotnak telepet kitett felszíneken.

Davey (1989) a fényintenzitás és stressz-rezisztencia összefüggését figyelte meg *Prasiola* - antarktiszi zöldalga - esetében, ahol az intenzív megvilágítás növelte a fagyás és kiszáradás károsító hatását. A nagy fényintenzitás más környezeti stresszorok - például a tápanyaghiány - hatását is felerősítheti. Ez a kapcsolat fordított irányban is működik: sötétben tartva a nehezen szaporodó algák túlélési aránya javul (Reynolds és mtsai 1981 cit. Davey 1989), a fotoinhibíció hatása pedig kifejezettebb másodlagos stresszorok, mint például nitrogénhiány (Neale és Richerson 1987), vagy alacsony hőmérséklet (Geider 1987) mellett.

A talajalgák számára a fény hatása más tényezőkkel szorosan összekapcsolódva jelentkezik. Ezek a talajtípusból adódó szerkezeti tulajdonságok (a pórusterek nagysága és eloszlása), az ezt befolyásoló talajművelés, a talajborítottság mértéke és a vegetáció, melyek mind meghatározzák a talajba jutó fény mennyiségét és minőségét, alapvetően befolyásolva ezzel az algák életét.

1.3.3. Víz

A talajok mikrobiális életközössége számára a talaj vízpotenciálja az egyik legfontosabb tényező. Minthogy a talajokat többnyire változó nedvességviszonyok jellemzik, a talajalgák különbözőképpen alkalmazkodtak az időszakos kiszáradáshoz. A cianobaktériumok egy része (főként a *Nostocales* és *Stigonematales* rendekbe sorolt fajok) akinéta-képzéssel, a zöldalgák zigospóra ill. hipnospóra formájában, míg mások látható morfológiai változások nélkül képesek elviselni a kiszáradást különféle fiziológiai és biokémiai adaptációs

mechanizmusok révén. Ilyenek például az extracelluláris poliszacharid termelése (kocsonyaburok, kocsonyahüvely), a sejtek és fonalak aggregációja, az erősebb sejtfalszerkezet és vastagság, a vakuólum hiánya, fénytörő szemcsék és olajcseppek akkumulációja, vagy a viszkózus protoplazma. Laboratóriumi kísérletekben megfigyelték, hogy a baktériumok és protozoák mellett a mikroalgák is inaktiválódnak olyan alacsonyabb vízpotenciál értéken, amelyen az élesztő- és fonalas gombák még képesek fenntartani anyagcseréjüket (Harris 1981 cit. Metting 1991). Alacsony vízpotenciálú talajban a mozgó alakok helyváltoztatása is gátolt.

A mikroalgák, különösen a cianobaktériumok kitartó alakjai hosszú idejű kiszáradást képesek elviselni. Bizonyítékként szolgálnak erre, hogy 69-87 éves herbáriumi gyűjteményekből életképes algasejteket tudtak izolálni (Lipman 1941 cit. Whitton 2000, Parker és mtsai 1969 cit. Bell 1993, Kondratyeva és Kislova 1999). A cianobaktériumok akinétái hideggel és kiszáradással szemben rezisztensek, hővel szemben viszont érzékenyek (Nichols és Adams 1982). Az *Anabaena cylindrica* akinétái sötét és száraz körülmények között 5 évig életképesek maradtak, vegetatív sejtjei ezeket a feltételeket csupán 2 hétig tudták elviselni (Yamamoto 1975). A kovamoszatok és sárgászöld algák kevésbé toleránsak a vízhiányra. Ezt bizonyítja az arid területek talajaiban ritka előfordulásuk (Lund 1947, Cameron 1964), laboratóriumi kísérletekben pedig a kiszáradással szemben nagyobb érzékenységük.

A talaj nedvességtartalma és a talajalgák száma közötti összefüggésre többen is rámutattak (Shtina és Bolyshev 1963, Busygina 1976, Shimmel és Darley 1985, Ahmed 1994). Az algavegetációban bekövetkező évszakos változások mennyiségi jellegűek a felvehető víztartalom és hőmérséklet függvényében, míg a fajösszetétel éves szinten állandónak mondható (Lund 1947). Tchan és Whitehouse (1953) a változó talajnedvességgel magyarázták vizsgálataikban az alga sejtszám napi ciklusát.

Az arid területek talajalgái számára az egyetlen, viszonylag rendszeresen hozzáférhető vízforrás a harmat, melyet vízgőz formájában is képesek a sejtek anyagcseréjük fenntartásához hasznosítani (Friedmann és Galun 1974 cit. Bell 1993). A szárazság növekedésével a talajok mikrobiális tevékenysége a felszíni rétegekre koncentrálódik (Skujiniš 1984). A Negev sivatag mikrofita talajbevonatainak vastagsága 1-15 mm között változhat a területre hullott éves csapadékmennyiségtől függően, és ezzel együtt változik a bevonatot alkotó társulások felépítése is: a legszárazabb területeken a bevonatot csupán cianobaktériumok képezik (többségében *Microcoleus vaginatus*), míg a csapadékosabb területek bevonata cianobaktériumok, zöldalgák, gombák, mohák és zuzmók társulásából áll (Shem-Tov és mtsai 1999).

A talajalgák számára fontos, hogy a kezdődő száraz időszakra időben reagálni tudjanak kitaró vagy ellenálló alakok képzésével. Evans (1959 cit. Metting 1981) megfigyelései szerint minél hosszabb a száraz periódus, annál több időt igényel az újranedvesedés és az aktív anyagcseréjű sejtek képzése, a hirtelen közegváltás (a spóra vízbe kerülése) pedig egyenesen gátolhatja a kitaró alakok csírázását. A fokozatos kiszáradás tehát nagyobb túlélési esélyt jelent, ahol a sejtek egyéni fiziológiai változásain túl - a kolóniákban és cönóbiumokban élő algák esetében - az elpusztuló perifériális sejtek védelmet nyújtanak a beljebb lévőeknek, biztosítva ezzel a populáció fennmaradását. Újabb kutatási eredmények szerint az algák a talajok kiszáradása során az őket érő ozmotikus stresszre a szervezettebb növényekhez hasonlóan reagálnak (Kobayashi és mtsai 1997). Talajlakó zöldalgákkal végzett kísérletben a különböző stresszorok (só-, sav-, és szárazságstressz) hatására a *Stichococcus bacillaris* és *Chlorella vulgaris* tenyészetek abszcizinsav (ABA)-termelése a kezeletlen kontrollhoz képest 5-10-szeresre nőtt; mindemellett a 28 napos tenyésztés során megfigyelhető volt az is, hogy az ABA-szint a tenyészetek öregedésével párhuzamosan emelkedett (Maršálek és mtsai 1992b).

Lényegesen nagyobb az alga sejtszám és a fajgazdagság azokon a területeken, ahol a víz viszonylag könnyen hozzáférhető. Az algafejlődés 40-60%-os vízkapacitás mellett a legkifejezettebb (Stokes 1940). A cianobaktériumok fejlődésének és nitrogénkötésének a 80-100%-os abszolút talajnedvesség kedvez (Shtina 1972 cit. Zimmerman és mtsai 1980). A vízzel telített talajokban mérhető intenzívebb szaporodást és nitrogénkötést ugyanakkor az alacsony oxidációs-redukációs potenciál is indokolhatja (Stewart és Pearson 1970, Fogg és mtsai 1973). Tchan (1953) megfigyelése szerint az eukarióta algák aktivitása viszont csökkent az erőteljes esőzést követő kis potenciálértéknek köszönhetően.

1.3.4. Hőmérséklet

A hőmérséklet közvetlenül a sejtanyagcserét, közvetett módon a talaj folyadék- és gáznemű anyagainak diffúzióját és redoxpotenciálját befolyásolhatja a mikroszervezetekre (Stotzky 1972 cit. Metting 1992). A 60 °C -os napi hőingadozású sivatagi környezetben, a fagyott tundra-talajokban, a sarkvidéki jéges területein, és a hőforrások vizében élő algák jól szemléltetik, hogy a mikroszervezetek milyen tág tűrőképességgel rendelkeznek a szélsőséges hőmérsékleti értékek elviseléséhez. Laboratóriumi kísérletekben a *Stichococcus*, *Microcoleus*, *Protococcus* és *Schizothrix* fajok (Kärcher 1931, Cameron és Blank 1966 cit. Metting 1981) sikeresen túléltek a -195 °C-os, napokon át tartó hideget légszáraz talajban, más algák pedig elviselték a 160 °C-os forróságot (Trainor 1983 cit. Bell 1993). Azok a vizsgálatok, melyeknél jelentős nettó fotoszintézist mértek az algatelepek fagyása alatti hőmérsékleten (James 1955 cit. Metting 1981, Davey 1989), a sejtekben krioprotektív anyagok jelenlétére engednek következtetni (Tearle 1987). Hasonló elven működnek egyes törzsgyűjtemények, melyeknél a krioprezervációs és fagyasztva-száritási eljárásokkal az algák hosszú idejű tárolását oldották meg, a befertőzés vagy átfertőzés veszélyét ezáltal a minimálisra csökkentve (Blackwell és Chapman 1993).

A talajalgák életében az extrém hőmérsékleti értékek legtöbbször fiziológiai szárazsággal társulnak, ami segítséget jelenthet a túlélésben. Vogel (1955 cit. Bell 1993) kísérletei azt mutatták, hogy a szélsőségesen magas hőmérsékletet megelőző kiszáradás során az algák hőtűrő képessége jobb volt. *Spongiochloris typica* zöldalga esetében egy órán át 100 °C-on szárított talajban egy év elteltével az inokulumhoz képest a sejtszám mindössze két nagyságrenddel csökkent (Trainor és McLean 1964).

A zöldalgák és a cianobaktériumok eltérő hőmérsékleti optimummal rendelkeznek (Venkataraman 1964, Ruble és Davis 1988), és a magasabb értékek többnyire az utóbbi algacsoportnak kedveznek. Davey (1989) antarktiszi talajból izolált *Phormidium* faj és *Prasiola* faj összehasonlító laboratóriumi vizsgálata azt eredményezte, hogy a többszöri fagyasztást és felengedést követően a zöldalga jobb életképességet mutatott, ami alacsonyabb megvilágítás mellett növelhető volt. A cianobaktérium víztöbblet mellett mutatott jobb túlélési arányt, a dehidratációra toleráns és a fagyással szemben érzékeny volt, ellenkezőleg a zöldalgával. Burke és mtsai (1976 cit. Davey 1989) feltételezik, hogy a fagyás folyamata extracellulárisan zajlik a zöldalga esetében, míg intracellulárisan a cianobaktériumnál, amely a sejtre nagyobb veszélyt jelent.

1.3.5. pH

Az ionizáló tényezők és a pH tényleges szerepének megítélése nehéz, mert többnyire más hatásokkal együtt (pl. tápelemek változó felvehetősége révén) közvetetten befolyásolják a talajok algaflóráját. Az arid talajokat általában lúgos kémhatás és nagyobb ionerősség jellemzi, míg a csapadékos éghajlaton kialakult talajok többnyire savanyúak, a viszonylagosan nagy agyagtartalom következtében pedig gyenge kation kicserélő képesség és – különösen foszforra és egyes mikroelemekre - kisebb tápanyag-szolgáltató képesség jellemzi őket.

Az algák kémhatás szempontjából szinte valamennyi területet meghódították a Földön. Egyes fajaik az erősen savas környezethez alkalmazkodtak (pH=1

Cyanidium caldarium, Doemel és Brock 1971 cit. Lukešová és Hoffmann 1995), míg mások erősen lúgos közegben találták meg életfeltételeiket (pH=13,5 *Spirulina platensis*, Soeder és Stengel 1974 cit. Lukešová és Hoffmann 1995). Általánosan elfogadott nézet, hogy a cianobaktériumok leginkább a semleges és gyengén lúgos talajokat kedvelik (Shields és Durrell 1964, King és Ward 1977, Komáromy 1982), a zöld- és sárgászöld algapopulációk dominanciája pedig savanyú talajokban figyelhető meg (Shields és Durrell 1964, King és Ward 1977, Lukešová 1993), ami a pH-val szembeni nagyobb tűrőképességükkel is magyarázható (Hunt és mtsai 1979). Lukešová és Hoffmann (1995) vizsgálataiban hét – savanyú talajból izolált – zöldalga faj szaporodása mégis semleges (pH=7) pH-értéknél mutatkozott egyöntetűen jobbnak a savasabb kezelésekhez képest. Ez azt bizonyítja, hogy a zöldalgák a savas kémhatást sokkal inkább tolerálják, mint kedvelik.

A pH szoros korrelációban van a talaj kalcium-karbonát tartalmával. Megfigyelések szerint a talaj meszezése növeli az alga sejtszámot, a diverzitást, ezen belül is a cianobaktériumok arányát (Stokes 1940, Sukala és Davis 1994, Lukešová és Hoffmann 1996). Ezzel szemben Komáromy (1975) savanyú talajokban mért nagyobb egyed- és fajsza-

Egyes talajlakó cianobaktérium, zöldalga és kovamoszat fajok jól tolerálják a nagy ionerősséget. Több megfigyelés említ gazdag cianobaktérium-flórát sós és félsivatagos területeken (Durrell 1962, Ali és Sandhu 1972). Érdekes megfigyelést tett Jaag (1945 cit. Büdel és mtsai 1994), miszerint a talajlakó és epilita cianobaktériumok vöröses színét okozó gloeocapsin savas közegben vörössé, lúgos közegben színtelenné vagy kékes színűvé válik.

1.3.6. Tápanyagok

Az előzőekből már ismert az az általános nézet, hogy savanyúbb talajokban a zöldalgák, alkáli talajokban a cianobaktériumok képeznek többséget. Lund (1947) ezt azzal magyarázta, hogy a kovamoszatok és cianobaktériumok számára lúgos közegben a szerves és szervetlen anyagok könnyebben felvehetők.

A szervesanyag-tartalom nagymértékben meghatározza a talajok algaflórájának összetételét és dominanciaviszonyait. Erre a következtetésre jutott Bristol-Roach (1927) és Stokes (1940) a szervesstrágyázás hatását vizsgálva. Friedmann és Galun (1974 cit. Metting 1981) természetes körülmények között tapasztaltak nagyobb algadiverzitást a nagyobb szervesanyag-tartalmú mikrokörnyezetben. Érdekes azonban megjegyezni, hogy ezekben az esetekben a hatás közvetve a szervesanyag jobb vízvisszatartó képességével is magyarázható, ráadásul a nagyobb humusztartalom következtében sötétebb talajok gyorsabb felmelegedése is közismerten serkenti a mikrobiológiai aktivitást. Magyarország homoktalajain végzett vizsgálataiban Komáromy (1979) a cianobaktériumok dominanciáját írta le, míg a szervesanyagban gazdag talaj, vagy szerves összetevőket tartalmazó dúsító tenyészet az ostoros formák (*Euglenophyta*) elszaporodását segítette elő (Pringsheim 1954), és e divízió tagjainak tömegprodukciója volt megfigyelhető trágyalével szennyeződött szikes vizekben is (Kiss 1959). Vraná és Votruba (1995) laboratóriumi kísérletei hasonló eredményt hoztak: az oldható humuszsav és humát a zöldalgák szaporodását serkentette, a cianobaktériumokra pedig hatástalan volt. Acea és Carballas (1999) kísérleteiben viszont a talajjal kevert búzaszalma és baromfitrágya gátolta a talajalgák fejlődését.

Makroelemekkel (C, N, P, Ca, Mg, K, S) végzett táplálási kísérletek azt mutatták, hogy a talajalgák életfolyamataiban a tápelemek alapvetően hasonló szerepet töltenek be, mint az edényes növényeknél (O'Kelley 1974 cit. Pipe és

Shubert 1984), és a tápanyagfelvétel is lényegében azonos folyamatok útján játszódhat le.

A nitrogén az egyik legfontosabb esszenciális elem, cianobaktériumokban mennyisége a szárazsúly 10%-át is elérheti. Természetes környezetükből a talajalgák többnyire szerves formában (légköri dinitrogén, nitrát és ammóniumsók, kisebb mennyiségben nitrit), illetve szerves nitrogéntartalmú vegyületek formájában (urea és aminosavak) veszik fel, melyek először a sejtben ammóniává alakulnak, ami aztán az anyagcsere-utakra kerül. Ennek megfelelően az NH_4^+ -N az algasejtek számára a legkönnyebben felvehető, különösen $\text{pH} > 7$ kémhatású közegben és gyengébb fényviszonyok mellett. A cianobaktériumok sejteiben fénymikroszkóp alatt - festés nélkül is - jól látható cianoficin szemcsék nitrogénraktárként szolgálnak a kedvezőtlen tápanyagellátottság esetére, és egyes fajok (*Spirulina* sp., *Anabaena* sp.) lebomló fikocianin-tartalmukat is képesek hasznosítani. Antarktiszi talajok algapopulációinak késő nyári időszakban megfigyelt csökkenése nem a vízhiánynak, hanem sokkal inkább a talajok kis NO_3^- -N és NH_4^+ -N koncentrációjának, illetve az alacsony N/P aránynak tudható be. Davey és Rothery (1992) az algák N-limitált fejlődésével magyarázták azt is, hogy a szaporodási időszak rövidebb, mint azt a hőmérsékleti értékek lehetővé tennék. A tápoldatos algatenyésztés is többnyire N-limitált, ugyanakkor a túl sok felvehető nitrogén és foszfor gátolhatja az algák szaporodását a talajban (Lund 1947). A cianobaktériumok légköri N-kötése – a heterocisza-képződés és a nitrogenáz-szintézis gátlása révén – jelentősen csökken ammónium és nitrát jelenlétében. A nagy mennyiségben felvehető kötött nitrogénnek a cianobaktériumok fejlődésére gyakorolt negatív hatására rizsföldek műtrágyázása során figyeltek fel (Whitton 2000).

Az édesvizektől és tengerektől eltérően a talajok óriási foszforkészlettel rendelkeznek, nagyrészt gyengén oldható ásványi foszfátok (pl. kalcium-foszfát), illetve nagy molekulásúlyú szerves anyagok formájában. Az algák számára azonban csak az oldható ortofoszfát, illetve a kis molekulásúlyú szer-

ves foszfátok hasznosíthatók. Minthogy a foszfor felvehetőségét ill. oldhatóságát számos környezeti tényező, így a talaj pH-értéke, nedvesség- és nitrogéntartalma, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} és Al^{3+} koncentrációja is befolyásolja, ismert a foszfor puffer-szerepe, továbbá faji eltérések is vannak, ezért meglehetősen nehéz az optimális foszfor-szükségletet megállapítani. Ehhez még az is hozzájárul, hogy a cianobaktériumok polifoszfát testecskéiben, és a többi divíziók tagjainak (*Euglenophyta*, *Chlorophyta*) sejtjeiben a környezet foszfor-koncentrációjának akár több ezerszeresét is képesek tartalékolni. Egy átlagos cianobaktérium sejt száraz tömegének – normális ellátottság mellett – csupán 0,6%-át teszi ki a foszfor. Az azonban nem vitatott, hogy a közeg foszfor-ellátottsága meghatározó lehet a talajalgák fejlődésére. King és Ward (1977) vizsgálataikban a foszfort találták a legfontosabb limitáló tápelemnek. Hiánya stimulálja legtöbb cianobaktériumnál az akinéták képződését (Wolk 1965, Sutherland és mtsai 1979), foszfátadagolás mellett pedig erőteljesebb szaporodás és fokozott nitrogénkötés volt mérhető rizskultúrák talajaiban (Wilson és Alexander 1979, Roger és mtsai 1987).

A ként a talajalgák többnyire szulfátok és tioszulfátok formájában veszik fel, de néhány faj (*Chlorella* sp., *Euglena* sp., *Synechococcus* sp.) esetében kimutatták, hogy megfelelő körülmények között képesek szerves S-tartalmú vegyületek, mint cisztein, cisztin, esetleg glutation és tiocianát felvételére is. Itt érdemes újból megemlíteni a dolgozat elején leírtakat, miszerint egyes algafajok képesek kemoheterotróf életmódra áttérni sötétben, szulfidot használva elektromosként, elemi kén felszabadulása mellett. A szulfát felvétele aktív folyamat, melyet a hőmérséklet és a pH befolyásol, és gátlódhat szulfit ill. tioszulfát jelenlétében. Laboratóriumi kísérletekben az eukarióta talajalgák nagyobb érzékenységet mutattak szulfit-stressz (100mM) hatására, mint a cianobaktériumok (Miszalski és mtsai 1995).

Hunt és mtsai (1979) szoros korrelációt mutattak ki a talajalgák mennyisége és a felvehető tápelem-tartalom között, szántóföldi kísérletekben a műtrágyá-

zás egyértelműen növelte a talajalgák mennyiségét és a fajgazdagságot (Shtina 1969, 1991; Sukala és Davis 1994). Eukarióta talajalgák tenyésztésénél a tápanyagoknak lényeges szerepe van a motilis sejtek differenciálódási folyamataiban is. Ezt figyelték meg O'Kelley és Deason (1962 cit. Metting 1981) a *Protosiphon botryoides* zoosporogenezise során, ahol a tápanyagok és a fény indukálták, a nitrogén, kén és kalcium hiánya pedig gátolta a zoospórák képzését. Két *Anabaena* törzset vizsgálva Rodríguez és mtsai (1990) kimutatták, hogy aerob környezetben, és kötött nitrogén jelenlétében kalciumra csupán nyom-elem-mennyiségben van szüksége a cianobaktériumnak; ugyanakkor nem mérhető szaporodás, ha a nitrogénforrást egyedül a légköri dinitrogén képezi. Feltételezik, hogy a kalciumnak nem a nitrogén-fixációnál van katalizáló hatása, hanem sokkal inkább nitrogénázt védő szerepe lehet a kialakuló heterocisztákban.

Az esszenciális mikroelemek, és szükséges mennyiségük ismerete az algatenyésztésben jut kiemelt szerephez. Egy általános tápoldat összetételében szerepel a mangán, nikkel, cink, bór, vanádium, kobalt, réz, és molibdén. A nehézfémek esetében gyakran igen kis különbség van kedvező és mérgező dózis között, ezért a talajalgákra különösen veszélyes, hogy a talajokban időszakosan kialakuló anoxikus feltételek (pl. Mn esetében), illetve a pH kedvezőtlen változásai (a talajsavanyodással nő a kationok felvehetősége és mozgékonyasága a talajban) a szükségesnél nagyobb felvételüket segítik elő. Jellemző, hogy a toxikus hatás rövid ideig is fennállhat (pl. hirtelen esőzésekkel vízzel telítődött pórusterek), vagy pontszerű hatása lehet (pl. csupán néhány határos talajszemcse mikrokörnyezetében érvényesül). A túlzott mennyiségben rendelkezésre álló fémek az algák fejlődésében morfológiai, fiziológiai, és biokémiai változásokat okozhatnak. A kadmium és cink nagyobb koncentrációi gátolhatják az utódsejtek leválását, ezáltal fonalas alakot kölcsönözve a normálisan egysejtű cianobaktériumoknak, vagy hatásukra megváltozhat a pigment-összetétel úgy, hogy megnő a karotinoid/klorofill arány, és csökken a fikocianin mennyisége.

Egyéb ionok nagy koncentrációja, mint például a Ca^{2+} vagy PO_4^{3-} jelentős mértékben csökkentheti a cink toxicitását cianobaktériumokra. A kadmium vagy réz túlzott koncentrációja hatására pedig jelentősen csökken vagy meg is szűnhet a fotoszintézis (Bednarz és Starzecka 1992, Robinson és mtsai 2000). Az arzén, kadmium, nikkel, ólom, palládium és cink kis koncentrációban (0,005-0,025 ppm) általánosan serkentették *Nostoc* fajok esetében a nitrogén-kötést; az As, Ni és Pd nagyobb dózisainál (0,025-0,125 ppm) is ez volt tapasztalható, míg a Cd, Pb és Zn ilyen mennyiségben már gátló hatást mutattak. A vizsgálatból az is kiderült, hogy az érzékenység határa fajonként eltérő (Henriksson és DaSilva 1978). *Phormidium fragile* tenyészetekben a biomassza, a fehérjetartalom, klorofill-a és karotinoidok mennyisége a növekvő higany-koncentrációval fokozatosan csökkent, míg a nehézfém felvétele ugrásszerűen megnőtt (Khalil 1997).

Mint arról a hőmérsékleti hatásokat tárgyaló fejezetben már szó esett, egyes algák szélsőséges környezeti feltételekhez is képesek alkalmazkodni. Több megfigyelés szól arról, hogy nehézfémekkel természetes úton (pl. ércbányák kitermelési vonalán) vagy szándékosan szennyezett talajon kiterjedt cianobaktérium bevonatokat találtak, ahol a kis fonalvastagságú *Oscillatoriales* rend tagjai (*Plectonema* és *Schizothrix* fajok) domináltak. *Nostoc commune* telepeket nyersolajjal és kőolajszármazékokkal terhelt talajokban mutattak ki (Whitton 2000).

A talajalgák maguk is elősegíthetik a tápanyagok jobb felvehetőségét, például szerves savak környezetbe bocsátásával, kelátképzők és enzimek termelésével. Zöld- és sárgászöld algák extracelluláris enzim-produkciójáról szemle-cikkében Metting (1981) közöl összefoglaló táblázatot.

1.4. A talajalgák mennyiségi előfordulása

1.4.1. Sejtszámlálási módszerek

Azért, hogy valós képet alkothassunk a talajalgáknak az edafonban betöltött szerepéről, a társulások összetételének és működésének vizsgálatán túl mennyiségi meghatározásokra is szükség van. Talajalgák mennyiségi előfordulásával csupán a múlt század elején kezdtek el foglalkozni (Robbins 1912, Esmarch 1914 cit. Fehér 1954), és a vizsgálati módszerek folyamatos fejlesztésének köszönhetően a talajok algapopulációjának számszerűsítésére jelenleg több mérési lehetőség is adott (Clark és Durrell 1965, Shields 1982, Metting 1994, Gärtner 1996, Whitton 2000):

A) Közvetett módszerek a sejtszám becslésére

- Hígított tenyészetek módszere: a talajmikrobiológiában közismert sejtszámlálási módszer, amelynél ismert hígítású talajoldatok agarlemezen fejlődő algatelepeinek számából következtetnek a kiindulási sejtszámra. A módszer előnyei, hogy a kultúrák értékelésére később is lehetőség van, ezen túl minőségi vizsgálatokra és izolálásra is felhasználhatók a szélesztett tenyészetek. Hátrányai: eszköz-, munka- és időigényes, a felhasznált tápoldat összetétele, valamint a tenyésztési körülmények nagyban befolyásolják a fejlődő telepek fajösszetételét; nagyobb hígításnál egyes baktérium- és gombafajok uralkodóvá válnak, ezzel lassítják az algák fejlődését, míg az érzékenyebb alganemzetségeket el is nyomhatják (az antibiotikummal dúsított tápközeg használata viszont korlátozza a cianobaktériumok fejlődését). A módszer alapelveként megfogalmazott "egy sejt = egy telep" feltételezés a fonalas és a cönóbiumot vagy telepet képező fajok esetében nem állja meg a helyét, ami jelentősen csökkenti a módszer pontosságát.

- MPN (Most Probable Number) - módszer (Allen, 1957): hasonlóan az előbb ismertetett módszerhez, itt is ismert hígítású talajoldat a kiindulási alap azzal a különbséggel, hogy a tenyészetek tápoldatban fejlődnek. A fentebb felsorolt előnyök és hátrányok e módszerre is érvényesek. Megjegyzendő, hogy a CFU-módszernél használt agarral szilárdított tápoldat természetesebb közeget biztosít a talajalgák fejlődéséhez.
- Klorofill-a extrakciós módszer: durva becslési módszer, azonban egyszerű és gyors. Azt veszi alapul, hogy a talaj obligát heterotróf mikroszervezeteitől eltérően mind az eukarióta algák, mind pedig a cianobaktériumok sejtjei tartalmaznak a-klorofillt, ami spektrofotométerrel mérhető. Az extrakcióhoz több kivonószer is használható, nemzetközileg elfogadott az etanolos módszer (egyres vélemények szerint azonban a metanolos és acetonos kivonás cianobaktériumoknál nagyobb pontosságot ad). A módszer hátránya, hogy nem teszi lehetővé az egyes taxonómiai csoportok elkülönítését, a talajok növényi maradványai pedig torzíthatják az eredményt (Tsujimura és mtsai 2000). Mint biomassa index meglehetősen pontatlan annak következtében, hogy a sejtek klorofill tartalma jelentős mértékű fajok közötti eltérést mutat, fajok belül pedig a fejlődési stádium és a környezeti tényezők nagyban befolyásolják a mennyiségét.

B) Közvetlen sejtszámlálási módszerek

- Fénymikroszkópos sejtszámlálás talajminta vizes oldatából, számláló (Bürker)–kamra vagy kalibrált tárgylemez segítségével. Az optikai módszerek előnyei: a szervezetek tenyésztési körülmények (tápközeg, hőmérséklet, fény stb.) okozta szelekciója, valamint a kultúrakészítés eszköz-, idő- és munkaigényes művelete elmarad. Hátrányai: a vízmintákkal ellentétben a talajoldat átlátszatlan mivolta megnehezíti az algasejtek felismerhetőségét; Bürker-kamrában a fonalas alakok nehezen, vagy egyáltalán

nem számolhatók. A minta tárolhatósági ideje korlátozott, a vizsgálatot mihamarabb el kell végezni.

- Klorofill-autofluoreszcencián alapuló sejtszámlálás (Tchan 1952 cit. Oesterreicher 1988): a talajok aktuális alगतartalmának gyors és nagy pontosságú sejtszám-meghatározási módszere. Elve: fluoreszcens mikroszkóp alatt a talajszuszpenziót megvilágítva a klorofillt tartalmazó sejtek (eukarióta algák és cianobaktériumok egyaránt) vörös autofluoreszcenciát mutatnak, míg a talaj egyéb összetevői (ásványi anyagok és szerves törmelékek) egyáltalán nem gerjesztődnek, így a sötét háttérben nem látszanak, vagy a vöröstől eltérő színt emittálnak (pl. lásd: 2.3. ábra; Rost 1992). A vizsgálathoz legalább 200-szoros nagyítás javasolt a kisebb sejtek és zoospórák észrevehetősége miatt. Előnyei: már egészen kis sejtek is jól látszanak; a sejtaggregátumok könnyebben felismerhetők és így a sejtszám jobban becsülhető; zöld (490-580 nm) és kék (450-490 nm) gerjesztőfény váltott alkalmazásával a cianobaktériumok biztonsággal megkülönböztethetők az eukarióta algasejtektől; a fonalas-, egysejtű- és a telepet vagy cönóbiumot képező fajok külön-külön is leszámolhatók, az eredmények pedig összevethetők a közös számolási alapnak (sejtszám) köszönhetően. Fénymikroszkóp egyidejű használatával a domináns fajok, nemzetségek azonnal regisztrálhatók. Mindezek ismeretében a talaj alga-biomasszája is sokkal pontosabban becsülhető. A módszer a sejtek életképességéről is képet ad, mert az elpusztult sejtek lebomló klorofill-tartalma gyengébb intenzitással vagy egyáltalán nem fluoreszkál. Hátrányai: a fluoreszcens mikroszkópizálás a szemet erősen igénybe veszi, ez behatárolja az egy alkalommal mérhető minták számát; a mérés pontosságát a talajszuszpenzió homogenitása nagymértékben befolyásolja; a klorofill-extrakciós módszerhez hasonlóan csupán a mintavételkor aktív anyagcseréjű sejtek értékelhetők (Tsujimura és mtsai 2000).

Alapvetően valamennyi sejtszámlálási módszer esetében az eredmények megbízhatóságának biztosítása a megfelelő mintavétel, a körültekintő mintakezelés, és a lehető legpontosabban kivitelezett sejtszámlálás. A talajalgák gyűjtésének módszerét minden esetben a vizsgálat célja határozza meg (Metting 1994, Lukešová 1993, Lepossa 1999). Általános szabályai természetesen vannak, ezek a statisztikai elemzésekkel alátámasztott számban, random elvégzett mintavétel, steril eszközök használata, pontos jelölés, és megfelelő mintatárolás.

A fitoedafon biomasszája megbecsülhető az egységnyi térfogatú vagy tömegű talajra vonatkoztatott sejtszámból és az algasejt átlagos térfogatából. Az irodalomban fellelhető alga sejtszám-adatok összehasonlítása azonban meglehetősen nehéz a számolási egység és alkalmazott módszerek sokfélesége következtében (1.3. táblázat).

Két közvetett mérési módszer összehasonlítása során Tsujimura és mtsai (2000) szignifikáns korrelációt mértek a kolóniák számának és a klorofill-a koncentráció logaritmusai között műveletlen területen. Művelt talajon ez a kapcsolat nem volt bizonyítható, amit részben a klorofill-extrakciós módszernek a növényi maradványok okozta túlbecslésével magyaráztak. A hígított tenyészetek módszerét pedig a talajalgák mennyiségi változásainak inkább térbeli, mintsem időbeli vizsgálatára ajánlják. A közvetett és közvetlen sejtszámolások eredménye akár 44%-os eltérést is mutathat (Tchan és Whitehouse 1953). Módszer-összehasonlító munkájában Oesterreicher (1988) arra a megállapításra jutott, hogy megfelelő körülmények között elvégezve a hígított tenyészetek módszere és a fluoreszcens mikroszkópos számlálás eredménye nem különbözött jelentősen, noha következetesen nagyobb sejtszámot mért az utóbbi módszerrel. Vizsgálataiban rávilágít arra, hogy a porózusabb szerkezetű terjedelmes nyershumusz talajok nem hasonlíthatók össze tömör talajokkal, amennyiben – amint a legtöbb szerzőnél szerepel – az összehasonlítás alapját a talaj száraz súlya adja, és javasolja a sejtszám-értékek talajtérfogathoz történő viszonyítását.

1.3. táblázat: Talajalgák mennyiségi előfordulása

Sejtszám (10 ³ sejt/g talaj)	Biomassza (kg élő tömeg /ha)	Mélység (cm)	Gyűjtőhely	Sejtszámlá- lási módszer	Irodalom
2,8-36,5 (Ch+D)	1,1-15	0-2,5	búza monokultúra trágyázási tartamkísér- letben, kezeletlen talaj, Anglia	MPN	Bristol Roach, 1927
0,09-105,5 (Ch+D)	0,03-41		búza monokultúra trágyázási tartamkísér- letben, szerves trágyázott talaj, Anglia		
0,17-59	0,5-139	0-15	kukorica művelés alól, istálló- és PK- trágyázott agyagtalaj, USA	MPN	Stokes, 1940
0,03-62,5	0,07-147		kukorica művelés alól, istálló- és PK- trágyázott, meszezt agyagtalaj, USA		
4,8-85,4	11-202		kukorica művelés alól, kezeletlen agyagta- laj, USA		
2,3-212	5,4-499		kukorica művelés alól, meszezt agyagta- laj, USA		
6->230	14->542		kukorica művelés alól, NPK-trágyázott agyagtalaj, USA		
28,3->230	67->542		kukorica művelés alól, NPK-trágyázott, meszezt agyagtalaj, USA		
<2-4,8	<1,6-3,7	0-5	kezeletlen podzolos barna erdőtalaj, Orosz- ország	?	Balezina, 1975
69-117	54-92		N-trágyázott podzolos barna erdőtalaj, Oroszország		
45-264	35-207		meszezt podzolos barna erdőtalaj, Orosz- ország		
24-287	19-225		N-trágyázott és meszezt, podzolos barna erdőtalaj, Oroszország		

1.3. táblázat folytatása

Sejtszám (10 ³ sejt/g talaj)	Biomassza (kg élő tömeg /ha)	Mélység (cm)	Gyűjtőhely	Sejtszámlá- lási módszer	Irodalom
0-0,18 (C)	<0,001	0-0,5	műveletlen humuszos öntéstalajon, USA	MPN	Zimmerman és mtsai, 1980
0,05-1600 (C)	0,0003-12		humuszos öntéstalaj, tavaszi búza alól, USA		
220,8	35	0-1	szántott talaj, trágyakezelés nélkül, Orosz- ország	?	Tret'yakova és mtsai, 1989 (cit. Shtina, 1991)
501,2	79		szántott talaj, N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀ trágyakezeléssel, Oro- szország		
202,4	32		szántott talaj, N ₁₂₀ P ₁₂₀ K ₁₂₀ trágyakezeléssel, Oroszország		
634,8	100		sekély művelésű talaj, trágyakezelés nélkül, Oroszország		
1426	224		sekély művelésű talaj, N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀ trágyakezelés- sel, Oroszország		
961,6	151		sekély művelésű talaj, N ₁₂₀ P ₁₂₀ K ₁₂₀ trágyakeze- léssel, Oroszország		
0-2200	<1728	0-5	lecsapolt tőzezláp, Oroszország	?	Busygina, 1976
27,4-214,8 (0-3 cm)	22-101	0-5	erdő, Ukrajna	?	Sudakova, 1977
116,3-730	92-574		régi növénytársulás, Ukrajna		
1105	868		tőzezláp, Ukrajna		
64-213,3	50-168		sztyepp, Ukrajna		
16,6-298,8	12-234		művelt csernozjom talaj, Ukrajna		
<60	<48	0-5	drénezetlen glejes podzol talaj, Oroszország	?	Kondakova, 1984 (cit. Shtina, 1991)
<220	<173		drénezett glejes podzol talaj lazítás nélkül		
<400	<315		drénezett és lazított glejes podzol talaj		

1.3. táblázat folytatása

Sejtszám (10 ³ sejt/g talaj)	Biomassza (kg élő tömeg /ha)	Mélység (cm)	Gyűjtőhely	Sejtszámlá- lási módszer	Irodalom
5-208	<340	0-10	podzol talajok, Oroszország	?	Shtina, 1959
5-80	<82		láptalajok, Oroszország		
52-300	<445		régi öntéstalajok, Oroszország		
48	16		Ny-szibériai csernozjom talajok, Oroszo.		
2150	187		sötét gesztenyebarna talajok, Oroszország		
988	515		régi szolonyec talajok, Oroszország		
392-5146	74-429		sztyeppesedő régi szolonyec talajok, Oroszo.		
0,08-4,6 (C)	0,07-3,6	0-5	kezeletlen savanyú homoktalaj	MPN	Sukala és Davis, 1994
0,17-28,12 (Ch)	0,1-23				
0,23-91,2 (C)	0,2-71		meszezett savanyú homoktalaj		
0,79-91,2 (Ch)	0,6-71				
54,159	8,5	0-1	golfpálya, USA	Hígított tenyészetek módszere	King és Ward, 1977
37,385	5,9		pázsit, USA		
35,069	5,5		mocsaras mélyföld, USA		
14,68	2,3		útmenti terület, USA		
5,736	0,9		pagony, USA		
2,3	0,3	0-1	műveletlen terület, Kazahsztán	klorofill-a meghat.	Tsujimura és mtsai, 2000
150	24		lucerna művelés, Kazahsztán		

1.3. táblázat folytatása

Sejtszám (10 ³ sejt/g talaj)	Biomassza (kg élő tömeg /ha)	Mélység (cm)	Gyűjtőhely	Sejtszámlá- lási módszer	Irodalom
524-46770	83-7346	0-1	lesiklopálya-területek a Tiroli-Alpokban (1870 m), Ausztria	Hígított teny. m. + fluor	Oesterreicher, 1988
15-640 (C)	0,5-20	0-2	vörös palán képződött talaj, 1 éves természe- tes vegetáció, USA	MPN	Hunt és mtsai, 1979
340-27000 (Eu)	106-8483		vörös palán képződött talaj, 11 éves termé- szetes vegetáció, USA		
2,5-210 (C)	0,8-66		vörös palán képződött talaj, lombhullató erdő, USA		
1600-25000 (Eu)	503-7854				
0-16 (C)	<5,0				
4,6-120 (Eu)	1,5-37	0-1	művelt, műtrágyázott szántóföld, búza – burgonya - árpa vetésforgóban, Csehország	Hígított tenyészetek módszere	Lukešová, 1993
295,5-6063	46-952	1-10	művelés alól 1-3 éve kivont parlagterület, Csehország		
53,7-826	76-1167	0-1	8-10 éve nem művelt kaszáló, Csehország		
1126,5-6959	177-1094	1-10			
95,9-356,6	85-504	0-1			
265,4-1414,9	42-222	1-10			
119-556,6	169-787	avarszint			
2,4-94,8	0,1-5,5	0-1	40-60 éves tölgyerdő, Csehország		
0,3-6,3	0,05-1,0	1-10			
0,1-1,9	0,1-2,7				
6,1-793,3	4,8-623	15-20	lombhullató- és tűlevelű erdők talajából, Magyarország	MPN	Fehér, 1936
1,44-135,12	1,1-106		lombhullató- és tűlevelű erdők talajából, É- Európa		

1.3. táblázat folytatása

Sejtszám (10 ³ sejt/g talaj)	Biomassza (kg élő tömeg /ha)	Mélység (cm)	Gyűjtőhely	Sejtszámlá- lási módszer	Irodalom
?	6,2-41,2 (száraz súly)	0-1	gyertyános-tölgyes, folyó-ártéri területen, Szlovákia	klorofill-a meghat.	Hindák, 1975
8,4-106	1,4-17	0-1	köves váztalaj, újraterelített erdőterület, Csehország	Hígított tenyészetek módszere	Lukešová és Hoffmann, 1996
0,3-2,2	0,2-1,7	0-5	köves váztalaj, erdőterület, Csehország		

Magyarázat:

Zöld színnel a sejtszámból kalkulált - a vizsgált talajrétegre vonatkozó - biomassza-értékeket tüntettem föl.

A számításhoz az alábbi képletet használtam:

$$\text{Biomassza (kg/ha)} = N \times m_{\text{sejt}} \times \rho_{\text{talaj}} \times 10^5 \times h$$

ahol,

N = 1 g talajban mért sejtszám

m_{sejt} = sejtömeg, átlagosan 10 µm átmérőjű gömb alakú sejtet, és 1 g/cm³ sejtűrűséget feltételezve (5,24 × 10⁻¹⁰ g)

ρ_{talaj} = átlagos talajűrűség (3 g/cm³) (Metting 1994)

10⁵ = szorzó kg/ha-ra

h = vizsgált talajréteg vastagsága (cm)

Jelölések:

C = Cyanophyta

Ch = Chlorophyta

D = kovaalgák

Eu = valamennyi eukarióta alga

1.4.2. A talajalgák kvantitatív változásai

Az irodalomban szereplő alga sejtszám- és biomassa-értékek közötti jelentős eltérések (1.3. táblázat) – az alkalmazott módszerek különbözőségén túl – az algák mennyiségének tér- és időbeli változásaival is értelmezhetők. A talajalgák kvantitatív jellegű vizsgálatai többnyire egyszeri mérésekből adódó, pillanatnyi állapotokat tükröző tanulmányok (Fehér 1936, Shtina 1959, Shtina és Bolyshev 1963, Balezina 1975, King és Ward 1977, Tret'yakova és mtsai 1989 cit. Shtina 1991, Lukešová és Hoffmann 1996), és viszonylag kevés információ áll rendelkezésre az algasejtszám időszakos dinamikájáról (Hunt és mtsai 1979, Zimmerman és mtsai 1980, Lukešová 1993).

Gyakoribbak a faj-összetételbeli változásokat az idő-, talajtípus-, vagy más környezeti tényezők függvényében leíró megfigyelések (Kiss 1955, Willson és Forest 1957, Komáromy 1975, 1982, 1983, 1984, 1985; Shubert és Starks 1985, Sukala és Davis 1994). A vizsgálatok eredménye alapján a fitoedafonban bekövetkező változásokat többféleképpen magyarázzák, ami érthető is, hiszen – Fehér Dániel (1954) szavaival élve – "nem egy vagy két tényező, hanem néha a tényezőknek szinte beláthatatlan és talán részben nem is ismert sorozata játszik itt döntő szerepet". Azonban valamennyi esetben visszavezethetők az összefüggések a talajalgák előzőekben leírt, alapvető ökológiai igényeire (lásd: 1.3. alfejezet). A talajok algaszám-változásait előidéző legfontosabb tényezőknek az alábbiak említhetők:

Az alga sejtszámnak a talajmélységgel párhuzamos csökkenése, és a talajba jutó fény mennyiségének hasonló változása egyértelműen a kapcsolat szorosságát mutatja. Megfigyelések szerint populáció-maximum a talajfelszínen és a felszínközeli rétegekben (0-5 cm) mutatkozik (Bristol-Roach 1927, Alexakhina 1971, Drew és Anderson 1977, Hindák 1985, Lukešová 1993), de vannak 10-20 cm mélységben is jelentős biomasszát feltételező vélemények (Fehér 1936, King és Ward 1977).

A terület növényborítottságának mértéke és minősége, valamint a fitoedafon mennyiségi változásai közötti összefüggések hátterében is alapvetően a talajfelszínre jutó fény szaporodást limitáló hatása áll. A növényállományba behatoló és a talaj szintjére lejutó fotoszintetikusán aktív sugárzás (PAR) fordított arányban van az állomány záródottságával, illetve a növénymagassággal, és nagymértékben függ a felszín sugárzás-elnyelésétől. Néhány természetes felszín albedóját mutatja az 1.4. táblázat. E szempontokat figyelembe véve érthetővé válik, hogy a zárótársulások irányába haladva a talajok alkatartalma miatt csökken (lásd: 1.3. táblázat, King és Ward 1977, Sudakova 1977, Hunt és mtsai 1979, Lukešová 1993). Fehér (1936) tűlevelű és lombhullató erdők talajaiban végzett vizsgálatait azt mutatták, hogy a tűlevelű erdők talaja algában szegényebb. Ez magyarázható részben az intenzív sugárzás-elnyeléssel, másrésztől viszont a nehezen elbomló avar allelopatikus hatásával. A makrovegetációnak a talajalgákra gyakorolt hatása tehát abban is megnyilvánulhat, hogy egyes növényfajok gátolják, vagy éppen serkenthetik az algákat.

1.4. táblázat: Néhány természetes felszín albedója (Anda és Burucs 1997)

Felszín	Albedó (%)
talajok (nedvestől – szárazig)	5-4
gyep (1 m magas)	16
gyep (20 cm-es)	26
lomberdő, levél nélkül	15
lomberdő, levéllel	10-18
tűlevelű erdő	5-15
frissen hullott hó	85-95
szántóföldi növények	18-25

A talajművelés sejtszámot befolyásoló hatása közismert. Több tanulmány szól a mezőgazdasági művelés alá vont talajok nagyobb alga faj- és egyedszámbeli gazdagságáról (Zimmerman és mtsai 1980, Shtina 1991, Lukešová 1993, Tsujimura és mtsai 2000). Különösen a szántás hat erőteljesen az algák talajprofilban való megoszlására azáltal, hogy a felszíni, algákban leggazdagabb réteget a barázda mélyére fordítja, ezzel a korábbi mélyebb talajréteg benépesülését

teszi lehetővé. A sekély talajművelési módok kíméletesebben érvényesítik kedvező hatásukat, így az algaszám is nagyobb a szántott területekhez képest (Tret'yakova és mtsai 1989 cit. Shtina 1991). A művelés közvetett hatásaként a javuló talajszerkezet és tápanyagszolgáltató képesség is magyarázhatja az algák nagyobb egyedszámát ezeken a területeken.

A növénykezelések a talajalgák fejlődését is befolyásolják. A kemikáliák hatásaira az algák a szervezettebb növényekhez hasonlóan reagálnak, ennek köszönhető a nagy érzékenységgű, gyors, és költségkímélő algatesztek alkalmazhatósága peszticid-hatás vizsgálatokra. Az algák szaporodási rátájára a pre-emergensen kijuttatott herbicidek kedvezőtlenebb hatását tapasztalták, mint post-emergens kezelések esetén (Metting és Rayburn 1979 cit. Starks és mtsai 1981).

A termesztett növénykultúrák trágyázása kedvezően hat a talajok alga biomasszájára (Sukala és Davis 1994). Hatására - optimális nedvesség-, hő- és fényviszonyok mellett - a sejtszámokban akár 1000-szeres, a sejtméret növekedésével pedig a biomasszában 37-szeres növekedést okozhat (Nekrasova 1989 cit. Shtina 1991). A túlzott mértékű trágyázás hatása fajtól függően másképp érvényesül, egyesek ugrásszerűen felszaporodnak, mások eltűnnek a társulásból.

A talajtípus és a talajalgák közötti összefüggéseket leginkább a talajok fizikai és kémiai paramétereinek eltérései magyarázzák (lásd 1.3.5. és 1.3.6. alfejezetek). Közismert a talajtípusnak az algaflóra szerkezetére és összetételére gyakorolt hatása. Shtina (1959) orosz talajok összehasonlító vizsgálata során a legkevesebb alga biomasszáat csernozjom talajokon mérte (lásd 1.3. táblázat).

Tchan és Whitehouse (1953) az alga sejtszám napi ingadozását a talaj nedvességtartalmának változásával hozták összefüggésbe. Huszonnégy órás mérés-sorozatban azt tapasztalták, hogy a sejtszám a délelőtti, valamint a késő délutáni-kora esti órákban a legnagyobb, erőteljes csökkenést a reggeli és a déli-kora délutáni napszakokban mértek. Minthogy a víz a talajfauna aktivitását is nagyban befolyásolja, érthető, hogy a szerzők fenti munkájukban a protozoák és

nematódák algaelfogyasztását is jelentős tényezőnek látták. A talajok vízháztartásának szabályozásával - például öntözéssel vagy a kedvezőtlen lefolyású terület drénezésével - növelhető a talaj alगतartalma. Az előbbi esetben a hatás már egy nap múlva megmutatkozhat a zöld- és sárgászöld algák számának 8-szoros, a cianobaktériumok számának 4-szeres növekedésével (Artamonova 1988 cit. Shtina 1991), míg alagcsövezés hatására a folyamat lassabb, de az eredmény ez esetben is hasonló: a talajalgák abundanciája 3-6-szorosára növekedett (lásd: 1.3. táblázat, Kondakova 1984 cit. Shtina 1991).

Több megfigyelés említ kapcsolatot a talajalgák népeségdinamikája, valamint a hőmérséklet napi és évszakos változásai között (Bristol Roach 1927, Hunt és mtsai 1979, Metting 1981), de az évszakhatás pontos mechanizmusa még nem ismert. Az év folyamán az algaszámban több csúcs is jelentkezik. Leggyakoribbak a tavaszi és kora nyári, valamint téli maximumról szóló beszámolók (Shtina 1969, Drew és Anderson 1977, Hunt és mtsai 1979, Shimmel és Darley 1985, Lukešová 1993).

A fenti ismeretek birtokában megállapítható, hogy egy átfogó talajalgológiai vizsgálatsorozat ideális esetben - a sejtszámlálási adatok és fajösszetétel leírásán túl - a következő elemeket tartalmazza:

- mintázóterület jellemzése (kitettség, domborzati viszonyok, vegetáció, borítottság, talajművelési-, trágyázási adatok),
- a meteorológiai tényezők vizsgálata (csapadék formája és mennyisége, levegő- és talajhőmérséklet, napsütéses órák száma),
- fényviszonyok (intenzitás, spektrális összetétel),
- talajfizikai és -kémiai vizsgálatok (talajtípus, mechanikai összetétel, térfogat-tömeg, nedvességtartalom, gázösszetétel, kémhatás, elektromos vezetőképesség, oxidációs-redukciós viszonyok, tápanyagtartalom - különös tekintettel a felvehető tápanyagformákra - és mikroelem tartalom),

- valamint a talajélet többi résztvevőinek jellemzése (mikro- és makrobióta mennyiségi, minőségi adatai).

Valamennyi tényező egyidejű és rendszeres vizsgálata tenné csak lehetővé annak pontos megállapítását, hogy mely tényezők milyen mértékben, és mely más tényezőkkel együtt befolyásolják az adott talaj alga-együttesének fajösszetételét és a sejtszámot érintő változásokat. Ilyen nagy volumenű vizsgálat azonban csak jól összehangolt csapatmunka eredményeképpen képzelhető el.

1.5. A fitoedafon szerepe és jelentősége

Az algák - egyedszámukat tekintve – a talajbiocönózisban nem elhanyagolható, egyes területeken pedig kifejezetten jelentős hányadot alkotnak, átlagosan 10^2 - 10^6 sejt/g száraz talaj nagyságrendű előfordulásukkal (lásd: 1.3. táblázat). Ennek alapján az átlagosan 20 cm-es talajmélységre kalkulált aktív alga biomassza hektáronként legalább 100 kg-ra tehető. Jelentőségüket tovább növeli, hogy – figyelembe véve az algasejtek átlagosan egy napos szaporodási ciklusát, és viszonylag rövid élettartamát – pusztulásukkal ez a szervesanyag mennyiség újra és újra bekerül a talajba. Dunger (1983 cit. Mátyás 1996) vizsgálataiban egy mérsékelt övi réti talajban, 10 cm-es mélységre meghatározott algaszám $10^8/\text{m}^2$, ennek biomasszája pedig 200 kg/ha volt. A talaj mikroflóráját alkotó szervezetek átlagos egyedszámát és becsült biomasszáját mutatja az 1.5. táblázat.

1.5. táblázat: Termékeny réti talaj mikroflórájának egyedszáma és becsült biomasszája (Metting 1992)

Mikroflóra	Sejtszám		Biomassza (élő tömeg/ha)
	1 m ² -en	1 g talajban	
Baktériumok	10^{13} - 10^{14}	10^8 - 10^9	300-3000
Sugárgombák	10^{12} - 10^{13}	10^7 - 10^8	300-3000
Gombák	10^{10} - 10^{11}	10^5 - 10^6	500-50000
Algák	10^9 - 10^{10}	10^3 - 10^6	10-1500

1.5.1. Talajélet beindítása, talajvédő és szerkezetjavító hatás

Az algáknak a talajképződésben betöltött szerepe jelentős, mivel a mállással egyidőben jelennek meg a kőzetek felszínén, és mint első megtelepülők fontos szerepet játszanak a kopár, terméketlen, makrovegetációtól megfosztott talajok életének újraindulásában (Booth 1941, Lukešová és Komárek 1987). A száraz, sivatagos területeken elsőként megjelenő fonalas cianobaktériumok (*Oscillatoria*, *Microcoleus*, *Lynghya*, *Phormidium*, *Plectonema*), majd fonalas zöldalgák (*Klebsormidium*, *Ulothrix*) lehetővé teszik további fajok megtelepedését (Anjum és mtsai 1982, Pluis és de Winder 1989). Az algabevonatok a terméketlen talajokat szerves anyagban dúsítják, csökkentik a felszín albedóját, ezáltal emelkedik a talajhőmérséklet, fokozódik a mikroszervezetek aktivitása, és lehetővé válik magasabb rendű növények megtelepedése (Belnap 1995, Peterson 2001).

Az algák és gombák alkotta mikrofita talajbevonatok különösen az erózióknak kitett, gyenge szerkezetű talajokon, vándorló homokdűnéken, sivatagos és félsivatagos területeken játszanak fontos szerepet (Bond és Harris 1964, Pluis és de Winder 1990, Metting 1991, Painter 1993, Pluis és van Boxel 1993, Pluis 1994). E bevonatoknak köszönhetően javul a vízbeszivárgás és átszűrődés, nő a talaj vízmegtartó képessége, a talaj felső rétegének rögzítésével pedig jelentős mértékben csökkennek az eróziós veszteségek (Pluis és de Winder 1989). Booth (1941) vizsgálataiban az algabevonatok alól gyűjtött felső talajréteg nedvességtartalma közel hétszer nagyobb volt, mint a csupasz felszín alól vett minták esetében, ami alátámasztja azt a korai elképzelést, miszerint az algabevonatoknak a mulcshoz hasonló hatása van (Fritsch 1907 cit. Metting 1981). Komáromy (1976) a talajszemcsék átmérője, illetve a talaj textúrája függvényében az algák növekedésének különböző típusait írta le, Domracheva (1998 cit. Sirenko 1999) pedig a felszíni algabevonatok és a talajok biológiai állapota közötti összefüggésre mutatott rá. Megfigyelései szerint a talajok leromlásakor először a nitro-

génkötő cianobaktérium flóra tűnik el, és fokozatosan a zöld és sárgászöld algák, később pedig már csak ezek egysejtű fajai válnak uralkodóvá.

A jó talajszerkezet optimális levegő-víz arányt biztosít a pórusterekben, ami növeli a talaj biológiai aktivitását, segíti a növényi magvak csírázását és a gyökérfejlődést. Az algák kétféle módon járulnak hozzá a talajszemcsék aggregációjához, így stabil talajszerkezet kialakulásához: 1) a sejteket körülvevő nyálka mintegy cementálja a talajrészecskéket; 2) a sejtfonalak körülhálózák a talajszemcséket. A motilis algasejtek különféle eredetű poliszacharid-termékeiket (Bertocchi és mtsai 1990, Metting 1996) hátrahagyva, a talajszemcsék összetapadását okozzák, és az így létrejött aggregátumok a talajok kiszáradása után, vagy a sejtek pusztulását követően is stabilak maradnak. Zöldalgákat és cianobaktériumokat vizsgálva megállapították, hogy a poliszacharid-termelés a sejtszétválás és fejlődés velejárója, mennyiségét pedig számos tényező befolyásolhatja, mint például a tenyészet kora, a közeg pH-ja, nitrogén- és sótartalma stb. (Lewin 1956, Mehta és Vaidya 1978, Lukešová és Hoffmann 1995, Moreno és mtsai 1998). Az algák jelentőségét tovább növeli, hogy a kocsonyanyag saját súlyának nyolcszorosát kitevő vízfelvételre képes, ami javítja a talajok vízmegtartó képességét, valamint növelik a talaj szervesanyag készletét, javítva a talajtermékenységet (Metting és Rayburn 1983, Pluis és de Winder 1989, Campbell és mtsai 1989 cit. Belnap 1995). Az Egyesült Államokban sikerrel alkalmaztak kocsonyás zöldalgákat (*Chlamydomonas*, *Asterococcus*) mezőgazdasági talajok szerkezetjavítására (Metting és Rayburn 1983, Barclay és Lewin 1985, Metting 1987). A felszíni talajréteg poliszacharid-tartalma jelentősen nőtt, és bár szabadföldi körülmények között az algaszaporodás csak megfelelő vízellátottság mellett tartható fenn, a kocsonyás zöldalgák és cianobaktériumok talajkondicionálóként történő felhasználása ígéretes lehet (Metting 1988, 1996, Zimmerman 1992, Falchini és mtsai 1996).

1.5.2. *N₂-fixáció*

Az algák közül csupán a cianobaktériumok képesek N_2 -megkötésre, azaz a levegő molekuláris nitrogénjének ammóniává redukálására. Kezdetben csak a heterocisztával rendelkező fajoknak tulajdonították ezt a képességet, azóta a kutatások egyértelműen bizonyították a nitrogénkötést sok, heterocisztát nem képező cianobaktérium esetében is. A folyamatot egy oxigénre érzékeny enzim, a nitrogenáz katalizálja, amely - az első csoport tagjainál - vastag falú heterocisztákban található, megakadályozva, hogy a fotoszintézist folytató vegetatív sejtek felszabaduló O_2 -tartalma inaktiválja a nitrogenázt. E specializált sejtek hiányában másoknál (fonalas - nem heterocisztás és egysejtű cianobaktériumok) a két biokémiai folyamat időben különül el (Scherer és mtsai 1988, Fay 1992, Wolk és mtsai 1994).

A heterociszták számából következtetni lehet a fixált nitrogén mennyiségére, noha mind a heterociszta-képzést, mind pedig a nitrogénkötést számos élet-tani és környezeti tényező befolyásolja. Ezek közül a legfontosabbak a fényintenzitás, a víz, a közeg tápanyagtartalma (szervetlen és szerves nitrogén, nehézfém-mikroelemek koncentrációja stb.), a hőmérséklet, és a levegőzöttség, mindemellett pedig a nitrogén-fixációnak fajra jellemző napi ritmusa is van (Henriksson és DaSilva 1978, Adams és Carr 1981a,b; Sherman és mtsai 2000, Wolk 2000). Megfigyelték továbbá, hogy szimbiózisban élő *Nostoc* és *Anabaena* fonalakban a heterociszták száma többszörösére növekszik, a szabadon élő egyedekhez képest (Meeks 1998).

Rizskultúrákban a cianobaktériumok által fixált nitrogén mennyisége átlagosan évi 49 kg/ha-ra tehető. Csak a szimbionta *Anabaena azollae* cianobaktériumnak évi 30-80 kg/ha nitrogénkötést tulajdonítanak, ez az érték pedig megegyezik a talajok diazotróf mikroszervezetei által fixált mennyiséggel (Metting 1994). Ennek köszönhető, hogy az *Azolla* vízipáfrányt már évszázadok óta használják Kínában rizsültetvények trágyaszereként. Indiai kísérletek alap-

ján 10 t/ha *Azolla*-trágya hatását tekintve megegyezik 25-30 kg/ha N-műtrágyával, illetve 20 kg/ha ammónium-szulfát és *Azolla* együttes kijuttatása felér kétszeres műtrágya dózissal (Singh 1977). Szabadonélő vagy szimbionta nitrogénkötő cianobaktériumok biotrágyaként történő felhasználása nagy gazdasági jelentőségű a trópusi és szubtrópusi országokban.

Ökológiai szempontból viszont különösen az alacsony biológiai aktivitású, felsivatagos talajok nitrogéntartalmának növelésében van fontos szerepük. (Belnap 1995). Minthogy ezeken a területeken a nettó elsődleges termelés többnyire N-limitált, a cianobaktériumok révén fenntartott N-körforgás növeli ezeknek a talajoknak a termékenységét, és ezzel végső soron megakadályozzák az elsivatagosodást (Dregne 1983 cit. Peterson 2001). A mikrofita talajbevonatok cianobaktérium-partnere által évente fixált nitrogénmennyiségre vonatkozóan különféle becslések vannak, Rychert és mtsai (1978 cit. Metting 1991) 1 és 100 kg/ha közé teszik, mások 365 kg/ha N-kötést is feltételeznek (Peterson 2001).

A talajalgák nitrogéntartalma – ami jelentősen meghaladja a növényi sejtek N-koncentrációját – az anyagcsere-folyamatokkal, vagy a pusztulást követő lebomlás révén a környezetbe jut, így tehát az algaflóra a talajok folyamatosan megújuló nitrogénkészletét is jelenti. Másrészt a cianobaktériumok előnye a többi nitrogénkötőkkel szemben az, hogy míg a heterotróf szervezetek e tevékenységükhöz nagy mennyiségű hasznosítható szerves anyagot igényelnek, addig a cianobaktériumok szén-dioxidból és vízből, fixált szénigényeiket is saját maguk fedezik. További előnyük, hogy a fixált nitrogénnek 5-88%-át környezetükbe leadhatják (Belnap és mtsai 1997 cit. Peterson 2001). Mutáns cianobaktérium törzs (*Anabaena variabilis*) és búza N-mentes tápoldatban történő együttes tenyésztése során a búza összes N-tartalma elérte a nitrát táplálású búzaintrol nitrogéntartalmának 85%-át, és a cianobaktérium fotoszintézise során kibocsátott oxigén elősegítette a búza gyökérlégzését vízkultúrában (Spiller és Gunasekaran 1991). A szimbionta cianobaktériumok által megkötött

nitrogén is beépülhet a növényi partner szervezetébe, amint azt ^{15}N -izotópos vizsgálatok igazolták (Mayland és McIntosh 1966 cit. Belnap 1995).

1.5.3. Interspecifikus kapcsolatok

A természetben adott időben, azonos helyen élő szervezetek számtalan kölcsönhatás révén befolyásolják egymást, melyek lehetnek pozitív hatásúak, döntő többségük azonban korlátozó jellegű. Ennek köszönhető, hogy az életközösségekben egy faj sem foglalja el pontosan azt az életteret, amelyen az abiotikus tényezőkkel szembeni toleranciája, fiziológiai amplitúdója alapján potenciálisan tenyészhetne (Mátyás 1996).

A fenti megállapításnak ellentmondani látszó eredményt hoztak Parker és Bold (1961) vizsgálatai, melyben közel másfélszáz, talajból izolált - algák és egyéb mikroszervezetek alkotta - valós asszociációk több mint felénél serkentő hatást, mintegy 15%-ban gátlást figyeltek meg, 32%-ban pedig nem tapasztaltak semmilyen egymásrahatást. Ismeretes, hogy egyes baktériumfajok az algák sejtfelszínén vagy az azt körülvevő kocsonyában találják meg életfeltételeiket (ezek az ún. kísérő-baktériumok jelentősen megnehezítik az axénikus algatenyésztet előállítani kívánók munkáját, viszont megkönnyíthetik egyes cianobaktériumok identifikálását). Hunt és mtsai (1979) 17 hónapos vizsgálat-sorozatukban eukarióta algák és cianobaktériumok között kölcsönös pozitív korrelációt állapítottak meg különböző talajokban. Ez azonban nem feltétlenül mutat tényleges kapcsolatot e szervezetek között, jelentheti csupán azt, hogy a környezeti változásokra hasonlóképp reagálnak. Talajalgák izolálása során is gyakran megfigyelhető, hogy egyik faj gátolja a másik szaporodását.

A talajalgák köztudottan táplálékforrásként szolgálnak a mikro- és makrofauna (protozoák, fonalas- és gyűrűsférgek, csigák, ízeltlábúak stb.) számára. A kifalás tehát jelentős, algaszámot csökkentő tényező (Shtina és Nekrasova 1971), bár több vizsgálat számol be az algofág fauna béltartalmában és ürülékében kimutatott jelentős mennyiségű életképes algasejtekről, amiből

arra következtetnek, hogy egyfajta stratégia lehet az algák talajban való mozgására (Lukešová - személyes közlés, Davidson és Broady 1996, Peterson és Boulton 1999).

A rizoszféra talajalgákra kifejtett hatásait többen is vizsgálták. Kovamoszatokra serkentő hatást figyeltek meg üröm és szőrtippan, kovamoszatokra és cianobaktériumokra pedig cirok, gyapot és búzagyökerek környezetében (Gonzalves és Yalavigi 1960 cit. Metting 1981). Takarmányrépa hatását vizsgálva a talaj mikroszervezeteinek életére Katznelson (1946) úgy találta, hogy az algák száma a növényfejlődéssel párhuzamosan csökken, és ez a gátló hatás trágyázatlan talajon kifejezettebb, idővel azonban csökken a „rizoszféra-hatás”, és a sejtszám ugrásszerűen növekszik. Talajalgákat gátló hatásról számoltak be egyéves teanövény gyökerek környezetében (Hadfield 1960), és búza esetében (Rouatt és mtsai 1960) is. Elképzelhető, hogy a gyökérexudátum hatásán túl a növények föld feletti részeiből a csapadékkal kimosódott bioaktív vegyületek is befolyásolhatják a talajalgák szaporodását és fejlődését. Brückner és mtsai (2001) parlagfű-virágzat vizes kivonatának *Chlamydomonas* sp. és *Chlorella vulgaris* zöld talajalgákra gyakorolt allelopatikus hatását bizonyították.

Sok egysejtű és fonalas cianobaktérium él szimbiózisban más szervezetekkel. A legalaposabban tanulmányozott kapcsolatokat a *Nostocales* rend nitrogén-kötő nemzetségei (*Anabaena*, *Calothrix*, *Nostoc* és *Scytonema*) alkotják gombákkal (elsősorban zuzmótelep formájában), mohákkal (*Anthoceros punctatus*, *Blasia pusilla*), páfrányokkal (*Azolla*), nyitvatermőkkel (*Macrozamia*), és zárvatermőkkel (*Gunnera*) (Bergman és mtsai 1992, Meeks 1998, Adams 2000). Legtöbbjükénél a cianobaktérium partner extracelluláris előfordulása, így új távlatokat nyithat az a mesterségesen létrehozott búza-*Nostoc* sp. szimbiózis, amelynél a cianobaktérium partner a búzagyökér epidermisz és kortex intercellulárisaiban fejlődött (Gantar és mtsai 1991, Gantar és Elhai 1999). Működő szimbiózist eredményezett az a kísérlet is, melynek során *Azotobacter* fajok beépülését indukálták *Chlamydomonas* zöldalga sejtbe. Nit-

rogént és felhasználható szénforrást nem tartalmazó közegben a baktériumok által fixált N - kis szaporodási ráta mellett - kielégítette az algasejtek igényét, a *Chlamydomonas* pedig szervesanyagot biztosított a baktériumsejteknek (Gyurján és mtsai 1984).

Az algák is bocsátanak környezetükbe biológiailag aktív vegyületeket, ezek lehetnek másodlagos anyagcsere termékek (fenolok, terpének, zsírsavak, szerves savak, peptidek, alkaloidok stb.), poliszacharidok, vitaminok, és növényi növekedést szabályozó anyagok (Shtina és Nekrasova 1971, Metting és Pyne 1986, Misra és Kaushik 1989, Bertocchi és mtsai 1990, Inderjit és Dakshini 1994, Burkiewicz és Synak 1996, Stirk és mtsai 1999). A kiválasztott anyagok révén az algák befolyásolhatják a növényi magvak csírázási folyamatait, és a növények fejlődését (Larsen 1995, Kaltenecker és mtsai 1999 cit. Peterson 2001). Az utóbbi évtized kutatásai e vegyületek citotoxikus, antifungális, antibakteriális vagy antivirális hatását bizonyították (Borowitzka M.A. 1995, Kreitlow és mtsai 1999, Németh és Ördög 2000). Zabnövényt *Azotobacter* és zöldalga tenyésztéssel kezelve a zöldtömegben és szemsúlyban jelentős növekedést tapasztaltak (Shtina és Yung 1963 cit. Lund 1967). A talajalgák szárazság-stresszre adott abszcizinsav-termeléséről a víz szerepét tárgyaló fejezetben már esett szó. Vizsgálatok alapján az extracelluláris ABA mennyisége közel kétszerese a citoplazmatikus hormontermelésnek, feltételezhető tehát, hogy az algák által talajba bocsátott ABA nem csupán a mikrobiális társulásokra hat, például cianobaktériumokban a nitrogenáz aktivitását serkenti, hanem a szervezettebb növények növekedését, gyökérfejlődését, sőt egyes rovarok szaporodását is befolyásolja (Maršálek és mtsai 1992a, Šimek és Maršálek 1992, 1993).

1.6. A dolgozat célkitűzései

A bevezetőben leírtak alapján megállapítható, hogy a talajok algaközössége számos abiotikus környezeti tényező és biotikus kölcsönhatások bonyolult összjátéka szerint működik, melynek alapos megismerése további szabadföldi és laboratóriumi vizsgálatokat igényel. Munkámban szeretnék rámutatni arra, hogy a talajélet résztvevőinek - mennyiségét és edafonban betöltött szerepét tekintve sem elhanyagolható - csoportjával, a talajalgákkal szükségszerű mélyebben foglalkozni a talajbiológia keretén belül.

Vizsgálataim főbb célkitűzései az alábbiak voltak:

- 1) közvetlen sejtszám-meghatározási módszerrel képet alkotni a Balaton-felvidéki Nemzeti Park talajaiban élő cianobaktérium-, kovamoszat- és egyéb eukarióta algasejtek mennyiségi előfordulásainak havonkénti dinamikájáról; az abundancia-értékekből minél pontosabban megbecsülni az aktív algabiomasszát, és a kapott eredményeket összevetni az irodalmi adatokkal;
- 2) statisztikai módszerek segítségével kimutatni, hogy mely tényezők és milyen mértékben játszanak szerepet a vizsgált algacsoportok sejtszám-változásaiban;
- 3) megvizsgálni, hogy a mintázott talajokból izolált alga törzsek tiszta tenyészetben termelnek-e növényi növekedés-szabályozó anyagokat, melyek révén befolyásolhatják szervezettebb növények csírázási- és fejlődési folyamatait.

2. KÍSÉRLETI RÉSZ

2.1. Anyag és módszer

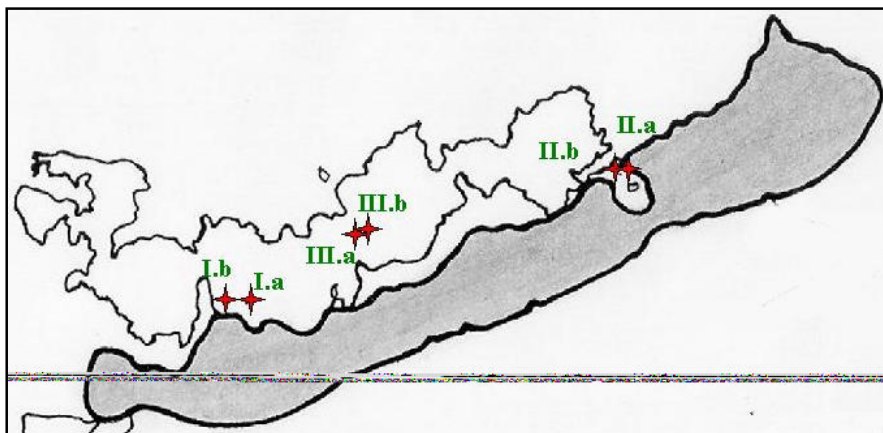
2.1.1. *Mintavételi területek jellemzése*

A Balaton-felvidéki Nemzeti Parkot a tájörző hagyományos gazdálkodás fenntartása, valamint a kiemelkedően gazdag természeti és kultúrtörténeti értékek megóvása érdekében 1997-ben alapították a Balaton északi és nyugati peremvidékein. Összesen 56 771 hektáros területe hat tájegységre osztható:

1. Tihany, 2. Pécselyi-medence, 3. Káli-medence, 4. Badacsony és a Tapolcai-medence, 5. Keszthelyi-hegység, a Tátika és a Kovácsi-hegy csoportja, 6. Kis-Balaton.

A Balaton-környék talajtakarója igen változatos. Kialakításában a felszínen lévő kőzetek geológiai eredetének és tulajdonságainak sokfélesége, a természetes növénytakaró és a víz játszották a fő szerepet. A Balaton vízgyűjtő területének legnagyobb részén így barna erdőtalajok különböző típusai, változatai alakultak ki. A talajképződés sajátos folyamata ment végbe a mészkövek, dolomitok esetében, amely rendszina talajok kialakulását eredményezte. A síklápok csoportjába tartozó Balaton-környéki láptalajokat a vízi és mocsári növényzet elhalt maradványainak feltöltődése hozta létre az egykori tavak területén (Máté, 1981).

Három talajtípuson összesen hat területet választottam a már korábban is védettséget élvező Tapolcai- és Káli medencékben, valamint a Tihanyi félszigeten (2.1. ábra), melyhez a Veszprém Megyei Földhivatal által rendelkezésemre bocsátott 1:10000 méretarányú kartogramokat és Talajszelvény helyszíni vizsgálati jegyzőkönyveket vettem segítségül. A mintavételi helyeken 0,5 ha nagyságú, művelt és műveletlen területet jelöltem ki, melyek jellemzőit az alábbiakban összegzem.



2.1. ábra: Mintavételi pontok

- I.a:** Szigliget, a 71-es főút északi oldalán, az utolsó háztól 300 m-re lévő kukoricatábla, láptalaj, növényzet: *Zea mays*, *Convolvulus arvensis*, *Chenopodium album*, *Artemisia vulgaris*, *Galinsoga parviflora*.
- I.b:** Balatonederics, a 71-es főút északi oldalán, a 88 és 89-es kilométertábla között elterülő kaszálórét, sík terület, láptalaj, növényzet: *Arrhenatherum elatius*, *Mnium* sp., *Capsella bursa-pastoris*, *Dactylis glomerata*, *Lepidium draba*, *Vicia cracca*, *Brassica napus*, *Silene vulgaris*, *Solidago gigantea*.
- II.a:** Tihany, a 71-es főút diósi leágazása bal oldalán, Diós településnév-tábla melletti ÉK-DNY-i irányban 10°-os lejtőn lévő levendulatábla, rendzina talaj, növényzet: *Lavandula angustifolia*, *Stellaria media*, *Echinochloa crus-galli*, *Setaria verticillata*, *Convolvulus arvensis*, *Taraxacum officinale*.
- II.b:** Tihany, a levendulással átellenben az út jobb oldalán sík területen elterülő kaszálórét, mintegy 200 m-re a Tihanyi Külső-tótól, rendzina talaj, növényzet: *Philonotis* sp., *Arrhenatherum elatius*, *Hylocomium proliferum*, *Poa pratensis*, *Dactylis glomerata*, *Achillea millefolium*, *Silene vulgaris*, *Trifolium pratense*, *Vicia villosa*, *Lepidium draba*, *Medicago lupulina*, *Plantago lanceolata*, *Reseda lutea*.

III.a: Mindszentkál, a Köveskál felől érkező főút jobb oldalán, a Kerekikáli templomromtól 200 m-re É-ra fekvő sík szántóterület, napraforgó-őszi búza vetésforgó, Ramann-féle barna erdőtalaj, növényzet: *Helianthus annuus*, *Triticum aestivum*, *Elymus repens*, *Convolvulus arvensis*.

III.b: Mindszentkál, a Kerekikáli templomrom körüli bolygatatlan gyepterület, Ramann-féle barna erdőtalaj, növényzet: *Arrhenatherum elatior*, *Elymus repens*, *Lamium* sp.

2.1.2. Talajminta- gyűjtés alga mennyiségi vizsgálatokhoz

Valamennyi területről két ismétlést képezve öt-öt, véletlenszerűen megválasztott mintavételi helyről gyűjtöttünk talajmintát havonta, 1999. április és 2000. március között. A felszíni 0-1 cm-es talajréteget - alkohollal és lánggal sterilizált - spatula segítségével tiszta nejlonzacskóba gyűjtöttük. Az 1-10 cm-es bolygatatlan szerkezetű talajminta vételéhez sterilizált, egyik végén kiélezett alumínium hengert (3,6 x 10 cm) vertünk a talajba, majd óvatosan kiemelve és alumínium fóliával lezárva, ismétlésenként öt almintát tiszta nejlonzacskóba tettünk. Kellő mennyiségű levegőt hagyva, a jól lezárt nejlonzacskókat sötét zsákban még aznap a laboratóriumba szállítottuk, és a vizsgálatok megkezdéséig (legfeljebb három napig) hűvös, sötét helyen tároltuk. A homogenizált almintákból képzett mintákban - területenként 2-2 különböző mélységből vett, összesen 24 mintában – az algasejtszámot meghatároztam.

2.1.3. Sejtszámlálás, biomassza-beclsés

A talajalgák mennyiségi vizsgálataihoz közvetlen és közvetett sejtszám meghatározási módszerek állnak rendelkezésre. Ezek előnyeit és hátrányait az irodalmi áttekintésben (1.4.1. alfejezet) ismertettem. Mind közül a klorofill autofluoreszcencián alapuló közvetlen sejtszámlálási módszer tűnik a legmegbízhatóbbnak, amennyiben a vizsgálat célja a talajok adott időpontban aktív algatartalmának meghatározása. A nyugvó alakok ugyanis kevés klorofill-

tartalommal rendelkeznek, így fluoreszcens mikroszkópban nem észlelhetők (Coleman 1983 cit. Tsujimura és mtsai 2000). Az akinéták és spórák nem elhanyagolható mennyisége a talajban ugyan a teljes alga biomassza részét képezi, a környezeti hatásokra adott válaszokat azonban csak aktív anyagcseréjű sejtek révén ismerhetjük meg.

A talajalgák mennyiségi meghatározására - Lukešová (1993) módszerét követve - klorofill autofluoreszcencián alapuló direktszámlálást végeztem. Eszerint 10 g friss talajt ezred pontossággal 250 ml-es lombikba mértem, és steril desztillált vízzel 100 ml-re hígítottam. Az alumínium fóliával lezárt talajszuszpenziót ezt követően 4 perces, ultrahangos kádban (Tesla UC 002 BM1, 50Hz) történő rázatásnak tettem ki, hogy a talajrögök szétessenek, illetve az algasejtek leváljanak a talajszemcsék felületéről. Az algasejtek számlálását Olympus BX60 típusú epifluoreszcens mikroszkóppal végeztem. A cianobaktériumok észleléséhez zöld szűrőt (WG, ex. 510-550 nm, em. 610+), az eukarióta algákhoz kék szűrőt (NBV, ex. 420-440 nm, em. 455+) használtam. Alapos összerázást követő fél perces ülepedési idő elteltével a talajszuszpenzió felszíne alól 20 µl mennyiséget mikropipettával kivettem, és tárgylemezre tettem, majd 22x22 mm-es fedőlemezzel fedtem le, ügyelve arra, hogy a szuszpenzió teljes mennyisége a fedőlemez alatt terüljön el. A fedőlemez alatti teljes területen a fluoreszkáló algasejteket megszámláltam. A méréseket mintánként három ismétlésben végeztem, és az eredményeket a 2.1. táblázat szerinti csoportosításban jegyeztem fel.

2.1. táblázat: Sejtszámláláshoz használt munkalap-minta

Szerveződés	Sejtszám (db)								
	Cianobaktérium (Cb)			Kovaalga (D)			Egyéb eukarióta alga (Eu-D)		
	Ism.1	Ism.2	Ism.3	Ism.1	Ism.2	Ism.3	Ism.1	Ism.2	Ism.3
Egysejtű									
Sejttársulás									
Fonális									

Az aktív alga biomassza becsléséhez a vizsgált talajokban algacsoportonként leggyakrabban előforduló fajok paramétereit használtam. A sejttömeg meghatározását Németh (1998) által javasolt térfogatszámítási képletek alapján végeztem.

2.1.4. Környezeti paraméterek mérése

Az alábbi meteorológiai tényezőket – az egymást követő mintavételi időpontok között eltelt időtartamra vonatkozóan – az Agrometeorológia Tsz., NYME-MTK által rendelkezésemre bocsátott keszthelyi Éghajlati Állomás jelentéseiből gyűjtöttem össze:

- csapadékösszeg,
- hőmérsékleti átlag,
- radiációs minimum átlaga,
- napfényes órák átlaga.

Ezen felül a mintagyűjtések alkalmával mértem a talaj- és levegő hőmérsékletet.

A talajvizsgálatok a következő paraméterek mérésére terjedtek ki:

- pillanatnyi nedvességtartalom meghatározása (mintavételenként a tömegszázalékos abszolút nedvességtartalom " $N_t\%$ " meghatározása, 20 g friss talaj, 105 °C, 24 h; Györi és mtsai 1990),
- friss talaj pH-mérése (mintavételenként, 5 g friss talaj + 12,5 ml deszt. víz, RADELKIS OP-264/1 ammónia- és pH-mérő készülék; Horváth 1980)
- talaj térfogattömeg meghatározása (egyszeri alkalommal, Györi és mtsai 1990),
- mechanikai elemzés (a vizsgálsorozat alatt gyűjtött talajmintákból képzett átlagmintából Atterberg-féle módszerrel; Talajtani és Vízgazdálkodási Tanszék, NYME-MTK),
- tápanyagvizsgálat (növények általi felvehető elemtartalom meghatározása a vizsgálsorozat alatt gyűjtött talajmintákból képzett átlagmintából, „A talaj oldható tápelemtartalmának meghatározása” MSZ 20135/1999 számú

magyar szabvány szerint; Fejér Megyei Növényegészségügyi és Talajvédelmi Állomás).

2.1.5. Talajalgákra ható tényezők statisztikai vizsgálata

Annak érdekében, hogy a különböző talajok az algák mennyiségi előfordulása szempontjából összevethetők legyenek, a sejtszámokat egységnyi térfogatra (1 cm^3) kell megadni, ezért az 1 g légszáraz talajra számított sejtszám értékeket a talajok térfogattömegével módosítottam. Az egyes hónapok kiugró sejtszámainak tompítására, illetve szórás-stabilizálás céljából logaritmus transzformációt alkalmaztam (Hunt és mtsai 1979). A területenkénti ismétlések között – mindhárom algacsoport sejtszám adataiból – kétmintás, havonként párosított t-próbát végeztem, hogy megállapítsam, az algák abundanciájában van-e eltérés a mintázott területeken belül. A próba eredményeképpen $P=5\%$ -os szinten jelentős különbség nem mutatkozott a sejtszámokban, a mintázott területek tehát az algák megoszlása tekintetében homogénnek mondhatók. Megállapítható továbbá, hogy az alkalmazott gyűjtési és számlálási módszer megfelelt a célnak. A további statisztikai vizsgálatokhoz az egyes területek algasejtszámát ismétléseik számtani átlagával jellemzem.

A talajtípusnak, hónapoknak, a művelésnek, és a talajmélységnek az algasejtszámra gyakorolt hatásait varianciaanalízissel értékeltem, mely arra ad magyarázatot, hogy az algaabundancia összes varianciájából mennyit okozhatnak a vizsgált tényezők (Kemény és Deák 2000). A talajvizsgálati- és meteorológiai paramétereket főkomponens-analízis segítségével - varimax-rotációval – kevés számú főkomponens-változókká vontam össze, ami megkönnyíti a továbbiakban a megfigyelt algacsoportok abundanciája és a környezeti változók összefüggésének vizsgálatára többszörös regresszió-analízis elvégzését (Sváb 1979). A talaj- és meteorológiai komponenseknek variancia tényezőikön keresztül az algák mennyiségi előfordulására gyakorolt hatását főkomponens-

regresszióval, a megfigyelési változók hasonló közvetett hatását az alga-abundanciára "forward" regresszióval értékeltem (STATISTICA 1984-2000).

2.1.6. Talajalgák izolálása, egyfaj-tenyészetek előállítása, faji határozás

Cianobaktériumok izolálásához 3-4 kisebb, friss talajrögöt - steril körülmények között - Petri-csészében lévő táptalajra (BG-11/-N, 1,5% agar) helyeztem, desztillált vízzel nedvesítettem (Novogradsky 1948). Az edényeket ezt követően laboratóriumi körülmények között inkubáltam ($25 \pm 2^\circ\text{C}$, $130 \mu\text{M}/\text{m}^2/\text{s}$, 12/12 órás fényperiódus). A talajrögöktől 1-2 hét alatt megfelelő távolságra fejlődő cianobaktérium-fonalakat oltókacs segítségével leválasztottam, majd ismételt szélesztéses módszerrel tisztítottam.

Zöldalgák izolálásához dúsító tenyészetek készítését láttam megfelelőbbnek (Pringsheim 1954). Bristol tápoldatot tartalmazó kémcsövekbe kevés friss talajt tettem, az előzőekben leírt körülmények között néhány hétig inkubáltam, és a kifejlődött algatelepeket ismételt szélesztéssel tisztítottam.

Az így előállított egyfaj-tenyészeteket papírvatta-dugóval lezárt steril kémcsőben, ferde agaron (Bristol illetve BG-11/-N, 2% agar), csökkentett hőmérsékleten, és fényintenzitás mellett tároltam ($15 \pm 1^\circ\text{C}$, $30 \mu\text{M}/\text{m}^2/\text{s}$, 12/12 órás fényperiódus).

Az izolált algatörzsek faji meghatározásában Dr. Alena Lukešová és Dr. František Hindák nyújtottak segítséget. Az eukarióta algák identifikálása 1-7 napos, Bristol táptalajon szélesztett tenyészetekből Andreyeva (1998), valamint Ettl és Gärtner (1995) határozói alapján történt. A cianobaktériumokat 3 hetes tenyészetben BG-11/-N táptalajon, friss tenyészetben BG-11/-N tápoldatban vizsgáltuk Komárek és Anagnostidis (1989) határozóirodalma szerint.

2.1.7. Laboratóriumi algatenyésztés

A tiszta algatenyészeteket 250 ml steril tápoldatot tartalmazó 500 cm^3 -es Erlenmeyer lombikba oltottam, majd speciális kiképzésű levegőztető cső köré

tekert és sterilizált vattadugóval lezártam. A szaporítás során a cianobaktériumokat Tamiya, BG-11/-N és Z-8/+N tápoldatokban, a zöldalgákat Bristol és Tamiya tápoldatokban tenyésztettem. Az izolálás és tenyésztés során felhasznált tápoldatok pontos összetételét mellékletben tüntettem fel (Melléklet /1. táblázat). A megfelelő sűrűséget elért tenyészetek szárazanyagát megmértem, majd 10 mg/l kiinduló szárazanyag koncentrációnak megfelelő mennyiségű algaszuspenziót juttattam 250 ml friss tápoldatba. A tenyészeteket ezt követően legalább 14 napon át szaporítottam ($25\pm 2^{\circ}\text{C}$, alsó megvilágítás, $130\ \mu\text{M}/\text{m}^2/\text{s}$ fényintenzitás, 12/12 órás fényperiódus, Ördög 1981). Az intenzív szaporodás érdekében, valamint az algák kiülepedésének megakadályozására egy membrános minikompresszor (Wisa 300) a tenyészeteken óránként 20 liter, 1,5 V% CO_2 -dal dúsított levegőt buborékoltatott át, ezen felül pedig naponta 3 alkalommal a lombikok tartalmát alaposan összeráztam. A tenyésztés végén a biomassza betakarításához az algaszuspenziót centrifugáltam (4000 rpm, 15 perc, 5°C), a sejteket tartalmazó üledéket Petri-csészékben fagyaszttva szárítással víztelenítettem (18 óra, 25°C , 0,035 mbar), és felhasználásig fagyasztószekrényben tároltam.

2.1.8. *Biotesztek algakivonatok auxin- és citokinin-szerű hatásának vizsgálata*

A dehidratált alga biomasszából desztillált vízzel 2 g/l koncentrációjú szuszpenziót készítettem. A sejtek tartalmának feltárásához ultraszónikáló berendezést használtam (2 perc, 2 mp-es időközök). 3-3 ml algaszuspenzióval Petri-csészébe helyezett szűrőpapír korongokat itattam át.

Az auxin-szerű hatás vizsgálatára uborka sziklevelét gyökeresedési-, a citokinin-szerű hatás vizsgálatára uborka sziklevelét megnyúlási biotesztet használtam (Zhao és mtsai 1992). Sötétben, $25\pm 2^{\circ}\text{C}$ -on csíráztatott, egymástól egyenlő távolságra 10 db öt napos uborka (Smaragd) szikleveleket zöld fényrel megvilágított helyiségben Petri csészékbe, fent leírt módon előkészített algaki-

vonattal átitatott szűrőpapír korongokra helyeztem. A negatív kontrollt 3 ml desztillált víz, a pozitív kontrollt a vizsgálatnak megfelelően 3-3 ml indolil-3-vajsav (IBA) illetve kinetin (KIN) különböző (0,1; 0,3; 0,5; 1 és 3 mg/l) koncentrációi képezték. Valamennyi kezelést 4 ismétlésben állítottam be. A hormon-hatás kalibrációs görbáját a 4 alkalommal megismételt kontroll-kezelések átlaga képezte. Az algakivonatok hormonszerű hatásainak értékelésére egytényezős variancia-analízist használtam (Excel 5.5).

2.1.9. Csíranövény-teszt élő algatenyészet hatásának vizsgálatára

A talajalgák és magasabbrendű növények közötti közvetlen kölcsönhatást módosított csíranövény-tesztel vizsgáltam (Németh 1998). A teszthez jó csírázási erélyű fehérmustár (*Sinapis alba*) magokat és előszaporított, táptalajra (Tamiya ill. Z-8 tápoldat, 1,5% agar) szélesztett algatenyészetet használtam. A korábban leírt tenyésztési feltételek mellett az algák szaporodásának exponenciális szakaszában, 30 órás megvilágítás után 0,3 ml algatenyszetet Petri-csészében (Ø 9 cm) előkészített steril táptalajon szélesztettem, és a lezárt edényeket egy héten át laboratóriumi körülmények között inkubáltam. A kontroll táptalajra 0,3 ml steril desztillált vizet juttattam, és hasonló módon inkubáltam. Egy hét elteltével a szélesztett táptalaj felszínét egyenletesen fejlődött algabevonat borította. 30 db mustármagot egymástól egyenlő távolságra az agar felszínére helyeztem steril körülmények között. A fehérmustár-magok felületét a kísérlet előtt sterilizáltam: steril üvegben 70%-os etanollal átmostam, majd 1/3 Domestos és 2/3 steril desztillált víz elegyében 6 percen keresztül ráztam. Ezt követően a folyadékot leöntöttem, és a magokat alaposan átmostam steril desztillált vízzel.

A kísérletet 4 ismétlésben állítottam be. 72 óra inkubációs idő elteltével a mustármagok csírázását értékeltem, valamint mértem a gyökerek és a hipokotil hosszát. Az algatenyészetek hatásának értékeléshez egytényezős variancia-analízist használtam (Excel 5.5).

2.2. Kísérleti eredmények

2.2.1. Mintavételi területeken tett megfigyelések

Az I.a mintázó területet áprilisban szántották, májusban vetették takarmánykukoricával, amely szeptemberre teljesen zárt, két méternél is magasabb állományt alkotott, kevés fényt engedve a talajfelszínre. A novemberi betakarítás után tarlómaradványok borították a talajt az utolsó mintavételezésig. Az I.b területet júniusban kaszálták. A II.a jelű levendulásban áprilisban, augusztusban és márciusban mechanikai gyomirtást végeztek. A levendulatövek sorközében egész év alatt nem kellett számolni árnyékoló hatással. A II.b területet júliusban kaszálták. A III.a területen szántást követően áprilisban vetettek napraforgót. Az állomány fejlődése során a mintázott sorközök mindvégig elegendő fényhez jutottak. Augusztusban a tövek környékén kiterjedt algabevonatokat figyeltem meg. Az októberi mintázásnál már letakarították a napraforgót és csávázott őszi búzát vetettek a területre. A III.b terület évtizedek óta bolygatatlan, helyenként több, mint 10 cm vastagságban növénymaradványok borították, így a talajfelszín alig, vagy egyáltalán nem kapott fényt.

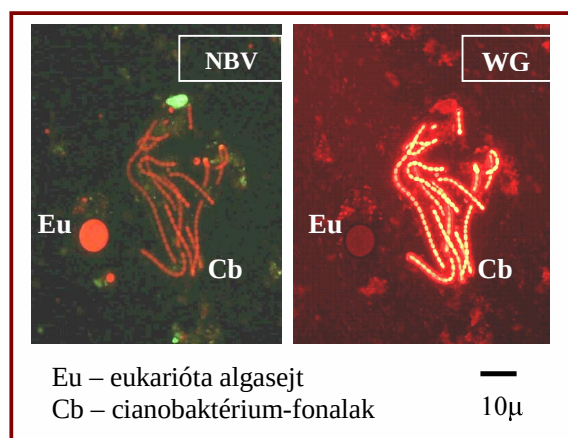
A növényállományokban elvégzett egyszeri fénymérés (LI-COR radiométer, Q 10762 quantum-szenzor) eredményei alapján a talajfelszínre jutó fotoszintetikusan aktív sugárzás növekvő mennyisége szerint a területek az alábbi sorrendet követik: III.b < I.a < II.b < III.a < II.a < I.b.

Valamennyi területen a talajminták abszolút nedvességtartalma januárban nagyobb, áprilisban pedig egy kisebb csúcsot mutatott. A felszín talajnedvessége ekkor valamennyi területen nagyobb volt, mint a mélyebb (1-10 cm) rétegekben. A műveletlen területek talajfelszíni rétegében mért abszolút talajnedvesség januárban meghaladta a 100%-ot, s ez együtt járt az egész évre vonatkoztatva ebben a hónapban mért legalacsonyabb, negatív hőmérsékleti értékkel. Legkevesebb talajnedvesség a nyár végi, kora őszi hónapokban, leginkább szeptemberben mutatkozott. Ekkor a művelt talaj felszíni rétege lényeg-

gesen kevesebb (4-10%) vizet tartalmazott, mint a kaszálórétek (16-23%). Általánosan megállapítható, hogy mindhárom talajtípuson a műveletlen területeket egész évben nagyobb nedvességtartalom jellemezte. Az év folyamán átlagosan a legnagyobb, 50% körüli abszolút nedvességtartalommal a II.b terület rendelkezett. A többi talajban ez az érték 20-40% körül alakult. A vizsgált időtartamban mért abszolút talajnedvesség százalékos értékeit mellékletben tüntettem fel (Melléklet /2. táblázat).

2.2.2. A sejtszámlálás eredményei

A mikroszkópos sejtszámláláshoz alkalmazott szűrők (NBV, WG) segítségével az eukarióta algasejtek és a cianobaktériumok jól elkülöníthetők voltak egymástól, így a vizsgálat céljának teljes mértékben megfeleltek (2.2. ábra). A kísérleti területeken megfigyelt, és egy cm^3 talajra átszámított sejtszámadatokat algacsoportonként, a teljes vizsgálati időtartamra vonatkozóan mellékletben közlöm (Melléklet /3-5. táblázatok).



2.2. ábra: A szűrők működését szemléltető fluoreszcens fotók

A vizsgált algacsoportok abundanciájának havonkénti változását a felszíni (0-1 cm) és mélyebb (1-10 cm) talajrétegekben, a mellékletekben közölt

grafikonok mutatják (Melléklet /1-3. ábrák). Nagyobb alga-abundancia figyelhető meg a nyári hónapokban, és egyes esetekben télen is mutatkozik csúcs a sejtszámokban.

Az 1 cm³ talajban lévő cianobaktérium-sejtszám (Cb) havonkénti változása talajtípusonként jelentősen eltérő képet mutat. Míg láptalajon és rendzinán átlagosan 150-250-szer több sejt volt mérhető a felszínen, mint mélyebben, addig az erdőtalajon ez az arány alig éri el a 10-et. Különösen nagy, éves átlagban 460-szoros eltérés mutatkozott – júniusi és novemberi 1700-szoros kiugró értékekkel – rendzina talajon levendula művelés alatt. Mind közül a legalacsonyabb abundancia erdőtalajon, bolygatatlan gyepterületen (III.b) volt kimutatható.

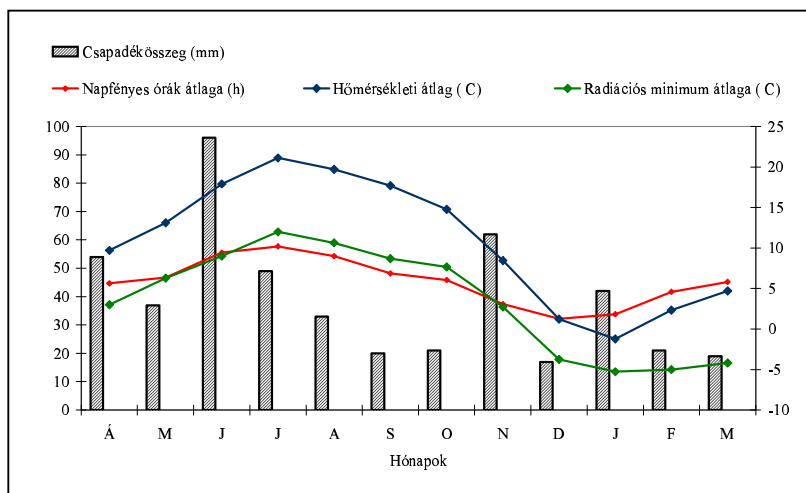
A kovamoszatok (D) abundanciájában láptalajon és rendzinán éves átlagban 30-40-szeres különbség volt a felszíni és mélyebb rétegek között. Ennek mintegy háromszorosa mutatkozott láptalajon, kukorica művelésnél (I.a), míg az arány - hasonlóan a cianobaktériumoknál leírtakhoz – csupán átlagosan 10-szeres volt barna erdőtalajon.

Az egyéb eukarióta algacsoport (Eu-D) abundanciájában éves átlagban 50-szeres különbség mutatkozott a felszínen élő sejtek javára. Hasonlóan a többi algacsoportnál is megfigyeltekhez, az abundancia-értékek barna erdőtalajon a legkisebbek, itt a felszínen és a mélyebb rétegekben előforduló algasejtek aránya is csupán 10-20, míg közel 100-szor több algasejt volt mérhető láptalajon, kukorica művelésnél (I.a).

2.2.3. Vizsgált környezeti paraméterek

A vizsgált meteorológiai tényezők éves alakulását a 2.3. ábra mutatja. A napi megvilágítás hossza és a hőmérséklet változása szoros összefüggést mutatott. Ennek megfelelően a mintagyűjtések közötti időtartamra vonatkozó legmagasabb hőmérsékleti értékek illetve a legtöbb napos órák száma is július hónapra esett. A hőmérsékleti minimumértékek januárban, a legkevesebb napos órák decemberben jelentkeztek. A havonként lehullott összes csapadék június-

ban mutatott maximumot, kisebb csúcsok jelentkeztek még áprilisban és novemberben. A legkevesebb csapadék kora ősszel (szeptember-október) illetve decemberben esett. A szeptemberi csapadék-minimum az év folyamán ebben a hónapban mért legkevesebb abszolút talajnedvességben is megmutatkozott.



2.3. ábra: A meteorológiai tényezők alakulása a vizsgált időtartamban

A talajvizsgálati eredményeket, valamint a meteorológiai tényezők mért és összegyűjtött adatait mellékletben közlöm (Melléklet /6-10. táblázatok). A szemcsefrakciók arányának ismeretében az I.a és II.a vályogtalajok, az I.b és II.b homokos vályogtalajok, a III.a,b pedig agyagos vályogtalajok. A leiszapolható rész aránya mindhárom talajtípuson a művelt területeken nagyobb. A művelés hatása mutatkozik a talajok kötöttségében is, mindhárom esetben a műveletlen területek Arany-féle kötöttségi száma meghaladta ugyanazon talajtípuson a művelésbe vont területeken mért értéket. Hasonló az összefüggés a humusz- és szulfáttartalommal is. A vízben oldható sók mennyisége egyik talajon sem jelentős. Össznitrogén tartalom tekintetében az I.a, II.b és III.b talajok jól-, a többi talaj közepesen ellátottnak minősíthető. Mind a szervesen nitrogénformák (NH_4^- , NO_2^- , NO_3^- -N) mind az össznitrogén mennyisége a levendula

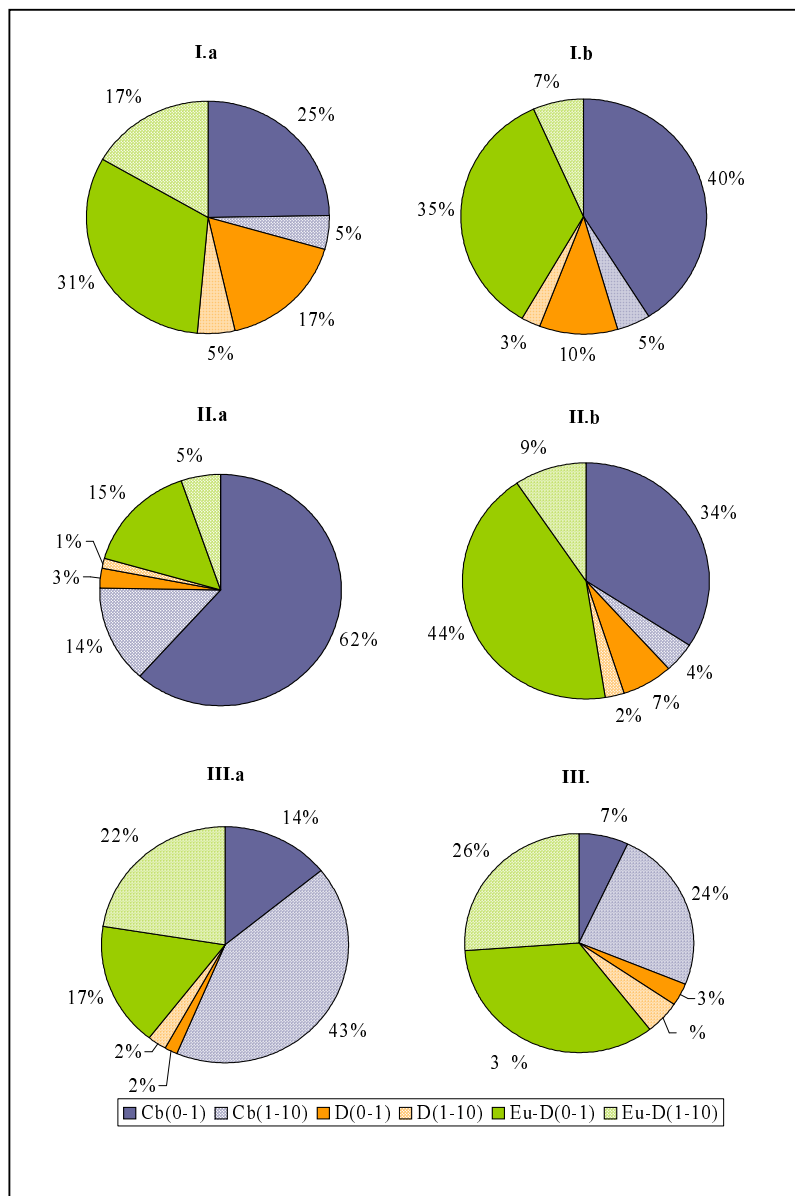
ültetvény talajában volt a legkevesebb. A három vizsgált talajtípus közül a Ramann-féle barna erdőtalaj (III.a, III.b) volt oldható foszfáttartalomban a leggazdagabb, a talajoldat káliumtartalma tekintetében pedig a láptalaj (I.a, I.b) a legszegényebb. A III.a talaj relatíve nagy koncentrációval rendelkezett vasban és egyes könnyen oldódó mikroelemekben (Mn, Cu, B, Al, Co, Ni, Pb), melyek jobb oldhatóságát magyarázhatja e talaj gyengén savas kémhatása. Az I.a gyengén lúgos, míg a többi talaj KCl-ban mért pH-értéke semleges.

2.2.4. Az alga-együttes jellemzése, a számított biomassza

A vizsgált talajok cianobaktériumainak túlnyomó többségét fonalas szerveződésű fajok alkották, kisebb számban a talajfelszínen egysejtűeket is megfigyeltem. Utóbbiakat az I.a, illetve II.a és II.b talajok mélyebb rétegében csupán egy-két alkalommal találtam, az I.b talajban pedig egész évben nem sikerült megfigyelnem. Barna erdőtalajon (III.a,b) ellenben az említett talajréteg cianobaktérium közösségét a többségben lévő egysejtűek képezték. Az eukarióta talajalgáknál az egysejtű szerveződésűek domináltak valamennyi talaj teljes vizsgált mélységében, őket a sejtársulást alkotó fajok követték, majd legkevesebb sejtszámmal a fonalas zöld és sárgászöld algák képviselték magukat. Ez utóbbiakat csaknem egész éven át sikerült megfigyelnem az I.a,b és II.b talajok felszínén (0-1 cm), míg a II.a jelű területen csupán a nyári hónapokban voltak láthatóak, a talajok 1-10 cm-es rétegében pedig csak elvétve, vagy egyáltalán nem voltak megtalálhatók. A kovamoszatokat legnagyobb számban a *Pennales* rendhez tartozó fajok képviselték.

Az algacsoportok százalékos megoszlása tekintetében a vizsgált talajok különböznek egymástól. Az eredményekből – az abundancia-értékek éves átlagából számítva – megállapítható, hogy a cianobaktériumok az összes alga-sejtszámnak átlagosan legalább 30%-át alkotják (2.4. ábra). Kiemelkedően nagy arányt (76%) mutatnak a levendula-ültetvény (II.a) esetében. A kovamoszatok legnagyobb arányban láptalajban fordultak elő (13 és 22%), másik két talajtípuson a

művelt területeken (II.a, III.a) egyformán 4%, bolygatatlan talajban (II.b, III.b) pedig 8 illetve 9% volt a részesedésük.



2.4. ábra: Az alcsoportok százalékos megoszlása a vizsgált talajokban

A többi eukarióta algát tekintve a legkevesebb arányt (20%) a vizsgált talajok közül a levendulaföldön érték el. Megállapítható, hogy átlagosan a talajokban mért összes alga-sejtszámnak 40-50%-át képviselik. Relatív többséget alkottak (61%) a mindszenkállai bolygatatlan gyepterületen (III.b).

A talajok aktív alगतömegének becsléséhez megfigyelési csoportonként a leggyakrabban előforduló fajok sejtméreteit használtam (Melléklet /4. ábra). Valamennyi talaj cianobaktérium flórájában *Nostoc* és *Cylindrospermum* fajok voltak többségben, kovaalgák közül *Navicula* spp.-t figyeltem meg legtöbbször. Az egyéb eukarióta algák csoportját zömmel zöldalgák képviselték, leginkább *Chlorella*, *Chlorococcum*, *Tetracystis*, és *Chlamydomonas* fajok fordultak elő. Az algasejtek térfogatszámításához használt képletek a 2.5. ábrán szerepelnek, a sejtsűrűséget egységesen $1\text{g}/\text{cm}^3$ -nek vettem. A megadott paraméterekkel számolva tehát egy cianobaktérium sejt becsült tömege $0,458 \cdot 10^{-10}$ g, egy kovaalga sejt becsült tömege $4,712 \cdot 10^{-10}$ g, egy Eu-D csoportba tartozó algasejt becsült tömege pedig $9,048 \cdot 10^{-10}$ g.

A vizsgált talajokban az év folyamán mért átlagos sejtszámokat algacsoportonként és összesítve, az ezekhez az értékekhez tartozó becsült biomasszáat az előbbi felosztásban, továbbá a minimális és maximális összes sejtszámhoz tartozó becsült biomassa értékeket, valamint a sejtszámok éves mértani középértékéből számított biomasszáat a teljes vizsgált talajrétegre (0-10 cm) vonatkozóan a 2.2. táblázatban közlöm.

Megállapítható, hogy a talajok a vizsgált 0-10 cm-es rétegben átlagosan legalább 1 kg/ha aktív alगतömeggel rendelkeznek, a területek közül a teljes vizsgálati periódusban megfigyelt legtöbb biomassa (80 kg/ha) a kukorica művelésű láptalajban mutatkozott. Az éves adatsorok számtani átlaga alapján számított biomassa valamennyi esetben túlbecsli a talajok aktív alगतömegét egyes hónapok kiugró sejtszám-értékeinek köszönhetően, ezért a mértani átlag figyelembe vételét javaslom, mert ez jobban közelíti a valóságot. Lényegesnek

találom a talajalgák biomassza-becslésekor a cianobaktériumok és eukarióta algák arányának figyelembevételét, mert ezek sejttömege jelentősen eltérhet. A nagy sejtszámok így nem minden esetben járnak együtt nagy biomassza értékkel, erre példa a cianobaktériumokban kiugróan gazdag, legnagyobb átlagos sejtszámot mutató II.a talaj, mely biomassza tekintetében csupán a harmadik.

2.2. táblázat: Átlagos sejtszám-értékek, és a számított aktív alga biomassza a teljes vizsgált talajrétegben (0-10 cm)

0-10 cm talajrétegben		I.a	I.b	II.a	II.b	III.a	III.b
Átlagos sejtszámok (10 ³ db/cm ² talaj)	Cb	102	82	332	62	213	13
	D	83	11	16	12	15	4
	Eu-D	184	48	84	78	142	29
	Összesen	369	141	432	152	370	46
Becsült biomassza (kg/ha)	Cb	0,467	0,378	1,522	0,283	0,976	0,061
	D	3,925	0,527	0,747	0,566	0,719	0,177
	Eu-D	16,664	4,325	7,564	7,093	12,882	2,634
	Összesen	21,056	5,229	9,834	7,941	14,577	2,873
	Min.	1,045	1,346	1,497	1,738	2,437	1,103
	Max.	79,946	13,297	23,099	13,887	35,632	6,039
	Mértani átlag	11,184	4,296	7,124	6,943	10,694	2,466

2.2.5. Környezeti hatások vizsgálata variancia-analízissel

A talajtípus (Tt), hónapok (H), művelés (M) és talajmélység (Tm) főhatását, illetve elsődrendű kölcsönhatásaik szerepét az algacsoportok mennyiségi változásaiban a 2.3. variancia táblázat mutatja. Az érthetőség kedvéért fontosnak tartom e pontban tisztázni a fenti fogalmak jelentését. Mind a talajtípus, mind a hónapok, művelés és talajmélység hatásának hátterében konkrét kémiai

és fizikai talajtulajdonságok vagy meteorológiai paraméterek állnak, mint például kötöttség, nitrát-tartalom, kémhatás, csapadékmennyiség, fényintenzitás, spektrális összetétel stb., melyek összességének hatása érvényesül az algasejtszámoknak a talajtípusok, hónapok, a két vizsgált talajmélység, és a művelt és bolygatatlan területek között észlelt különbségekben.

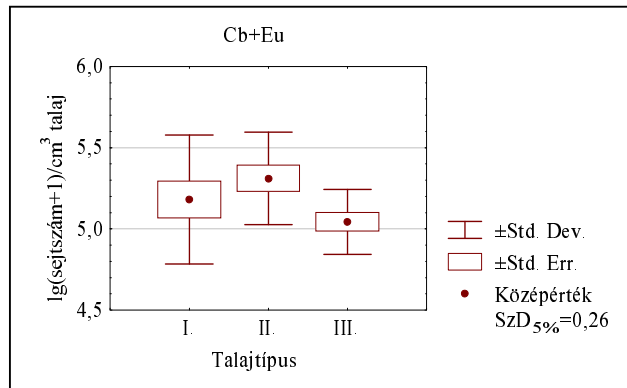
2.3. táblázat: A csoportosító tényezők hatása az algacsoportok mennyiségére

Tényező	df	Cb			D			Eu-D		
		SS	SS%	MS	SS	SS%	MS	SS	SS%	MS
Tt	2	3,68	2,2	1,84**	4,60	5,0	2,30**	0,19	0,2	0,10
H	11	3,76	2,3	0,34	3,58	3,9	0,33**	5,15	5,1	0,47**
M	1	12,11	7,4	12,11*	3,62	3,9	3,62**	2,19	2,2	2,19**
Tm	1	80,5	48,9	80,5**	51,45	55,3	51,45*	66,22	65,9	66,22*
Tt x H	22	9,68	5,9	0,44*	7,54	8,1	0,34**	6,37	6,3	0,29**
Tt x M	2	5,65	3,4	2,82**	1,33	1,4	0,67**	1,68	1,7	0,84**
Tt x Tm	2	20,87	12,7	10,44*	4,69	5,0	2,35**	3,47	3,5	1,74**
H x M	11	6,61	4,0	0,60**	3,90	4,2	0,35**	1,74	1,7	0,16
H x Tm	11	2,52	1,5	0,23	2,49	2,7	0,23	2,60	2,6	0,24
M x Tm	1	0,12	0,1	0,12	0,002	0,0	0,002	0,53	0,5	0,53*
Hiba	79	19,10	11,6	0,242	9,738	10,5	0,123	10,31	10,3	0,131
Összes	143	164,6	100	-	93,0	100	-	100,5	100	-

Magyarázat: Hiba = legalább másodrendű kölcsönhatásokból képzett súlyozott átlag

P<0,05*, P<0,01**

A talajtípus (Tt) – amint azt az alga-abundancia értékek is mutatták - meghatározó lehet a talajalgák előfordulási gyakoriságára. A három talajtípust összehasonlítva a rendzina talajok (II.) összes algatartalma (Cb+Eu) szignifikánsan nagyobb (P=5%), mint a Ramann-féle barna erdőtalajoké (III.), ahol egyben a sejtszámadatokban egész évben a legkisebb variancia mutatkozott (2.5. ábra). A láptalajok összes algatartalma nem különbözött jelentős mértékben a két említett talajtípustól. Ez annak is betudható, hogy a havonkénti sejtszámok között itt volt a legnagyobb a szórás, és egyben láptalajban (I.a) mértem valamennyi terület közül egész évben a legtöbb ($1,3 \cdot 10^6$ db/ cm², 0-10 cm), és legkevesebb ($1,8 \cdot 10^4$ db/ cm², 0-10 cm) alga sejtszámot.



2.5. ábra: Talajtípus-hatás az alga abundanciára

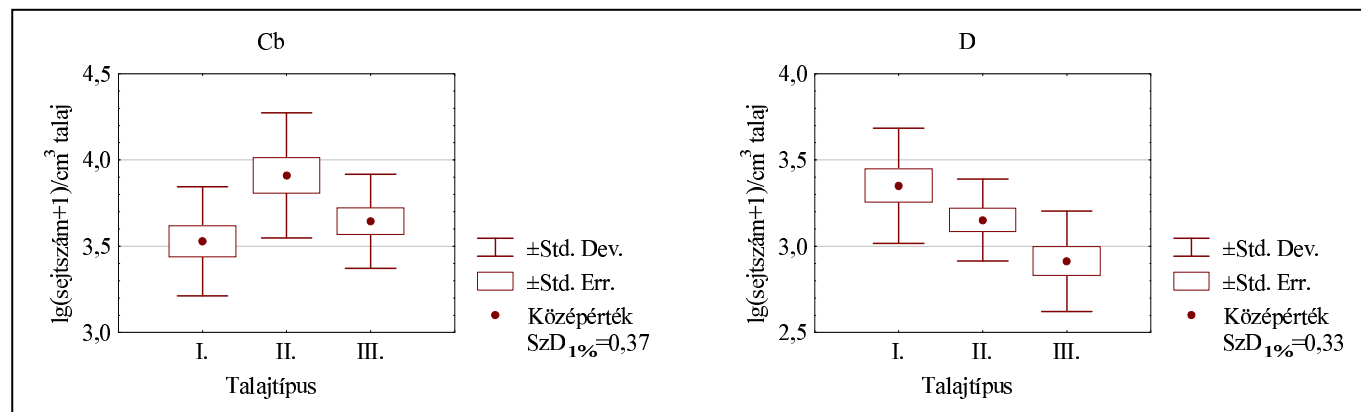
Algacsoportok szintjén vizsgálva a fenti összefüggést, az tapasztalható, hogy a talaj típusa a cianobaktériumok és kovamoszatok egyedsűrűségére szignifikáns hatással van, míg a többi eukarióta alga sejtszámát ez a tényező nem befolyásolja jelentős mértékben. A cianobaktériumok szaporodásának a rendzina talaj kedvezett leginkább, és a láptalaj legkevésbé. E talajtípusok között az abundanciában már $P=1\%$ -os valószínűségi szinten is különbség mutatkozik. Az átlagos kovaalga sejtszám láptalajban a legnagyobb, szignifikáns eltérés ($P<1\%$) a barna erdőtalajhoz viszonyítva jelentkezik (2.6. ábra).

A hónapok hatása (H) a talajok összes algatartalmának tavasszal mért minimumában és a nyári hónapokban mutatkozó maximumban nyilvánult meg. Algacsoportokra lebontva ez a tényező leginkább az eukarióta algák időszakosan mutató, jelentős sejtszám-változásait magyarázhatja (2.7. ábra), amikor is egész évre vonatkoztatva a legkisebb sejtszámmértékeket április és május hónapokban mértem. Egyértelmű csúcsot ($P<1\%$) a nyári hónapok abundanciaértékei mutattak, de a tavaszi minimumhoz viszonyítva a téli és kora tavaszi sejtszámok (nov., dec., jan., márc.) is szignifikánsan ($P<5\%$) nagyobbak voltak.

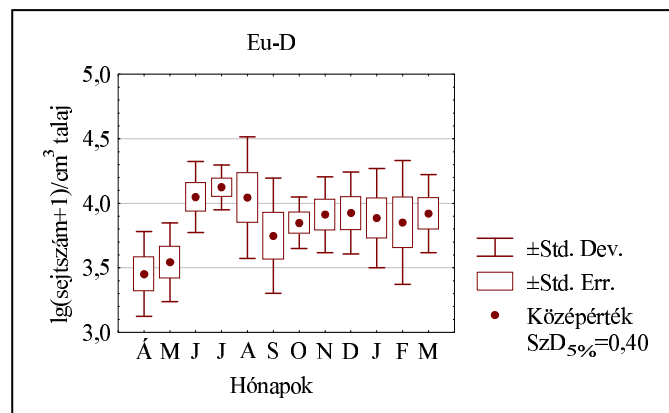
A művelés hatását (M) tekintve megállapítható, hogy a művelt talajok átlagos összes algatartalma ($2,7 \cdot 10^5$ db sejt/cm³) a teljes vizsgált talajrétegben már $P=0,1\%$ hibaszinten is nagyobb a bolygatatlan talajokéhoz ($8,5 \cdot 10^4$ db sejt/cm³) viszonyítva (2.8. ábra).

Hasonlóan jelentős az eltérés a két vizsgált talajmélység (Tm) között. Egy cm³ talaj a felszínen szignifikánsan ($P<0,1\%$) több algasejtet tartalmaz, mint a mélyebb rétegekben (2.9. ábra). A területek átlagában a teljes vizsgált talajréteg algatartalmának közel 70%-a a felszínen található, míg a megmaradó 30% az 1-10 cm-es talajrétegben oszlik el. A művelés és a talajmélység fent vázolt hatása az algacsoportokon belül is megnyilvánul.

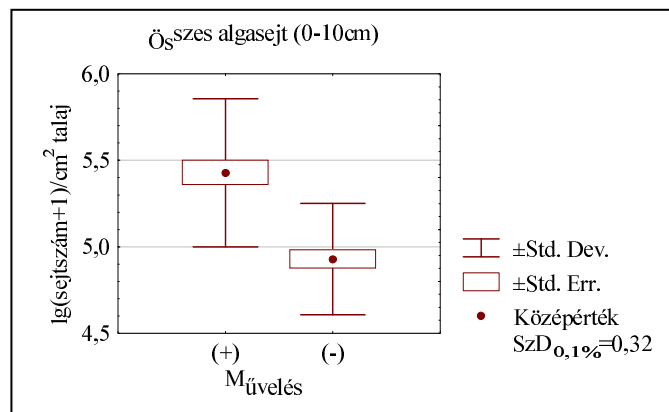
A talajtípus és hónapok együttes hatását (Tt x H) vizsgálva az algasejtszámokra, szembevetendő a júniusi eltérő viselkedés a különböző talajtípusokban: míg az összes sejtszám növekedése láptalajban ugrásszerű, rendzinán kisebb mértékű volt, addig barna erdőtalajban enyhe csökkenést mértem ebben a hónapban (2.10. ábra). A nyári csúcsot követően rendzinán már augusztusban, láptalajban szeptemberben, barna erdőtalajon pedig csak októberben mutatkozott jelentős sejtszám-csökkenés. A Cb-számban egy kisebb csúcs a téli hónapokban (dec., jan.) is jelentkezett, ami rendzina talajban volt a legkifejezettebb.



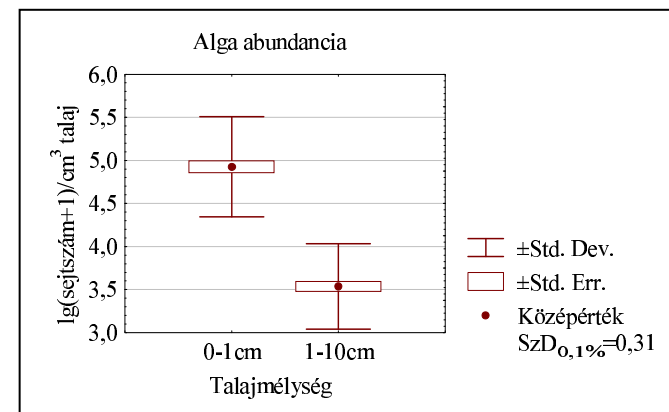
2.6. ábra: A talajtípus hatása a cianobaktériumok (Cb) és kovamoszatok (D) abundanciájára



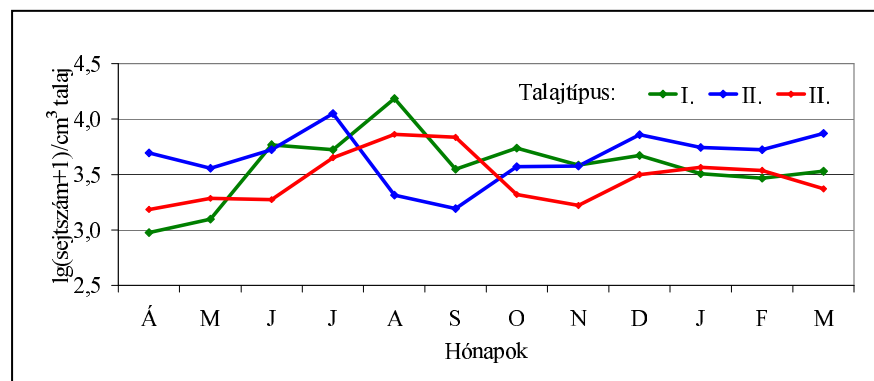
2.7. ábra: Hónap-hatás az "egyéb" eukarióta algák (Eu-D) mennyiségi előfordulására



2.8. ábra: A művelés hatása a talajalgák abundanciájára

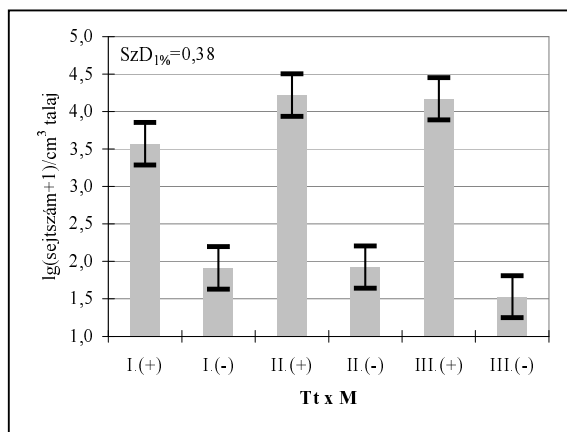


2.9. ábra: A talajmélység hatása az alga abundanciára



2.10. ábra: Összes sejtszám változása a talajtípus és hónapok (Tt x H) függvényében

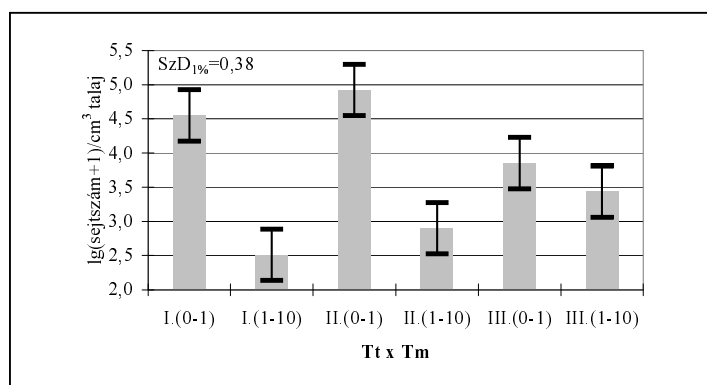
A művelt területek összes algatartalmában a különböző talajtípusok között (Tt x M) nincs érdemleges különbség, a műveletlen területek esetében a barna erdőtalaj szignifikánsan ($P < 1\%$) kevesebb algasejtet tartalmaz, mint a másik két kaszáló talaja. Az már ismert, hogy a művelt és bolygatatlan talajok összes algatartalma között jelentős eltérés van, érdemes azonban megemlíteni, hogy ennek a különbségnek a mértéke láptalajon és rendzinán 2,6-2,8-szoros, míg barna erdőtalajon több, mint nyolcszoros. Valamennyi terület közül kovamoszatokban a művelt láptalaj a leggazdagabb, a barna erdőtalajon fejlődött rét talaja pedig a legszegényebb. Jelentős ($P < 1\%$) eltérés mutatkozott D-sejtszámban a láptalaj javára, a művelt területeket összevetve. Az Eu-D csoport mennyiségében különbség a talajtípusok között csupán műveletlen területen jelentkezett úgy, hogy a rendzina talaj jelentősen több sejtet tartalmaz, mint a másik két talajtípus. Rendzina talajokon, a művelt és műveletlen területek között nem volt számottevő mennyiségi különbség, ellenben jelentős mértékű eltérés figyelhető meg ennek a csoportnak az összes algasejtszámhoz viszonyított arányában (2.4. ábra). A Cb mennyiségi változásait e kölcsönhatás függvényében a 2.11. ábra szemlélteti.



2.11. ábra: A talajtípus és művelés hatása (Tt x M) a cianobaktériumokra

Az oszlopdiagram jól mutatja, hogy a művelt és bolygatatlan területeket összevetve Cb-számban láptalajban a legkisebb az eltérés, továbbá a művelt területek közül itt (I.a) mértem a legkevesebb sejtszámot, bolygatatlan területek közül viszont barna erdőtalajban (III.b).

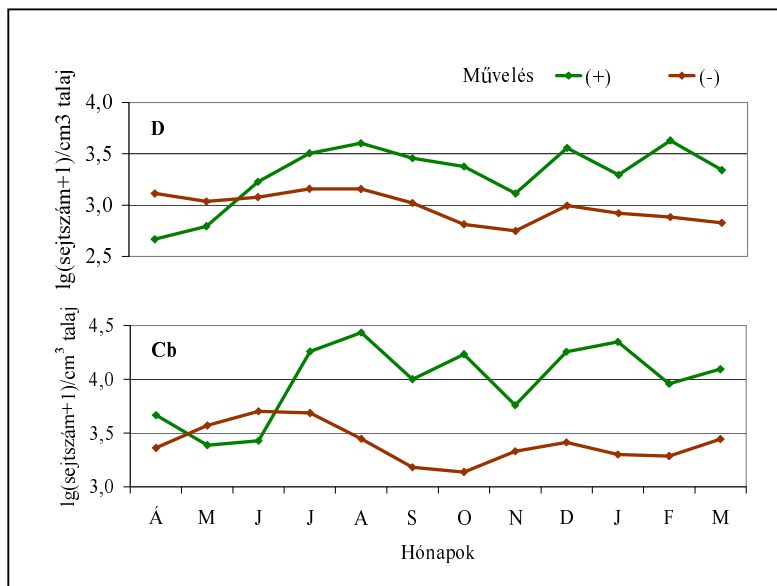
A főhatások vizsgálatakor az is nyilvánvalóvá vált, hogy az algasejtek legnagyobb arányban a felszíni talajrétegekben találhatók. A vizsgált teljes talajmélység (0-10 cm) algartalmának átlagosan 70-80%-a figyelhető meg a művelt területek felszíni 1 cm-es rétegében lúp- és rendzina talajokban, sőt ennél is nagyobb arányt képviselnek a felszínen élő algák e talajtípusok bolygatatlan területein. Ettől eltérő viselkedés mutatkozik barna erdőtalajon, ahol művelt területen 33:67%, bolygatatlan gyepterületen pedig 45:55% a felszínen és mélyebben élő algák aránya a teljes vizsgált talajréteget tekintve. A talajtípus és talajmélység kölcsönhatását (Tt x Tm) tekintve az egyes algacsoportok esetében eltérések mutatkoznak. D-számban a talajtípusok között csupán a felszíni réteg abundanciájában mutatkozik különbség oly módon, hogy a barna erdőtalaj szignifikánsan kevesebb algasejtet tartalmaz, mint a másik két vizsgált talajtípus. Az Eu-D csoport esetében a talajtípusok között hasonló összefüggés a mélyebb talajrétegekben is megmutatkozik.



2.12. ábra: A talajtípus (Tt) és talajmélység (Tm) hatása a cianobaktériumokra

Tőlük eltérően a Cb egyedsűrűségben a három talajtípus és a két talajmélység között is mérhető szignifikáns ($P < 1\%$) különbség (2.12. ábra). Mind közül a legnagyobb Cb-sejtszámok rendzina talajok felszínén mutatkoztak. A két talajréteg közötti eltérést vizsgálva a barna erdőtalaj különbözik a másik két talajtípustól, a felszíni abundanciát tekintve itt a legkevesebb, a mélyebb talajréteget nézve pedig a legtöbb a cianobaktériumok száma.

Míg a hónaphatás önálló tényezőként a Cb egyedsűrűséget nem befolyásolta, addig ennek a műveléssel együttes hatása (H x M) már jelentősnek mutatkozik. Ez a kölcsönhatás befolyásolja a D-abundanciát is, ugyanakkor az Eu-D csoportra nincs lényeges hatással. A Cb és D algacsoportok esetében megfigyelhető, hogy a sejtszámok éves dinamikája művelt talajban intenzívebb, az év folyamán több, és erőteljesebb csúcs jelentkezik (2.13. ábra).



2.13. ábra: A hónapok és a művelés hatása a D és Cb csoportok mennyiségi változásaira

Kovaalgáknál két szignifikáns ($P < 5\%$) sejtszám növekedés mutatkozik művelt talajokban júniusban és decemberben. Ez a Cb-számban az év folyamán csupán egyszer, júliusban figyelhető meg. Bolygatatlan talajokban jelentős sejtszám-változás egész évben nem mérhető.

A fentiek részletesebb ismertetésére a szignifikánsnak mutakozó tényező-kombinációk és az alga sejtszámok változásainak kapcsolatát feltáró adatmátrixokat, továbbá a szignifikáns differencia értékeit mellékletben közlöm (Melléklet /11-13. táblázatok).

2.2.6. Környezeti hatások vizsgálata regresszió-analízissel

A talaj- illetve meteorológiai paraméterek összevonásával képzett főkomponensek mutatóit (Melléklet /14-15. táblázatok), valamint a talajjellemzők közötti korrelációs összefüggéseket mutató táblázatokat (Melléklet /16. táblázat) mellékletként közlöm. A vizsgált meteorológiai tényezők közül a hőmérsékletre (hőmérsékleti átlag és radiációs minimum átlaga), valamint a napos órák átlagára vonatkozó információt az első főkomponens (MC_I), a csapadékösszeget a második főkomponens (MC_{II}) tartalmazza. A talajvizsgálati adatok közül az első főkomponens (TC_I) a talajok mikroelem összetételét képviseli, a második főkomponens (TC_{II}) a kémhatást, só- és szénsavas mész-, K, Na, Mg és Hg tartalmat foglalja magában, a harmadik főkomponens (TC_{III}) a nitrogént, foszfort és cinket tartalmazza, a negyedik főkomponens (TC_{IV}) pedig főként a talajfizikai jellemzőket, a kötöttséget és humusztartalmat, továbbá a szulfátot, kadmiumot, és a nitrogén/foszfor arányt.

A főkomponensekkel számított többszörös regressziós egyenletekkel jól magyarázható egyes variancia-tényezőkön keresztül az algacsoportok sejtszám-beli varianciája. Így cianobaktériumok esetében a talajtípusok közötti eltérést $R^2=99,6\%$ -ban értelmezik a talajparaméterekből képzett főkomponensek, amiből a TC_{II} és TC_{III} hozzájárulása a legnagyobb mértékű. A főkomponensek ösz-

szetételének ismeretében mindez úgy értelmezhető, hogy rendszina talajokban a láptalajokhoz képest szignifikánsan nagyobb cianobaktérium jelenlétet az előbbi talajok nagyobb só-, kálium- és magnéziumtartalma, illetve kevesebb mész-, nátrium és felvehető nitrogéntartalma magyarázza. Kovaalgáknál ugyanakkor a láptalajokban mért nagyobb abundancia azok nagyobb mész- és nátriumtartalmával, illetve kisebb kálium és magnéziumtartalmával hozható összefüggésbe, a könnyen oldódó mikroelem koncentrációval szembeni érzékenység ennél a csoportnál nagyobb szerepet kap.

A művelés hatásából eredő variáciát a talaj-komponensek valamennyi algcsoport esetében $R^2=98\%$ -ban értelmezik, közülük is a TC_{IV} a legjelentősebb. Azonos talajtípuson a bolygatatlan területek a művelésbe vont talajokhoz képest nagyobb kötöttséggel, humusz- illetve szulfáttartalommal rendelkeznek, ami közvetve vagy közvetlenül gátolja a talajalgák fejlődését.

A meteorológiai főkomponensekkel képzett egyenletek szignifikanciája nem volt kimutatható, a többszörös korrelációkoefficiens-négyzetek is igen alacsony értéket ($R^2=5-21\%$) adtak, így tehát a hónaphatás önmagában vagy más tényezőkkel együttesen nem értelmezhető a két mintagyűjtés közötti időtartamra vonatkozó meteorológiai paraméterekkel.

A talaj- és meteorológiai komponensek hatását a sejtszámokra - valamennyi vizsgált variancia-tényezőre felbontva – algcsoportonként a 2.4. - 2.6. táblázatok mutatják, melyekből kiderül, hogy a cianobaktérium-csoport variáciájának $13,7\%$ -a, A kovaalga-csoport variáciájának $11,1\%$ -a, míg a többi eukarióta algák variáciájának csupán $3,5\%$ -a magyarázható főkomponenseken keresztül a vizsgált talaj- és meteorológiai paraméterekkel. A sejtszámok variáciájának okát tehát nagyobbbrészt általam nem vizsgált abiotikus és biotikus környezeti tényezőkben kell keresni.

2.4. táblázat: Talaj- és meteorológiai komponensek hatása a cianobaktériumok (Cb) sejtszámára a variancia tényezőkön keresztül

Var. tényező	SS%	Mutatók	TC _I	TC _{II}	TC _{III}	TC _{IV}	MC _I	MC _{II}	Össz.
Tt	2,2	β	-0,247	0,813*	-0,422	0,311	-	-	
		$\beta^2\%$	6,1	66,1	17,8	9,6	-	-	99,6
		$\beta^2 \times SS\%$	0,134	1,454	0,392	0,212	-	-	2,191
H	2,3	β	-	-	-	-	0,128	-0,314	
		$\beta^2\%$	-	-	-	-	1,6	9,8	11,5
		$\beta^2 \times SS\%$	-	-	-	-	0,038	0,226	0,265
M	7,4	β	0,405	-0,339	-0,35	0,761*	-	-	
		$\beta^2\%$	16,4	11,5	12,2	57,9	-	-	98,0
		$\beta^2 \times SS\%$	1,211	0,851	0,906	4,284	-	-	7,252
Tm	48,9	β	0,000	0,000	0,000	0,000	-	-	
		$\beta^2\%$	0,0	0,0	0,0	0,0	-	-	-
		$\beta^2 \times SS\%$	0,000	0,000	0,000	0,000	-	-	-
Tt x H	5,9	β	0,21**	-0,079	-0,21**	0,106	0,000	0,000	
		$\beta^2\%$	4,3	0,6	4,4	1,1	0,0	0,0	10,4
		$\beta^2 \times SS\%$	0,253	0,037	0,259	0,066	0,000	0,000	0,614
Tt x M	3,4	β	0,097	0,015	-0,115	-0,108	-	-	
		$\beta^2\%$	0,9	0,0	1,3	1,2	-	-	3,5
		$\beta^2 \times SS\%$	0,032	0,001	0,045	0,040	-	-	0,119
Tt x Tm	12,7	β	0,289*	-0,111	-0,293*	0,148	-	-	
		$\beta^2\%$	8,4	1,2	8,6	2,2	-	-	20,3
		$\beta^2 \times SS\%$	1,063	0,156	1,088	0,277	-	-	2,578
H x M	4,0	β	0,059	0,143	-0,182	-0,060	0,000	0,000	
		$\beta^2\%$	0,3	2,1	3,3	0,4	0,0	0,0	6,1
		$\beta^2 \times SS\%$	0,014	0,082	0,132	0,014	0,000	0,000	0,244
H x Tm	1,5	β	0,237	0,063	-0,383	0,214	0,000	0,000	
		$\beta^2\%$	5,6	0,4	14,7	4,6	0,0	0,0	25,3
		$\beta^2 \times SS\%$	0,224	0,016	0,588	0,184	0,000	0,000	0,38
M x Tm	0,1	β	0,084	0,206	-0,261	0,086	-	-	
		$\beta^2\%$	0,7	4,2	6,8	0,7	-	-	12,5
		$\beta^2 \times SS\%$	0,001	0,004	0,007	0,001	-	-	0,013
Össz.	88,4	$\beta^2 \times SS\%$	2,932	2,601	3,417	5,078	0,038	0,226	13,656

Magyarázat a 2.4. - 2.9. táblázatokhoz:

$P < 0,1^+$, $P < 0,05^*$, $P < 0,01^{**}$

β = standardizált regressziós együttható

2.5. táblázat: Talaj- és meteorológiai komponensek hatása a kovaalgák (D) sejtszámára a variancia tényezőkön keresztül

Var. tényező	SS%	Mutatók	TC _I	TC _{II}	TC _{III}	TC _{IV}	MC _I	MC _{II}	Össz.
Tt	5,0	β	-0,525	-0,647 ⁺	-0,469	-0,183	-	-	
		$\beta^2\%$	27,56	41,90	21,98	3,33	-	-	94,77
		$\beta^2 \times SS\%$	1,378	2,095	1,099	0,167	-	-	4,739
H	3,9	β	-	-	-	-	0,317	-0,342	
		$\beta^2\%$	-	-	-	-	10,03	11,71	21,74
		$\beta^2 \times SS\%$	-	-	-	-	0,391	0,457	0,848
M	3,9	β	0,405	-0,339	-0,350	0,761*	-	-	
		$\beta^2\%$	16,36	11,50	12,25	57,89	-	-	98,00
		$\beta^2 \times SS\%$	0,638	0,449	0,478	2,258	-	-	3,822
Tm	55,3	β	0,000	0,000	0,000	0,000	-	-	
		$\beta^2\%$	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-	0,00
		$\beta^2 \times SS\%$	0,000	0,000	0,000	0,000	-	-	0,000
Tt x H	8,1	β	0,120	-0,067	-0,063	0,166	0,000	0,000	
		$\beta^2\%$	1,44	0,44	0,40	2,75	0,00	0,00	5,03
		$\beta^2 \times SS\%$	0,117	0,036	0,032	0,223	0,000	0,000	0,408
Tt x M	1,4	β	0,036	0,004	0,009	0,009	-	-	
		$\beta^2\%$	0,13	0,00	0,01	0,01	-	-	0,15
		$\beta^2 \times SS\%$	0,002	0,000	0,000	0,000	-	-	0,002
Tt x Tm	5,0	β	0,182	-0,101	-0,096	0,251	-	-	
		$\beta^2\%$	3,30	1,01	0,92	6,31	-	-	11,55
		$\beta^2 \times SS\%$	0,165	0,051	0,046	0,316	-	-	0,577
H x M	4,2	β	-0,086	-0,147	-0,100	-0,034	0,000	0,000	
		$\beta^2\%$	0,73	2,15	0,99	0,11	0,00	0,00	3,99
		$\beta^2 \times SS\%$	0,031	0,090	0,042	0,005	0,000	0,000	0,168
H x Tm	2,7	β	-0,004	-0,325	-0,258	0,184	0,000	0,000	
		$\beta^2\%$	0,00	0,11	0,07	0,03	0,00	0,00	0,21
		$\beta^2 \times SS\%$	0,000	0,285	0,180	0,092	0,000	0,000	0,556
M x Tm	0,002	β	-0,129	-0,220	-0,150	-0,051	-	-	
		$\beta^2\%$	0,02	0,05	0,02	0,00	-	-	0,09
		$\beta^2 \times SS\%$	0,000	0,000	0,000	0,000	-	-	0,000
Össz.	89,5	$\beta^2 \times SS\%$	2,331	3,006	1,876	3,059	0,391	0,457	11,120

2.6. táblázat: Talaj- és meteorológiai komponensek hatása egyéb eukarióta algák (Eu-D) sejtszámára a variancia tényezőkön keresztül

Var. tényező	SS%	Mutatók	TC _I	TC _{II}	TC _{III}	TC _{IV}	MC _I	MC _{II}	Össz.
Tt	0,2	β	-0,261	0,802	-0,436	0,308	-	-	
		$\beta^2\%$	6,79	64,31	18,98	9,48	-	-	99,56
		$\beta^2 \times SS\%$	0,014	0,129	0,038	0,019	-	-	0,199
H	5,1	β	-	-	-	-	0,194	0,124	
		$\beta^2\%$	-	-	-	-	3,78	1,55	5,33
		$\beta^2 \times SS\%$	-	-	-	-	0,193	0,079	0,272
M	2,2	β	0,405	-0,339	-0,350	0,761*	-	-	
		$\beta^2\%$	16,36	11,50	12,25	57,89	-	-	98,00
		$\beta^2 \times SS\%$	0,360	0,253	0,269	1,274	-	-	2,156
Tm	65,9	β	0,000	0,000	0,000	0,000	-	-	
		$\beta^2\%$	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-	0,00
		$\beta^2 \times SS\%$	0,000	0,000	0,000	0,000	-	-	0,000
Tt x H	6,3	β	0,134	-0,042	-0,085	0,085	0,000	0,000	
		$\beta^2\%$	1,79	0,18	0,73	0,73	0,00	0,00	3,43
		$\beta^2 \times SS\%$	0,113	0,011	0,046	0,046	0,000	0,000	0,216
Tt x M	1,7	β	0,071	0,009	-0,032	-0,030	-	-	
		$\beta^2\%$	0,51	0,01	0,10	0,09	-	-	0,71
		$\beta^2 \times SS\%$	0,009	0,000	0,002	0,002	-	-	0,012
Tt x Tm	3,5	β	0,224	-0,071	-0,143	0,142	-	-	
		$\beta^2\%$	5,01	0,50	2,04	2,03	-	-	9,58
		$\beta^2 \times SS\%$	0,175	0,018	0,071	0,071	-	-	0,335
H x M	1,7	β	0,061	0,045	-0,052	-0,017	0,000	0,000	
		$\beta^2\%$	0,38	0,21	0,27	0,03	0,00	0,00	0,89
		$\beta^2 \times SS\%$	0,006	0,004	0,005	0,000	0,000	0,000	0,015
H x Tm	2,6	β	0,221	-0,012	-0,190	0,179	0,000	0,000	
		$\beta^2\%$	4,89	0,01	3,60	3,20	0,00	0,00	11,70
		$\beta^2 \times SS\%$	0,127	0,000	0,094	0,083	0,000	0,000	0,304
M x Tm	0,5	β	0,105	0,077	-0,089	-0,029	-	-	
		$\beta^2\%$	1,10	0,60	0,79	0,08	-	-	2,58
		$\beta^2 \times SS\%$	0,005	0,003	0,004	0,000	-	-	0,013
Össz.	89,7	$\beta^2 \times SS\%$	0,810	0,417	0,529	1,495	0,193	0,079	3,522

2.7. táblázat: Megfigyelési változók hatása a cianobaktérium-számra a variancia tényezőkön keresztül

Var. tényező	SS%	Mutatók	pH(KCl)	K _A	Humusz	NH ₄ , NO ₂ , NO ₃ -N	K ₂ O	Na	Mg	B	Cr	Hg	Pb	Össz-N	Csap.össz.	Hőm. átl.	Napf. órák átl.	pH(H ₂ O)	NT%	levegő hőm.	Összesen
Tt	2,2	β	0,139	-	-	-0,680*	0,536 ⁺	-0,081	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	99,81
		β ² %	-6,79	-	-	60,53	41,27	4,80	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,196
		β ² x SS%	-0,149	-	-	1,332	0,908	0,106	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
H	2,3	β	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,458*	-	0,446	-0,255	0,157	-	-
		β ² %	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13,21	-	-5,80	-0,51	2,05	-	8,95
		β ² x SS%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,304	-	0,134	0,076	0,007	-	0,521
M	7,4	β	0,465	-	-0,97**	-	-	-	-	-	-	0,419	0,474	-	-	-	-	-	-	-	99,26
		β ² %	10,23	-	72,76	-	-	-	-	-	-	13,42	2,85	-	-	-	-	-	-	-	7,397
		β ² x SS%	0,206	-	5,385	-	-	-	-	-	-	0,683	1,123	-	-	-	-	-	-	-	-
Tm	48,9	β	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,096	0,130	-	-
		β ² %	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,34	2,08	-	3,42
		β ² x SS%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,657	1,016	-	1,673
Tt x H	5,9	β	-	-0,180	-	-	-	-	-	0,177	-	-	-	-0,284*	-	-	-	-0,099	0,205	0,158	-
		β ² %	-	1,80	-	-	-	-	-	3,18	-	-	-	7,37	-	-	-	1,19	0,62	0,16	14,32
		β ² x SS%	-	0,106	-	-	-	-	-	0,188	-	-	-	0,435	-	-	-	0,070	0,036	0,009	0,845
Tt x M	3,4	β	-	-	-	-	-	-	-	-	0,091	-	-	-0,127	-	-	-	-0,112	0,226	0,181	-
		β ² %	-	-	-	-	-	-	-	-	0,91	-	-	1,65	-	-	-	1,35	3,39	0,36	7,66
		β ² x SS%	-	-	-	-	-	-	-	-	0,031	-	-	0,056	-	-	-	0,046	0,115	0,012	0,260
Tt x Tm	12,7	β	-	-	-	-	-	-	-	0,74**	-	-	-0,496	-0,421*	-	-	-	-	-	-	-
		β ² %	-	-	-	-	-	-	-	18,58	-	-	0,00	15,58	-	-	-	-	-	-	34,16
		β ² x SS%	-	-	-	-	-	-	-	2,360	-	-	-1,573	1,979	-	-	-	-	-	-	2,765
H x M	4,0	β	-	-	-	-	-	-	0,195	-	-	-	-	-0,141	-	-	-	-	0,219	0,123	-
		β ² %	-	-	-	-	-	-	3,71	-	-	-	-	2,39	-	-	-	-	2,63	0,12	8,85
		β ² x SS%	-	-	-	-	-	-	0,148	-	-	-	-	0,096	-	-	-	-	0,105	0,005	0,354
H x Tm	1,5	β	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,107	-	-	-0,211	-	-
		β ² %	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00	-	-	3,38	-	3,38
		β ² x SS%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,000	-	-	0,051	-	0,051
M x Tm	0,1	β	-	0,128	-	-	-	-	0,255	-	-	-	-	-0,201	-	-	-	-	-	-	-
		β ² %	-	0,00	-	-	-	-	6,89	-	-	-	-	-1,61	-	-	-	-	-	-	5,29
		β ² x SS%	-	0,001	-	-	-	-	0,007	-	-	-	-	0,005	-	-	-	-	-	-	0,013
Össz.	88,4	β ² x SS%	0,057	0,107	5,385	1,332	0,908	0,106	0,155	2,548	0,031	0,683	-0,450	2,571	0,304	0,000	0,134	0,850	1,331	0,027	16,076

2.8. táblázat: Megfigyelési változók hatása a kovaalga-számra a variancia tényezőkön keresztül

Var. tényező	SS%	Mutatók	pH(KCl)	K _A	CaCO ₃	Humusz	K ₂ O	Mg	Zn	Fe	Hg	Pb	Össz-N	N/P	leisz. rész	Csap.össz.	Hőm. átl.	Napf. órák átl.	pH(H ₂ O)	NT%	talaj hőm.	levegő hőm.	Összesen	
Tt	5,0	β	-	-	0,98**	-	0,116	-	-0,544	-	-	-	0,316	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		β ² %	-	-	89,22	-	-7,90	-	27,18	-	-	-	-8,84	-	-	-	-	-	-	-	-	-	99,66	
		β ² x SS%	-	-	4,461	-	-0,395	-	1,359	-	-	-	-0,442	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,983	
H	3,9	β	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,432	-0,428	0,45 ⁺	-0,236	-	-	0,60*	-	
		β ² %	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,43	0,43	-12,55	-7,33	-	-	23,34	4,32
		β ² x SS%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,471	-0,401	0,542	0,009	-	-	0,910	1,531
M	3,9	β	0,465	-	-	-0,97**	-	-	-	-	0,419	0,474	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		β ² %	10,23	-	-	72,76	-	-	-	-	13,42	2,85	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	99,26
		β ² x SS%	0,109	-	-	2,838	-	-	-	-	0,360	0,592	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,898
Tm	55,3	β	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,096	0,130	-	-	-	
		β ² %	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,34	2,08	-	-	3,42
		β ² x SS%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,743	1,149	-	-	1,892
Tt x H	8,1	β	-	-0,36*	-	-	-	-	-	0,105	-	-	-	-	-	-0,109	0,269	-	-0,154	0,306	-	-	-	
		β ² %	-	7,11	-	-	-	-	-	1,16	-	-	-	-	-	-	0,00	0,00	-	2,00	0,92	-	-	11,18
		β ² x SS%	-	0,576	-	-	-	-	-	0,094	-	-	-	-	-	-	0,000	0,000	-	0,162	0,074	-	-	0,906
Tt x M	1,4	β	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,220	-0,142	-	-	-	-0,205	0,192	-	0,278	-	
		β ² %	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,10	0,28	-	-	-	2,46	1,15	-	2,50	7,49
		β ² x SS%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,015	0,004	-	-	-	0,034	0,016	-	0,035	0,105
Tt x Tm	5,0	β	-	-0,32 ⁺	-	-	-	-	-	0,67*	-	-0,509	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,394	0,517	
		β ² %	-	9,60	-	-	-	-	-	10,65	-	-7,64	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-3,94	7,24	15,91
		β ² x SS%	-	0,480	-	-	-	-	-	0,532	-	-0,382	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,197	0,362	0,795
H x M	4,2	β	-	-0,241	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,23 ⁺	-0,114	0,284	-	-0,195	0,29 ⁺	-	-	
		β ² %	-	0,96	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5,13	0,00	0,00	-	1,56	4,65	-	-	12,31
		β ² x SS%	-	0,041	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,215	0,000	0,000	-	0,065	0,195	-	-	0,517
H x Tm	2,7	β	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		β ² %	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		β ² x SS%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
M x Tm	0,002	β	-	-	-	-	-	0,226	-	-	0,36*	-	-	-	-	-0,212	-	-	-	-	-	-0,397	0,518	
		β ² %	-	-	-	-	-	3,16	-	-	-	-4,33	-	-	-	7,20	-	-	-	-	-	4,87	6,04	16,95
		β ² x SS%	-	-	-	-	-	0,000	-	-	-	0,000	-	-	-	0,000	-	-	-	-	-	0,000	0,000	0,000
Össz.	89,5	β ² x SS%	0,109	1,096	4,461	2,838	-0,395	0,000	1,359	0,626	0,360	0,210	-0,442	0,015	0,219	0,471	-0,401	0,542	1,014	1,435	-0,197	1,307	14,628	

2.9. táblázat: Megfigyelési változók hatása egyéb eukarióta algák mennyiségére a variancia tényezőkön keresztül

Var. tényező	SS%	Mutatók	pH(KCl)	K _A	Humusz	NH ₄ ⁺ , NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Mg	SO ₄ -S	Zn	B	Hg	Pb	N/P	leisz. rész	Csap.össz.	Rad.min. átl.	Napf. órák átl.	pH(H ₂ O)	NT%	talaj hőm.	levegő hőm.	Összesen	
Tt	0,2	β β ² % β ² x SS%	0,165 -7,74 -0,015	- - -	-0,046 2,64 0,005	-0,658 58,15 0,118	- - -	0,605 44,96 0,092	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	98,01 0,200	
H	5,1	β β ² % β ² x SS%	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	0,298 -4,48 0,411	-0,511 15,32 0,781	-0,116 -2,55 0,089	- - -	- - -	0,142 3,85 0,160	12,14 1,441
M	2,2	β β ² % β ² x SS%	0,465 10,23 0,061	- - -	-0,970 72,76 1,601	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	0,419 13,42 0,203	0,474 2,85 0,334	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	99,26 2,199	
Tm	65,9	β β ² % β ² x SS%	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	-0,096 1,34 0,886	0,130 2,08 1,369	- - -	- - -	- - -	3,42 2,255
Tt x H	6,3	β β ² % β ² x SS%	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	-0,219 3,07 0,194	- - -	- - -	- - -	-0,208 1,45 0,092	- - -	-0,128 0,00 0,000	0,293 0,00 0,000	- - -	-0,233 3,49 0,220	0,271 2,17 0,137	- - -	- - -	- - -	10,19 0,642
Tt x M	1,7	β β ² % β ² x SS%	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	-0,142 0,28 0,005	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	-0,293 5,86 0,100	0,213 2,34 0,040	0,287 1,15 0,020	- - -	- - -	9,63 0,164
Tt x Tm	3,5	β β ² % β ² x SS%	- - -	-0,121 2,53 0,089	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	-0,214 5,14 0,180	0,109 2,28 0,080	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	-0,238 4,05 0,142	- - -	- - -	- - -	0,193 1,73 0,061	15,73 0,551
H x M	1,7	β β ² % β ² x SS%	- - -	-0,117 0,35 0,006	- - -	- - -	- - -	- - -	0,203 2,03 0,035	- - -	- - -	- - -	0,092 -0,18 -0,003	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	-0,127 1,53 0,026	0,287 4,02 0,068	- - -	- - -	0,204 0,00 0,000	7,75 0,132
H x Tm	2,6	β β ² % β ² x SS%	- - -	- - -	- - -	- - -	0,514 9,76 -0,093	- - -	-0,150 0,00 -0,074	- - -	-0,722 20,23 0,526	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	29,98 0,359
M x Tm	0,5	β β ² % β ² x SS%	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	0,318 5,40 0,017	- - -	- - -	- - -	0,131 -1,70 -0,002	- - -	- - -	-0,105 -2,44 0,001	- - -	- - -	- - -	-0,246 -2,22 0,010	- - -	- - -	- - -	0,199 1,48 0,006	0,51 0,031
Össz.	89,7	β ² x SS%	0,046	0,095	1,606	0,118	-0,093	0,092	-0,023	0,005	0,899	0,080	0,198	0,334	0,092	0,001	0,000	0,000	0,411	2,164	1,703	0,020	0,226	7,973	

A továbbiakban megvizsgáltam az eredeti talaj- és meteorológiai paraméterek közvetett – a variancia analízis komponensein keresztül – hatását az algaszámra. Mivel a paraméterek korrelálnak egymással, a vizsgálatot "forward" regresszió-analízissel végeztem. A megfigyelési változók közé itt már bevontam a friss talaj kémhatását és abszolút nedvességtartalmát, valamint a mintagyűjtéskor mért talaj- és levegő hőmérsékletet. Ez utóbbiaknak köszönhetően valamennyi algacsoportnál nőtt a magyarázott variancia értéke: cianobaktériumoknál 16,1%-ra, kovaalgáknál 14,6%-ra, a többi eukarióta algáknál pedig 8%-ra.

A 2.7. - 2.9. táblázatokból a paramétereknek a variancia tényezőikön keresztül a magyarázott varianciához való hozzájárulása is megmutatkozik. A β standardizált regressziós együttható a kapcsolat egy mérőszáma, mely azonos lehet a korrelációs együtthatóval abban az esetben, ha az X-hatóváltozók (pl. humusz, Fe, Össz-N stb.) korrelálatlanok, mint az a főkomponens-analízisek esetében volt (2.4. – 2.6. táblázatok).

Ennek alapján a cianobaktériumok esetében a humusztartalom a legfontosabb sejtszámot csökkentő tényező, amely a művelésen keresztül érvényesül, tehát a bolygatatlan területeken mért kisebb abundanciáért felelős. A talajok nitrogéntartalma (az összes és a felvehető formákban lévő nitrogén) szintén lényeges, a sejtszámokkal ellentétes összefüggésben mutatkozó tényező, és ez tehető felelőssé a talajtípusok között mutatkozó eltérésekért. A cianobaktériumok rendzina talajokban való nagyobb előfordulási gyakoriságát magyarázza a kis felvehető nitrogén-, és a nagyobb káliumtartalom. A talajok aktuális nedvességtartalma említendő még, pozitív korrelációban a sejtszámokkal.

A kovaalgák mennyiségét leginkább a talajok mésztartalma befolyásolja, ez megmagyarázza a láptalajokban mért nagyobb abundanciájukat. A nyári hónapok sejtszám-maximuma a mintavételezések során mért magasabb levegő hőmérsékleti értékekkel áll kapcsolatban. A művelés hatásánál a humusztartalom

szerepe hasonló a cianobaktériumoknál leírtakhoz. Jelentős sejtszámot befolyásoló tényezők még a kötöttség, melynek negatív hatása az elsőrendű kölcsönhatásokon keresztül érvényesül, a cink-koncentráció és az aktuális kémhatás a sejtszámmal ellentétes összefüggésben, valamint a gyűjtéskor mért nedvességtartalom pozitív korrelációval.

A többi eukarióta alga esetében az aktuális kémhatás szerepel legnagyobb súllyal, negatív hatása szinte valamennyi variancia tényezőn keresztül megmutatkozik. Emellett a csoport sejtszám-változásait jelentős részben magyarázza a humusztartalom (fent említett módon), valamint a talajok aktuális nedvességtartalma.

2.2.7. Izolált és laboratóriumban tenyésztett algatörzsek jellemzése

A kísérleti területekről folyamatosan gyűjtött talajmintákból összesen 27 zöldalga- és 18 cianobaktérium törzset izoláltam. A három talajtípust összevetve Ramann-féle barna erdőtalajból 19, láptalajból 15, rendzina talajból pedig 11 algatörzs tiszta tenyészetét sikerült előállítani. A legtöbb zöldalga törzset barna erdőtalajból (14), a legtöbb cianobaktérium törzset láptalajból (8) izoláltam. A zöldalgák közül legtöbbször a gyakori talajalgáknak mondható *Chlorella*, *Chlamydomonas* és *Chlorococcum* nemzetségekbe tartoznak. Az izolált cianobaktériumok kivétel nélkül fonalas, nitrogénkötő fajok, főként *Nostoc* és *Cylindrospermum*, jellegzetesen talajban élő nemzetségek. A tiszta algatenyészeteket kódszámmal láttam el, melyeket az izolálás helyével és az alga rendszertani besorolásával együtt a 2.10. táblázatban tüntettem fel.

2.10. táblázat: A kísérletekhez felhasznált, talajból izolált algaörzsek

Származás	Alga megnevezése	Rendszertani besorolás		Jelölés
I.a	0-1 cm <i>Chlorella vulgaris</i>	Chlorellales	Chlorophyta	PA 1/1
	0-1 cm <i>Nostoc sp.1</i>	Nostocales	Cyanophyta	PA 1/2
	0-1 cm <i>Tetracystis sp.1</i>	Chlorococcales	Chlorophyta	PA 1/4
	0-1 cm <i>Chlorococcum sp.1</i>	Chlorococcales	Chlorophyta	PA 1/6
	1-10 cm <i>Bracteacoccus cf. minor</i>	Chlorellales	Chlorophyta	PA 1/8
	1-10 cm <i>Chlamydomonas intermedia</i>	Chlamydomonadales	Chlorophyta	PA 1/9
	1-10 cm <i>Cylindrospermum sp.1</i>	Nostocales	Cyanophyta	PA 1/10
	1-10 cm <i>Spongiochloris typica</i>	Chlorellales	Chlorophyta	PA 1/12
	1-10 cm <i>Nostoc sp.2</i>	Nostocales	Cyanophyta	PA 1/13
	1-10 cm <i>Nostoc sp.3</i>	Nostocales	Cyanophyta	PA 1/17
I.b	0-1 cm <i>Nostoc sp.3</i>	Nostocales	Cyanophyta	PA 2/1
	0-1 cm <i>Cylindrospermum sp.1</i>	Nostocales	Cyanophyta	PA 2/2
	0-1 cm <i>Nostoc sp.2</i>	Nostocales	Cyanophyta	PA 2/3
	1-10 cm <i>Nostoc sp.4</i>	Nostocales	Cyanophyta	PA 2/11
II.a	0-1 cm <i>Chlamydomonas sp.1</i>	Chlamydomonadales	Chlorophyta	PA 2/14
	0-1 cm <i>Nostoc sp.2</i>	Nostocales	Cyanophyta	PA 3/2
	0-1 cm <i>Oscillatoria sp.</i>	Nostocales	Cyanophyta	PA 3/3
	0-1 cm <i>Protoderma sarcinoideum</i>	Chaetophorales	Chlorophyta	PA 3/5
II.b	1-10 cm <i>Chlorococcum sp.2</i>	Chlorococcales	Chlorophyta	PA 3/6
	1-10 cm <i>Chlorella vulgaris</i>	Chlorellales	Chlorophyta	PA 3/7
	0-1 cm <i>Chlorella vulgaris</i>	Chlorellales	Chlorophyta	PA 4/3
	0-1 cm <i>Cylindrospermum sp.2</i>	Nostocales	Cyanophyta	PA 4/6
III.a	0-1 cm <i>Nostoc sp.6</i>	Nostocales	Cyanophyta	PA 4/7
	1-10 cm <i>Coelastrella striolata</i>	Chlorellales	Chlorophyta	PA 4/1
	1-10 cm <i>Chlorococcum sp.3</i>	Chlorococcales	Chlorophyta	PA 4/2
	1-10 cm <i>Nostoc sp.2</i>	Nostocales	Cyanophyta	PA 4/5
III.b	0-1 cm <i>Chlorella vulgaris</i>	Chlorellales	Chlorophyta	PA 5/1
	0-1 cm <i>Chlorococcum sp.3</i>	Chlorococcales	Chlorophyta	PA 5/2
	0-1 cm <i>Nostoc sp.5</i>	Nostocales	Cyanophyta	PA 5/5
	0-1 cm <i>Cylindrospermum maius</i>	Nostocales	Cyanophyta	PA 5/6
	0-1 cm <i>Chlamydomonas sp.2</i>	Chlamydomonadales	Chlorophyta	PA 5/7
	0-1 cm <i>Chlorococcum sp.4</i>	Chlorococcales	Chlorophyta	PA 5/8
	0-1 cm <i>Chlorococcum sp.5</i>	Chlorococcales	Chlorophyta	PA 5/9
	0-1 cm <i>Chlamydomonas sp.3</i>	Chlamydomonadales	Chlorophyta	PA 5/10
	1-10 cm <i>Chlorococcum sp.6</i>	Chlorococcales	Chlorophyta	PA 5/12
	1-10 cm <i>Tolypothrix cf. distorta</i>	Nostocales	Cyanophyta	PA 5/13
III.c	1-10 cm <i>Chlamydomonas gloeogama</i>	Chlamydomonadales	Chlorophyta	PA 5/14
	1-10 cm <i>Coelastrella striolata</i>	Chlorellales	Chlorophyta	PA 5/15
	0-1 cm <i>Scotiellopsis sp.</i>	Chlorellales	Chlorophyta	PA 6/3
	0-1 cm <i>Coelastrella sp.</i>	Chlorellales	Chlorophyta	PA 6/11
III.d	0-1 cm <i>Chlorella vulgaris</i>	Chlorellales	Chlorophyta	PA 6/14
	1-10 cm <i>Cylindrospermum sp.3</i>	Nostocales	Cyanophyta	PA 6/6
	1-10 cm <i>Chlorococcum vulgare</i>	Chlorococcales	Chlorophyta	PA 6/7
	1-10 cm <i>Chlorococcum sp.7</i>	Chlorococcales	Chlorophyta	PA 6/9
III.e	1-10 cm <i>Nostoc sp.7</i>	Nostocales	Cyanophyta	PA 6/12

2.11. táblázat: Algatenyésztési eredmények a biomassza alapján

Kategória	Algatörzs jele	Szaporodási idő	Tápoldat	Tenyészet szárazanyag tartalma (g/l)
Nagyon jó biomassza > 3,0 g/l	PA 2/11	24	Tamiya	4,56
	PA 4/1	14	Tamiya	3,74
	PA 6/11	14	Tamiya	3,64
	PA 5/15	14	Tamiya	3,50
	PA 6/14	14	Tamiya	3,20
	PA 6/3	14	Tamiya	3,14
	PA 4/3	14	Tamiya	3,10
	PA 3/7	14	Tamiya	3,00
Jó biomassza 2,3 - 3,0 g/l	PA 1/13	16	Tamiya	2,74
	PA 6/3	14	Bristol	2,66
	PA 6/11	14	Bristol	2,60
	PA 5/13	14	Tamiya	2,54
	PA 5/1	14	Tamiya	2,52
	PA 5/2	14	Tamiya	2,50
	PA 1/8	11	Tamiya	2,46
	PA 4/1	14	Bristol	2,38
Közepes biomassza 1,5 - 2,3 g/l	PA 5/7	14	Bristol	2,36
	PA 5/10	14	Bristol	2,18
	PA 5/15	14	Bristol	2,18
	PA 1/1	14	Tamiya	2,14
	PA 5/12	14	Bristol	2,14
	PA 5/13	14	Z-8	2,08
	PA 1/9	11	Tamiya	2,05
	PA 2/14	14	Tamiya	2,00
	PA 3/6	14	Bristol	2,00
	PA 6/9	14	Bristol	1,94
	PA 5/2	14	Bristol	1,92
	PA 5/8	14	Bristol	1,90
	PA 5/14	14	Bristol	1,90
	PA 1/12	12	Tamiya	1,88
	PA 2/3	16	Bristol	1,78
	PA 2/11	24	Z-8	1,76
	PA 3/7	14	Bristol	1,76
	PA 5/9	14	Bristol	1,76
	PA 4/3	14	Bristol	1,68
	PA 5/1	14	Bristol	1,68
	PA 6/14	14	Bristol	1,68
	PA 1/4	12	Bristol	1,62
	PA 1/12	12	Bristol	1,58
	PA 6/7	14	Bristol	1,52
	PA 6/9	14	Tamiya	1,50

2.11. táblázat folytatása

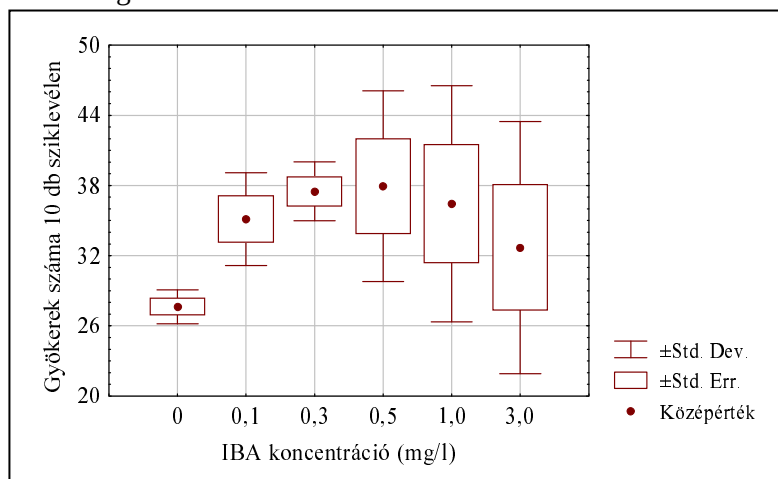
Kategória	Algatörzs jele	Szap.idő	Tápoldat	Sz.a. (g/l)
Gyenge biomassa < 1,5 g/l	PA 6/9	14	Bristol	1,94
	PA 5/2	14	Bristol	1,92
	PA 5/8	14	Bristol	1,90
	PA 5/14	14	Bristol	1,90
	PA 1/12	12	Tamiya	1,88
	PA 2/3	16	Bristol	1,78
	PA 2/11	24	Z-8	1,76
	PA 3/7	14	Bristol	1,76
	PA 5/9	14	Bristol	1,76
	PA 4/3	14	Bristol	1,68
	PA 5/1	14	Bristol	1,68
	PA 6/14	14	Bristol	1,68
	PA 1/4	12	Bristol	1,62
	PA 1/12	12	Bristol	1,58
	PA 6/7	14	Bristol	1,52
	PA 6/9	14	Tamiya	1,50
	PA 1/8	11	Bristol	1,46
	PA 2/1	14	Tamiya	1,42
	PA 4/6	14	Z-8	1,42
	PA 6/7	14	Tamiya	1,42
	PA 1/2	14	Z-8	1,40
	PA 1/6	14	Bristol	1,40
	PA 1/10	24	Z-8	1,38
	PA 2/14	14	Bristol	1,36
	PA 5/5	14	Z-8	1,36
	PA 1/17	14	Z-8	1,32
	PA 4/2	14	Bristol	1,28
	PA 1/9	11	Bristol	1,25
	PA 1/1	14	Bristol	1,24
	PA 1/13	16	Z-8	1,24
	PA 3/2	14	Z-8	1,14
	PA 4/7	14	Z-8	1,02
	PA 3/3	24	Z-8	0,98
	PA 2/3	16	Z-8	0,96
	PA 4/5	14	Z-8	0,9
	PA 3/2	14	Tamiya	0,88
	PA 2/2	24	Z-8	0,84
	PA 3/5	13	Bristol	0,82
	PA 5/6	24	Z-8	0,82
	PA 6/12	14	Z-8	0,82
	PA 2/1	14	Z-8	0,56
	PA 2/2	24	Tamiya	0,36
	PA 2/3	16	BG-11/-N	0,36
	PA 4/6	14	Tamiya	0,32
	PA 4/5	14	Tamiya	0,3
	PA 6/6	14	Z-8	0,26

A 14 napos tenyésztési idő alatt átlagosan 1,86 g/l szárazanyagban mért alga biomassa termelődött. Ez a kiindulási értéknek (10 mg/l) közel 190-szerese. Az algatenyészeteket száraz tömegük alapján 4 kategóriába soroltam (2.11. táblázat). A tenyészetek szaporodási mutatóit figyelembe véve a zöldalgák átlagosan 2,2 g/l, míg a cianobaktériumok 1,1 g/l szárazanyagban meghatározott biomasszáat adtak. A 3 g/l feletti biomassa produkciót kivétel nélkül zöldalgák érték el. A legtöbb, 4,56 g/l szárazanyag tartalmat ugyan egy cianobaktérium (*Nostoc sp.4*, PA 2/11) tenyészetében mértem, ezt az értéket azonban Tamiya tápoldatban, 24 napos szaporodás után érte el. Ugyanez a törzs Z-8 tápoldatban csupán 1,76 g/l biomasszáat termelt. Jól szaporodott még a *Nostoc sp.2* (PA 1/13), és a *Tolypothrix cf. distorta* (PA 5/13) szintén Tamiya tápoldatban. A zöldalga tenyészetek közül a *Chlorellales*-ek érték el a legnagyobb biomasszáat, míg a leggyengébb szaporodási mutatóval a *Protoderma sarcinoideum* rendelkezett. A legjobban szaporodó zöldalga és cianobaktérium tenyészetek is egyaránt Tamiya tápoldatban fejlődtek. Az 1 g/l értéknél kevesebb szárazanyagot - a már említett *Protoderma sarcinoideum* kivételével (PA 3/5) - cianobaktériumok tenyészetében mértem.

2.2.8. Auxin- és citokinin-szerű hatást mutató algakivonatok

A biotesztben kontrollként használt különböző koncentrációjú IBA-kezelések hatását az uborka sziklevek gyökeresedésére a 2.14. ábra mutatja. A 0,5 mg/l koncentrációt meghaladó indolil-3-valsav kezelés már nem növelte tovább a gyökerek számát. A desztillált vizes kontroll hatása és egyben a szórása is a legkisebb volt. A nagyobb (0,5; 1,0 és 3,0 mg/l) koncentrációk esetében a szórás olyan mértékben megnőtt, hogy a kezelések hatása között egyértelmű különbséget tenni nem lehet. Ezért a variancia-analízisbe a két legnagyobb kezelést nem vontam be. A statisztikai értékelés eredménye azt mutatja, hogy már a legkisebb hormonkoncentráció is szignifikánsan ($P < 5\%$) több gyökér fejlődé-

sét eredményezte, mint a desztillált vizes kontroll. Ennek megfelelően az algakivonat hatását is akkor tekintettem jelentősnek, ha az uborka sziklevek gyökeresedését a legkisebb hormonkoncentrációval megegyező, vagy azt meghaladó mértékben növelte. A legalább P=5%-os hibaszinten auxin-szerű hatást mutató algakezeléseket a 2.12. táblázatban tüntettem fel.



2.14. ábra: IBA-kezelések hatása az uborka sziklevel gyökeresedési biotesztben

A tesztelt 72 algakivonatból 26 mutatott a desztillált vizes kontrollhoz képest szignifikáns pozitív hatást a gyökérfejlődésre, melyek 9 cianobaktérium törzs és 12 zöldalga törzs tenyészeiből származtak. Ebből 11 zöldalga és 10 cianobaktérium kivonat hatása <0,3 mg/l, míg 5 kivonat 0,3-0,5 mg/l IBA-koncentráció hatásának felelt meg. A hormonhatást mutató cianobaktériumok közül egy *Cylindrospermum*, a többi *Nostoc*. Megjegyzendő, hogy egy faj kivételével valamennyi izolált *Nostoc* mutatott hatást, a *Nostoc sp.2* gyökeresedést serkentő hatása pedig különböző tenészeiben (PA 2/3; PA 1/13, PA 4/5) is megmutatkozott. Az auxin-szerű hatást mutató zöldalgák közül valamennyi általam izolált genusz képviselteti magát. Két tenyészet, a *Chlorella vulgaris* (PA 3/7) zöldalga, és *Cylindrospermum maius* (PA 5/6) cianobaktérium szignifikánsan gátolta a sziklevek gyökeresedését, a gyökök száma a desztillált

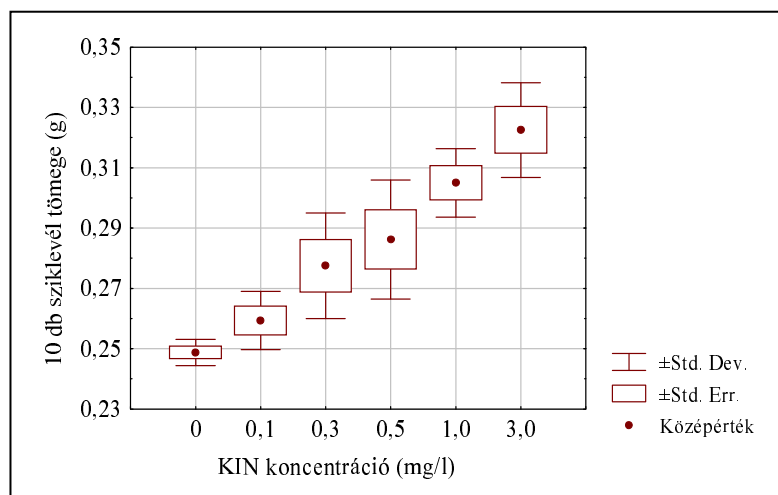
vizes kontrollhoz képest csupán 74 illetve 59%-ot ért el az algakezelések hatása.

2.12. táblázat: Az uborka sziklevelek gyökeresedését serkentő IBA-koncentrációk, és az auxin-szerű hatást mutató algakivonatok

Kezelés	Tápanyag	Gyökerek száma $\Delta X \pm s$	D.v.-kontroll %-ában
D.v.		27,6 $\pm$ 1,5	100
IBA 0,1		35,1 $\pm$ 4,0*	127
IBA 0,3		37,5 $\pm$ 2,5**	136
IBA 0,5		37,9 $\pm$ 8,1**	137
IBA 1,0		36,44 $\pm$ 10,09 ^{ns}	132
IBA 3,0		32,69 $\pm$ 10,78 ^{ns}	118
PA 2/2	Tamiya	39,1 $\pm$ 3,5**	142
PA 1/9	Bristol	38,5 $\pm$ 4,7**	139
PA 1/8	Tamiya	38,0 $\pm$ 5,1**	138
PA 2/3	Bristol	37,8 $\pm$ 4,3**	137
PA 4/1	Tamiya	37,8 $\pm$ 4,3**	137
PA 5/2	Bristol	37,3 $\pm$ 7,3**	135
PA 5/5	Z-8	37,0 $\pm$ 2,4*	134
PA 1/12	Bristol	36,8 $\pm$ 5,6*	133
PA 3/5	Bristol	36,8 $\pm$ 6,5*	133
PA 4/3	Bristol	36,8 $\pm$ 6,0*	133
PA 1/9	Tamiya	36,5 $\pm$ 4,2*	132
PA 1/13	Tamiya	36,5 $\pm$ 5,8*	132
PA 2/1	Tamiya	36,5 $\pm$ 3,9*	132
PA 4/3	Tamiya	36,3 $\pm$ 2,9*	131
PA 6/3	Tamiya	36,3 $\pm$ 2,2*	131
PA 1/13	Z-8	36,0 $\pm$ 5,7*	130
PA 6/9	Bristol	36,0 $\pm$ 3,9*	130
PA 4/5	Tamiya	35,8 $\pm$ 2,4*	130
PA 2/3	BG-11/-N	35,8 $\pm$ 5,4*	129
PA 4/7	Z-8	35,8 $\pm$ 5,2*	129
PA 5/1	Tamiya	35,8 $\pm$ 7,1*	129
PA 1/2	Z-8	35,5 $\pm$ 4,4*	129
PA 6/11	Bristol	35,5 $\pm$ 7,0*	129
PA 2/11	Tamiya	35,4 $\pm$ 2,3*	128
PA 4/5	Z-8	35,0 $\pm$ 6,3*	127
PA 5/10	Bristol	35,0 $\pm$ 6,4*	127
PA 3/7	Tamiya	20,3 $\pm$ 1,3*	74
PA 5/6	Z-8	16,3 $\pm$ 2,5**	59

Magyarázat: P<0,05*, P<0,01**, nem szignifikáns^{ns}

A 0,1 mg/l kinetin koncentráció kivételével valamennyi hormon-kezelés szignifikánsan ($P < 5\%$) nagyobb megnyúlást okozott az uborka sziklevelekben, mint a desztillált vizes kezelés (2.15. ábra). Ennek megfelelően az algakezelések szignifikáns hatásának értékeléséhez a legkisebb hormonkoncentrációt nem vettem figyelembe. A legalább $P = 5\%$ -os hibaszinten szignifikáns citokinin-szerű hatást mutató algakezeléseket a 2.13. táblázatban ismertetem.



2.15. ábra: Kinetin növekvő koncentrációinak hatása az uborka sziklevel megnyúlási biotesztben

Összesen 4 cianobaktérium- (2 faj) és 8 zöldalga kivonat (7 faj) mutatott szignifikáns citokinin-szerű hatást, amely 11 esetben legfeljebb 0,3 mg/l kinetin hatásával volt egyenértékű. A cianobaktériumok közül a PA 2/2 jelű *Cylindrospermum sp.* és *Nostoc sp.2* különböző tenyészetek kivonata (PA 1/13, PA 2/3, PA 3/2) volt pozitív hatással a sziklevek megnyúlására. Egy *Chlamydomonas* zöldalga kivonata (PA 5/7) pedig az előzőeknél is nagyobb, 0,5 mg/l kinetin-koncentrációnak megfelelő hatást mutatott. A *Chlorococcum sp.3* két tenyészetének kivonata (PA 4/2, PA 5/2) szignifikánsan gátolta a sziklevek megnyúlását, melyek a desztillált vizes kontrollhoz viszonyítva 86-89%-os értéket mutattak.

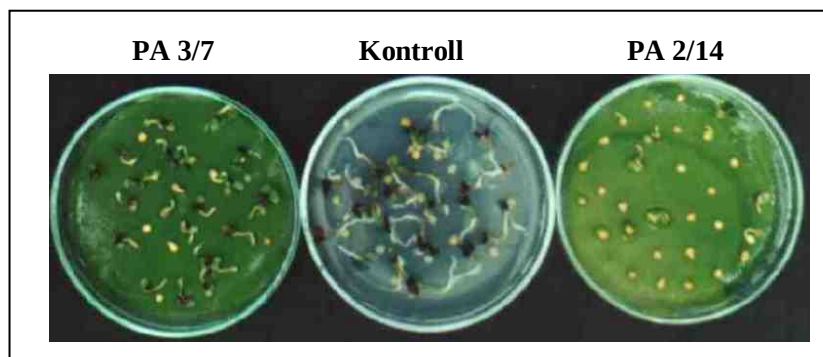
2.13. táblázat: Az uborka sziklevelek megnyúlását serkentő KIN-koncentrációk, és a citokinin-szerű hatást mutató algakivonatok

Kezelés	Tápanyag	Gyökerek száma $\Delta X \pm s$	D.v. kontroll %-ában
D.v.		0,25 $\pm$ 0,00	100
KN 0,1		0,26 $\pm$ 0,01 ^{ns}	104
KN 0,3		0,28 $\pm$ 0,02*	112
KN 0,5		0,29 $\pm$ 0,02**	115
KN 1,0		0,31 $\pm$ 0,01***	123
KN 3,0		0,32 $\pm$ 0,02***	130
PA 5/7	Bristol	0,29 $\pm$ 0,03**	118
PA 5/8	Bristol	0,28 $\pm$ 0,02*	114
PA 6/9	Tamiya	0,28 $\pm$ 0,02*	114
PA 2/3	BG-11/-N	0,28 $\pm$ 0,02*	113
PA 3/2	Tamiya	0,28 $\pm$ 0,03*	113
PA 5/15	Tamiya	0,28 $\pm$ 0,03*	113
PA 2/2	Tamiya	0,28 $\pm$ 0,02*	112
PA 1/1	Tamiya	0,28 $\pm$ 0,01*	111
PA 1/9	Tamiya	0,28 $\pm$ 0,03*	111
PA 1/13	Tamiya	0,28 $\pm$ 0,01*	111
PA 4/3	Bristol	0,28 $\pm$ 0,01*	111
PA 5/14	Bristol	0,28 $\pm$ 0,01*	111
PA 4/2	Bristol	0,22 $\pm$ 0,04*	89
PA 5/2	Bristol	0,22 $\pm$ 0,02*	86

Magyarázat: P<0,05*, P<0,01**, P<0,001***, nem szignifikáns^{ns}

2.2.9. Élő algatenyészet hatása mustármagok csírázására

A módosított csíranövény-tesztben a kontrollt képező mindkét táptalajon a mustármagok maximális csírázási százalékot érték el. A csíranövények gyökereinek átlagos hosszában nem mutatkozott szignifikáns különbség a két kontroll táptalaj (Tamiya és Z-8) között. A hipokotilok átlagos hossza Z-8 táptalajon szignifikánsan (P=0,1%) nagyobb volt. A vizsgált algatenyészetek közül a *Chlamydomonas sp.* (PA 2/14) zöldalga csökkentette jelentősebb mértékben a csírázási százalékot (2.16. ábra).



2.16. ábra: Algabevonatok hatása a mustármagok csírázására

A fehér mustár csíranövények átlagos gyökérhossza a két *Chlorella vulgaris* tenyészet (PA 3/7 és PA 4/3) bevonatán csupán 20 ill. 34%-ot, a hipokotil átlagos hossza pedig 41 ill. 79%-ot ért el a kontrollhoz képest. A *Chlamydomonas sp.* (PA 2/14) -bevonat még nagyobb mértékű gátlást mutatott, az átlagos gyökérhossz csak 9%-a, a hipokotilhossz pedig 28%-a volt a kontrollnak. A vizsgált cianobaktérium bevonat (*Cylindrospermum maius*, PA 5/6) a zöldalgák hatásához képest kisebb, de szignifikáns mértékben csökkentette mind a gyökerek, mind pedig a hipokotil hosszát (2.14. táblázat).

2.14. táblázat: Élő algatenyészetek hatása mustármagok csírázására

Kezelés	Csírázási százalék (a kontroll %-ában)	Gyökerek hossza (mm) $\Delta X \pm s$	Hipokotil hossza (mm) $\Delta X \pm s$
Kontroll (Tamiya)	100	11,65 $\pm$ 4,34	6,34 $\pm$ 1,52
PA 2/14	76	1,04 $\pm$ 0,83***	1,77 $\pm$ 2,23***
PA 3/7	100	4,00 $\pm$ 2,68***	5,03 $\pm$ 1,95***
PA 4/3	91	2,33 $\pm$ 1,89***	2,60 $\pm$ 2,05***
Kontroll (Z-8/+N)	100	12,55 $\pm$ 3,91	8,35 $\pm$ 2,28
PA 5/6	100	10,96 $\pm$ 4,51**	7,22 $\pm$ 2,15***

Magyarázat: P<0,01**, P<0,001***

2.3. Eredmények értékelése, következtetések

A dolgozatban vizsgált magyarországi területek alगतartalma lényegében megfelel a világ különböző talajaiból leírt mennyiségnek (1.3. táblázat). A mérési eredmények összehasonlítása meglehetősen nehéz, hiszen az idézett szerzők többségében közvetett sejtszámolási technikákkal a talajok életképes alगतartalmát mérték, míg az általam meghatározott sejtszámok az aktív alगतartalmat mutatják. Így párhuzamot állítani leginkább Tsujimura és mtsai (2000) vizsgálataival lehet, akik klorofill-fluoreszcencia méréssel művelt talajban (0-1 cm) $150 \cdot 10^3$, műveletlen talajban $2,3 \cdot 10^3$ db sejt/g száraz talaj alगतartalmat állapítottak meg, és az általuk kalkulált biomassza 21 ill. 0,3 kg/ha volt. Összehasonlításképpen 1 g légszáraz talajban általam megfigyelt aktív sejtek száma a legfelső 1 cm-es rétegben művelt területen $3,7-935 \cdot 10^3$ (átlagosan $196 \cdot 10^3$), műveletlen területen $7-721 \cdot 10^3$ (átlagosan $92 \cdot 10^3$), a hozzájuk tartozó becsült biomassza értékek pedig 13,7 illetve 10,5 kg/ha. Jól látszik, hogy a sejtszámok nagyságrendi egyezése ellenére a biomassza-számítás eredménye mégis eltérő, sőt az általam meghatározott aktív alga biomassza (2.2. táblázat) lényegesen kevesebb a más szerzők által leírtakhoz képest. Ennek okait az alábbiakban látom:

- 1) már a sejtszám-meghatározás során eltérések adódnak. Az általam alkalmazott fluoreszcens mikroszkópos sejtszámolási módszerrel a vizsgálat időpontjában aktív algasejtek mennyiségét mérhettem, míg más szerzők által - szinte kivétel nélkül - alkalmazott közvetett számolási módszerek a talajban még nyugvó állapotú, a sejtszámolási eljárás során azonban aktívvá váló (összességében tehát az életképes) sejteket is mérik. Ez is indokolhatja, hogy míg az általam megfigyelt talajok egy grammjában, a teljes vizsgálati periódus alatt mért legtöbb sejtszám csupán megközelítette az egymilliót, addig egyes szerzőknél (Shtina 1959, Hunt és mtsai 1979, Lukešová 1993) 5-6, de akár 27 millió sejt /g száraz talaj értékekkel is találkozunk.

- 2) a grammban meghatározott sejtszámokból egy hektárra becsült biomassza kiszámításához helytelenül a talajok sűrűségét veszik alapul átlagosan 3 g-ra kalkulálva 1 cm³ talaj súlyát (Metting 1994). Ennek során figyelmen kívül hagyják a talaj természetes szerkezeti állapotát, ezért az általam alkalmazott, térfogattömeggel való számolást javaslom, melynek értéke talajtípusonként változó, átlagosan 1,0-1,7 g/cm³. Érdemes megemlíteni, hogy ezt az értéket a művelés (lazítás, tömörítés) befolyásolja, és a szerves-anyag tartalom növekedésével csökken. A terjedelmes nyershumusz- és a tömör talajok közötti sűrűség-különbségre hívta fel a figyelmet Oesterreicher (1988), aki épp ez okból javasolta, hogy az irodalomban általánosan használt egységnyi tömeg (g) helyett a talaj egységnyi térfogatára (cm³) határozzák meg a sejtszámokat. Az 1.3. táblázatban közölt biomassza értékek ebből következően a felére-harmadára csökkennek.
- 3) végezetül pedig túlbecsléshez vezet egy átlagosan 10 µm átmérővel számolt gömb alakú algasejt alapul vétele a biomassza számításánál (Clark és Durrell 1965, Broady 1979, Shields 1982). Ez eukarióta algasejt esetében elképzelhető, de a talajban nagy számban előforduló cianobaktériumok többsége ennél kisebb sejtparaméterekkel rendelkezik. Vizsgálataimban egy eukarióta algasejt átlagos tömege 9-18-szor nagyobb, mint egy cianobaktérium sejté, így ez biomasszában lényeges különbséget jelenthet olyan talajban, ahol az utóbbi szervezetek dominálnak.

Fontosnak tartom tehát a sejtszámoknak legalább e két algacsoportra (eukarióta alga és cianobaktérium) történő meghatározását, abból a megfontolásból is, hogy az ide sorolt szervezetek ökológiai igénye lényegesen különböző, így az ökológiai tényezőkre adott mennyiségi változásokban megnyilvánuló válaszreakcióik is eltérőek. A talajalgák életében szerepet játszó környezeti hatások pontosabb megértéséhez tehát az összefüggéseket algacsoportokra lebontva érdemes vizsgálni, és ehhez az ismertett sejtszámolási módszerek kö-

zül jelenleg az általam is használt fluoreszcens mikroszkópos számolási eljárás a legmegfelelőbb.

A talajtípus, valamint a benne élő algaközösség minőségi és mennyiségi tulajdonságai közötti kapcsolatra már korábban rávilágítottak (Shtina 1959, Komáromy 1976-77). Saját eredményeim is azt igazolják, hogy a cianobaktériumok és kovaalgák abundanciájában eltérés mutatkozott a vizsgált talajtípusok között, ugyanakkor a többi eukarióta algacsoportba sorolt szervezetek talajtípustól függő mennyiségi eltérése nem volt bizonyítható. Whitton (2000) különböző szerzők vizsgálatai alapján azt a megállapítást teszi, hogy a cianobaktériumok kedvelik a nagyobb só-koncentrációval rendelkező talajokat, hazánk talajait vizsgálva pedig Komáromy (1979) is megfigyelte a cianobaktériumok nagyobb arányát a sós alföldi talajokban. Adataim regresszió-vizsgálata szintén a sókoncentráció pozitív hatását mutatta cianobaktériumokra. A magnézium-tartalom és a cianobaktériumok előfordulási gyakorisága közötti összefüggést már többen leírták, eredményeim is a kapcsolat szorosságát igazolják. Sukala és Davis (1994) emellett a pH és a kalcium hatását bizonyították, Hunt és mtsai (1979) a pH-t pozitív, a magnéziumot viszont negatív korrelációban látták a sejtszámokkal. Esetemben a vizsgált talajok pH-értékének eltérései, valamint adott területen az egyes mintagyűjtéseknél mért pH különbségei olyan kis mértékűek voltak, hogy a regresszió-vizsgálat során feltárt összefüggésekből következtetéseket levonni nem lehet. Az algák kémhatással szemben támasztott ökológiai igényének ismeretében megállapítható, hogy a vizsgált talajok semleges körüli pH-ja ideális feltételeket biztosít az algák tápanyagfelvételéhez és aktivitásához.

Az algák abundanciájának havonkénti változásában mutatkozó ún. évszakhatásról többen beszámoltak (Bristol-Roach 1927, Hunt és mtsai 1979, Metting 1981, Hindák 1985). Vizsgálataimban az egyes hónapokban mért abundancia között szignifikáns eltérést az eukarióta algák esetében sikerült egyértelműen

bizonyítani. Lukešová (1993) különböző szukcessziós állapotú talajok összehasonlító vizsgálata során a legnagyobb sejtszám-ingadozásokat mezőgazdasági művelés alatt álló talajban figyelte meg, és úgy látta, hogy a talajfelszínen élő algák esetében az évszakhatás jobban érvényesül. A hőmérsékletnek kovaalgákra gyakorolt negatív, cianobaktériumokra pedig pozitív hatását írta le. A művelt talajok alगतartalmának a bolygatatlan talajokkal összehasonlítva intenzívebb havi dinamikáját én is megfigyeltem. Vizsgálataimban az algák abundanciájában egyértelműen nyári maximum mutatkozott, hasonlóan Bristol-Roach (1927), Shtina (1969), Shimmel és Darley (1985), Sukala és Davis (1994) megfigyeléseihez. Emellett az év folyamán máskor is jeleztek sejtszám-maximumot, leginkább télen (Shimmel és Darley 1985, Ruble és Davis 1988, Sukala és Davis 1994). Mintáim alगतartalmában a nov.-dec.-jan. hónapok is mutattak kisebb csúcsot, azonban ezek varianciaanalízissel vizsgálva csak az ápr.-máj. mérésekhez viszonyítva voltak szignifikánsak. Eredményeim nem támasztják alá egyértelműen az egyetlen magyarországi vonatkozású korábbi vizsgálati eredményt, melynek során Fehér (1936) erdei ökoszisztémák talajaiban a legtöbb algaszámot az őszi csapadékdús hónapokban figyelte meg. Vizsgálatom évében novemberben is jelentkezett egy második csapadékmaximum, ekkor a sejtszámokban is növekedés mutatkozott, de az összefüggést statisztikai elemzés nem bizonyította.

A víznek a talajalgák életében betöltött fontos szerepére többen is rámutattak, szabadföldi vizsgálatokkal azonban tényleges kapcsolatot csak keveseknek sikerült igazolni (Busygina 1976, Hindák 1985, Shimmel és Darley 1985, Sukala és Davis 1994). Stokes (1940) 40-60% talajnedvességet tart optimálisnak az algafejlődés szempontjából, Zimmerman és mtsai (1980) nem találtak a talajban cianobaktériumokat 30% nedvességtartalom alatt, továbbá megállapították, hogy a havi csapadékösszeg és a talaj nedvességtartalma között nincs kapcsolat. Ez utóbbit saját eredményeim is igazolták. Tsujimura és mtsai <1%-

ra teszi azt a határt a talaj nedvességtartalmában, ami már limitálhatja az algákat. Saját vizsgálataim is inkább ezt látszanak alátámasztani, hiszen 10% alatti talajnedvesség-tartalom mellett is mértem sejtszám maximumot (III.a terület, augusztus, $N_t\% = 8,1$, 0-1 cm). Valamennyi algacsoport esetében a sejtszámok és a talaj aktuális abszolút nedvességtartalma között gyenge, de szignifikáns pozitív korrelációt kaptam, ellentétben Lukešová (1993) vizsgálataival, ahol ez egyáltalán nem mutatkozott.

Megállapítottam, hogy a mintavételezéskor mért levegőhőmérséklet és a talaj aktuális nedvességtartalma minden esetben nagyobb arányban járult hozzá az algaszámok varianciájának magyarázatához, mint a meteorológiai paraméterek (csapadékösszeg, hőmérsékletátlag) havi átlaga. Ez azt látszik bizonyítani, hogy a talajalgák kvantitatív változásait összességében a klimatikus tényezők pillanatnyi állapota nagyobb mértékben befolyásolja, így az is feltételezhető, hogy gyakoribb mérésekkel az alga abundancia varianciája a környezeti tényezőkkel jobban magyarázható. A fenti összefüggést ismerte fel Kiss István (1955, 1959) az algák hirtelen felszaporodása és az időjárás bizonyos helyzetei között. Tsujimura és mtsai (2000) is gyakoribb mintavételezést javasolnak, továbbá felhívják a figyelmet, hogy csak a közvetlen sejtszámolási módszerek alkalmasak az évszakhatás vizsgálatára. Eredményeim alapján az algák mennyiségi előfordulása csupán kis százalékban magyarázható a meteorológiai paraméterekkel, és ebből arra következtetek, hogy e szervezeteknek a hőmérséklettel és csapadékkal szemben támasztott alapvető igényei a mi éghajlati viszonyaink mellett biztosítva vannak.

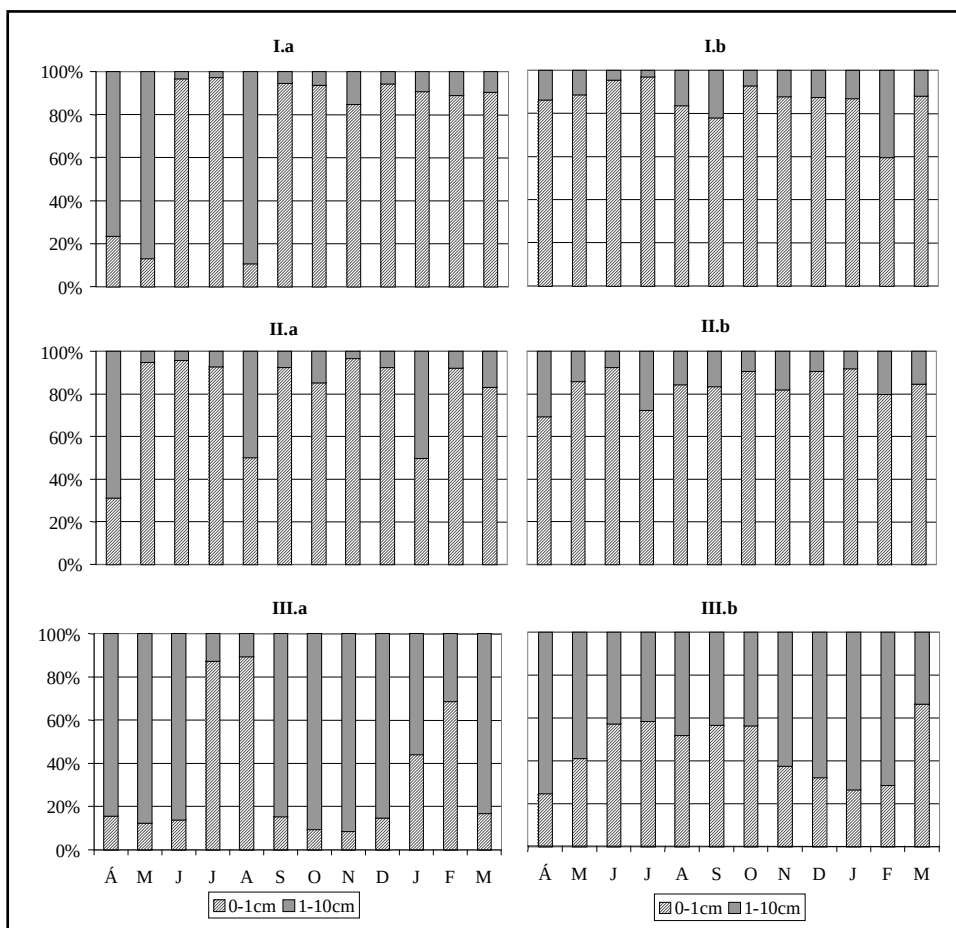
A művelésnek a talajok nagyobb algatartalmában megnyilvánuló közvetett hatását többen említik (Stokes 1940, Zimmerman és mtsai 1980). Eredményeim is igazolják, hogy a művelésbe vont talajokban az algák jelentősen nagyobb számban fordulnak elő, mint bolygatatlan területeken. Vizsgálataimban regresszió-elemzéssel a művelt területek kisebb humusztartalma mutatkozott a legfon-

tosabb, sejtszámot befolyásoló tényezőnek valamennyi algacsoport esetében, a cianobaktériumoknál pedig különösen nagy súlyt kapott. Ezt részben igazolja Shtina és Bolyshev (1963) megállapítása, mely szerint a humusztartalom csökkenésével a cianobaktériumok aránya nő, a kovamoszatoké viszont csökken.

A talajművelésnek azonban közvetlen hatása is van az algaszámra, a beavatkozástól függően pozitív vagy negatív eredménnyel. Minthogy a tavaszi sejtszám-minimumot a meteorológiai tényezők nem indokolják, feltételezem, hogy az I.a talajon áprilisban végzett szántás, és májusi vetés okozhatta, hogy ezekben a hónapokban lényegesen kisebb volt az algák abundanciája, ugyanakkor jelentősen megnőtt az algák aránya az 1-10 cm-es rétegben (2.18. ábra). Hasonlóan a III.a területhez, ahol az októberben végzett betakarítási és vetési munkálatok magyarázhatják az eukarióta algaszám drasztikus csökkenését, amit a csávázószerrel bevont vetőmag tovább tetézett. A lebomló csávázószernek esetleges algaszaporodást gátló hatása okozhatta a cianobaktériumok mennyiségének jelentős csökkenését a novemberi mérésnél. Áprilisban és augusztusban a II.a talajban a levendulatövek közötti terület gyommentesítését sekély kapálással oldották meg. Áprilisban jelentősen megnőtt az algák százalékos megoszlása a mélyebb talajrétegekben, augusztusban pedig az összes algasejtszám drasztikus csökkenése volt megfigyelhető, amihez valószínűleg a talajfelszín ekkor mért 6,1%-os abszolút nedvességtartalma is hozzájárult. A három művelt terület összevetve a II.a levendulás talajában volt mérhető a legtöbb algasejtszám tavasszal, ami a sekélyművelés "algavédő" szerepére utal. A talajművelés mélysége és a talajfelszín algamennyisége közötti összefüggést vizsgálva hasonló következtetésre jutottak Tret'yakova és mtsai (1989 cit. Shtina 1991; 1.3. táblázat). A bolygatatlan területeken a kaszálás okozhatott algaszám-növekedést azáltal, hogy több fényt engedett a talajfelszínre jutni. Az I.b területen a júniusi kaszálás után jelentősen megnőtt a talaj alगतartalma a mélyebb rétegekben is. A II.b területen a júliusi kaszálást követően a felszínen élő kovaalgáknál, a mé-

lyebb talajrétegekben pedig valamennyi algacsoportban jelentős növekedést mértem az abundanciában. Az algák kisebb előfordulási gyakoriságát műveletlen területeken a már említett nagyobb humusztartalom mellett magyarázhatja közvetve a talaj nagyobb kötöttsége, illetve az egész éven át tartó növényborítottság is. Ez utóbbinak a talajalgák életében játszott fontos szerepét igazolták (Lukešová 1993, Lukešová és Hoffmann 1996). Vizsgálataimban a bolygatatlan területeken mért átlagos sejtszámmértékek és a kalkulált biomassa tekintetében legszegényebbnek mutatkozott a III.b talaj, ezt követik az I.b és II.b területek. A talajfelszínre jutó fény mennyiségét tekintve a sorrend a két utóbbi terület esetében felcserélődik. A fényhiány szaporodást limitáló szerepe a III.b talaj esetében tehát egyértelmű.

Többen is bizonyították, hogy az algaszám a talajmélységgel csökken (Shtina 1969, King és Ward 1977, Whitton 2000), és ezt az összefüggést saját vizsgálataim is igazolták. Lukešová (1993) a felszíni (0-1 cm) és a mélyebb (1-10 cm) talajréteg alga abundanciájában megfigyelt arányokat kaszáló talajában 94:6%, művelt talajban 62,5:37,5%-nak találta. Vizsgálati eredményeim a három művelt talaj átlagában fenti megosztásban: 62:38%, a három bolygatatlan talaj átlagában pedig 72:28% (2.4. ábra). Az arányok megoszlása azonban kisebb-nagyobb mértékben havonta változik (2.17. ábra). Ezt a jelenséget Hindák is megfigyelte (1975, 1985), továbbá vizsgálatai alapján megállapította, hogy a talajok legfelső 1 cm-ében található az összes algasejtszám fele-harmada. A talajmélységgel csökkenő algatartalom hátterében is alapvetően az algáknak a csökkenő fényintenzitás következtében gyengébb szaporodása áll.



2.17. ábra: A talajokban mért összes algaszám százalékos megoszlása a felszíni (0-1 cm) és a mélyebb talajrétegek (1-10 cm) között

Az a tény, hogy vizsgálataim eredményeként az algaszámok varianciájának csupán alig 20%-a volt magyarázható a vizsgált talaj- és meteorológiai tényezőkkel azt mutatja, hogy a talajok alगतartalmának időszakos változásai háttérben döntően más tényezők állnak. Minthogy a regresszió-vizsgálat során a napos órák átlaga valamennyi algacsoport esetében lényeges tényezőnek mutatkozott, pozitív korrelációban a sejtszámokkal, mindehhez hozzászámítva a ta-

lajborítottság és talajmélység fent említett közvetett hatásait, feltételezhető, hogy az algák mennyiségi változásaiban a fény játssza a legnagyobb szerepet.

A fény szerepe mellett az irodalmi áttekintésben említett biotikus hatások, interspecifikus kapcsolatok is közreműködhetnek az algák változó mennyiségi előfordulásában. Megtévesztőnek tartom ugyanakkor azokat az elemzéseket, ahol többszörös regresszió-analízissel ok-okozati kapcsolatba állítják a cianobaktériumokat és az eukarióta algákat. Hunt és mtsai (1979) a cianobaktériumok sejtszámának varianciáját $R^2=45\%$ -ban magyarázták - a talaj- és meteorológiai tényezők mellett - az eukarióta algamennyiséggel. Fordított esetben 37%-ot számítottak. Sukala és Davis (1994) ugyanígy a cianobaktériumok abundanciájának - részben az eukarióta algák mennyiségével - magyarázott varianciájára $R^2=74,3\%$ -ot kaptak. A talajalgáknak – amint azt az irodalmi áttekintésben ismertettem - óriási diverzitásuk ellenére az életfeltételekkel szemben támasztott igényeik alapvetően hasonlóak, ennek következtében a környezeti hatásokra adott válaszaik is többé-kevésbé azonosak. Ennek köszönhetően e két algacsoport abundanciája között legtöbbször szoros pozitív korreláció várható, amely saját vizsgálataimban: $r_{Cb \sim D} = 0,79$; $r_{Eu-D \sim D} = 0,89$; $r_{Eu-D \sim Cb} = 0,83$. A talajalgákról szerzett eddigi ismeretek nem indokolják, hogy természetes állapotú talajban élő algákra egymás kompetitoraiként tekintünk.

Valamennyi, a kísérleti területekről izolált talajalga tápoldatban, laboratóriumi körülmények között szaporítható volt. A tenyésztési eredmények jól mutatják, hogy a tápoldat összetétele nagymértékben befolyásolja az adott algafaj szaporodási mutatóit. Megfigyelhető volt ugyanakkor, hogy a cianobaktériumok és eukarióta algák legnagyobb szárazanyagot elért tenyészetei Tamiya tápoldatban fejlődtek. Az algaszaporításhoz felhasznált tápoldatok közül itt a legnagyobb a nitrogén és a foszfor koncentrációja (Melléklet /1. táblázat). A foszfor közismerten lényeges szerepet tölt be az algák fejlődési és szaporodási folyamataiban. A tenyésztési folyamat végén a centrifugált minták felülúszójában visz-

szamaradt, savas molibdenátos színreakcióval kimutatott foszfor mennyisége itt volt a legkevesebb, ami azt jelzi, hogy az algasejtek szaporodása és az ezzel együtt járó foszfor felhasználása Tamiya tápoldatban volt a legnagyobb arányú.

A zöldalgák és cianobaktériumok tenyészeinek szárazanyag tartalmában mérhető átlagosan kétszeres különbség részben a szaporodás eltérő módjának és ütemének tudható be, másrészt viszont a két algacsoport átlagos sejttömege közötti eltérésből is adódik, amint arra a talajok algabiomassza számításánál már utaltam. Ezt alátámasztja az a megfigyelés is, miszerint a jól szaporodó cianobaktérium tenyészetek liofilezés után mért tömege minden esetben alul maradt a szemmel láthatóan hasonló sűrűséget elért zöldalga tenyészetek tömegének.

Az utóbbi évtizedekben mind több kutatás igazolja növényi növekedésszabályozó anyagok termelődését mikroalgákban, melyek a feltételezések szerint a magasabbrendű növények hormonjaihoz hasonlóan hatnak (Jacobs és mtsai 1985, Bradley 1991, Maršálek és mtsai 1992, Ördög és Pulz 1996, Kobayashi és mtsai 1997, Stirk és mtsai 1999). A *Chlorophyta* divízióba tartozó *Caulerpa paspaloides* algából indol-3-ecetsavat és dioxindol-3-ecetsavat izoláltak (Jacobs 1993). Vizsgálataimban a 72 algakivonatnak egyharmada mutatott legalább 0,1 mg/l indol-3-vajsavnak megfelelő hatást. Két esetben, egy *Chlorella vulgaris* zöldalga tenyészetnél, illetve *Cylindrospermum maius* cianobaktérium tenyészetnél tapasztaltam erőteljes gyökeresedést gátló hatást, ami egyenértékű lehet 3,0 mg/l koncentrációt meghaladó indol-3-vajsav hatásával, az alkalmazott bioteszt azonban ennek megítélésére nem megfelelő. A kísérlet alapján a zöldalgák körében általánosnak tűnik auxin-hatású anyagok termelése, hiszen valamennyi általam izolált genusz esetében megfigyelhető volt a hormonhatás. Érdemes megemlíteni, hogy a legjobb auxin-szerű hatást mutató 5 algakivonat közül csupán kettő származott legalább jó biomasszával (>2,3 g/l) mutató tenyé-

szetből, sőt a zöldalgák közül két faj tenyésztete (*Chlamydomonas intermedia* és *Protoderma sarcinoideum*) kifejezetten gyengén szaporodott.

Citokinin-termelést az edafont alkotó mikroszervezetek közül algákban is igazoltak. Az *Arthronema africanum* talajból izolált cianobaktérium törzsében a biotesztekkel kimutatott citokinin-szerű hatáson túl kromatográfiás módszerekkel is igazolták izopentenil-adenin jelenlétét (Ördög és Pulz 1996, Stirk és mtsai 1999). Jäger és Ördög (2000) 51, többségében talajból izolált cianobaktérium törzs közül 41 desztillált vizes sejtkivonat esetében mutatott ki citokinin-szerű hatást uborka sziklevél megnyúlási biotessztel. Ezek nagyobb hányada $\leq 0,3$ mg/l kinetinnek megfelelő hatást mutatott, egy kivonat hatása azonban meg egyezett 3 mg/l hormon-koncentrációnak. Saját vizsgálataimban a desztillált vizes kontrollhoz képest szignifikáns uborka sziklevél megnyúlást a 72 tesztelt algakivonatból mindössze 12 esetben sikerült igazolni. A citokinin-hatású kivonatok 7 zöldalgafaj és 2 cianobaktérium tenyészteteiből származtak, melyek hatása 11 esetben legfeljebb 0,3 mg/l, egy *Chlamydomonas* zöldalga esetben pedig 0,5 mg/l kinetin-koncentráció hatásának felelt meg.

A biotesztek eredményét összevetve, a vizsgált 72 algakivonatból 26 auxin-szerű, 12 citokinin-szerű hatást, 6 pedig (3 zöldalga- és 2 cianobaktériumfaj) mindkét növényi hormon hatását mutatta. Kísérletemben auxin-szerű hatást a zöldalgák és cianobaktériumok hasonló arányban mutattak, míg a citokinin-szerű hatás zöldalgákra volt jellemzőbb. Mindabból, hogy megfigyelés szerint a hormonszerű hatás az algák gátolt szaporodása mellett is jelentkezik, valamint egyazon faj különböző talajokból izolált törzse, továbbá ugyanazon törzs különböző tápoldatokban fejlődő tenyésztete is mutatott hormonszerű hatást, valószínűnek tűnik, hogy a hormonhatású anyagok termelése a mikroalgákban genetikailag determinált, és a környezeti hatások csupán ennek mennyiségét módosítják. Az alkalmazott biotesztelési módszer mikroalgák kivonatainak

vizsgálatára gyors és könnyen kivitelezhető, az eljárás az auxin-és citokinin-szerű anyagokat termelő alga törzsek kiszűrésére jól alkalmazható.

Shem-Tov és mtsai (1999) a Negev-sivatagból gyűjtött, cianobaktériumok alkotta talajbevonaton *Plantago coronopus*-magok csírázásának laboratóriumi vizsgálata során jelentős csírázást gátló hatást tapasztaltak. Cianobaktérium-bevonaton hasonló csírázást gátló hatást figyeltek meg *Artemisia monosperma* esetében is (Huang és Gutterman 1998). Kísérleteimben az élő algatenyészetek vizsgálata során egy *Chlamydomonas* zöldalgafaj tenyésze gátolta nagyobb mértékben (76%) a mustármagok csírázását. A többi vizsgált tenyészet esetében az algabevonatok csírázást gátló hatása nem érvényesült. Ez megegyezett Svircev és Melar (2000) vizsgálatainak eredményeivel, ahol 7 napos búza csíranövény tesztben a cianobaktérium tenyészetek (*Nostoc* és *Anabaena* fajok) hatására a csírázási százalék nem különbözött jelentős mértékben a kontrolltól, egy esetben azonban a cianobaktérium (*Anabaena*) szinte teljesen (4%) gátolta a búzaszemek csírázását. Kísérleteimben az uborka szikleveél gyökeresedési tesztben szignifikáns gátló hatást mutató két alga (*Chlorella vulgaris* és *Cylindrospermum maitii*) élő tenyésze a mustármagok gyökérfejlődését és hipokotil-növekedését is jelentősen gátolta. Rizs és búza csíranövények gyökér-növekedését gátolta több cianobaktérium faj tenysze (Inderjit és Dakshini 1997). 133 cianobaktérium-törzset vizsgálva rizs csírázására és a csíranövény fejlődésére megállapították, hogy a törzsek 70%-a negatív hatású (Pedurand és Reynaud 1987 cit. Inderjit és Dakshini 1997). Az általam vizsgált algatenyészetek csíranövény-fejlődést gátló hatásának pontos megismeréséhez további vizsgálatok szükségesek. Minthogy több alkalommal is beszámoltak már az algák abszcizinsav-termeléséről (Maršálek és mtsai 1992a, Šimek és Maršálek 1992, 1993), és ismerte ennek a növényi hormonnak a negatív hatását - sejtosztódási és megnyúlási folyamatok gátlása révén - a magcsírázásra és gyökér-növekedésre, feltételezhető a csíranövény-tesztben vizsgált alga törzsek abszcizinsav-

termelése. A hormonhatáson túl azonban az algatenyészeteknek fizikai hatása is érvényesülhet a gátolt magcsírázásban oly módon, hogy a vastag kocsonyaburokkal rendelkező cianobaktériumok és zöldalgák mucinszerű anyagai bevonják a magot, megnehezítve vagy megakadályozva az embrió oxigénellátását, és ezzel csírányugalmat indukálnak (Szabó 1980). A kísérletemben leginkább csírázást gátló *Chlamydomonas* zöldalga közismerten jelentős kocsonya-termelő genusz. Végezetül, eredményeim ismételhetsége azt mutatja, hogy a módosított csíranövény-teszt az élő algatenyészetek hatásának vizsgálatára jól alkalmazható.

Laboratóriumi vizsgálataim megerősítik azokat a véleményeket és megfigyeléseket, melyek szerint a mikroalgák növényi növekedést szabályozó anyagai nem csak sejten belül hatnak, hanem azokat a környezetükbe kibocsátva, a talajalgák képesek befolyásolni szervezettebb növények magvainak csírázási, és csíranövény-fejlődési folyamatait.

Összefoglalás

A talajok algaközössége számos abiotikus környezeti tényező és biotikus kölcsönhatások bonyolult összjátéka szerint működik, melynek szabályai még ma sem tisztázottak. Az összefüggések feltárása szabadföldi vizsgálatokkal és laboratóriumi kísérletekkel lehetséges.

A Balaton-felvidéki Nemzeti Parkban végzett egyéves mérésorozat célja három talajtípuson (láptalaj, rendzina és Ramann-féle barna erdőtalaj) kijelölt művelt és műveletlen – összesen hat - terület talajalgáinak kvantitatív és kvalitatív vizsgálata, az eredmények irodalmi adatokkal történő összevetése, továbbá a havonkénti rendszerességgel mintavételezett területeken meghatározott élő cianobaktérium-, kovaalga- és egyéb eukarióta alga abundancia és a vizsgált környezeti paraméterek közötti összefüggések felderítése volt statisztikai módszerek segítségével. A mintázott területekről gyűjtött algafajok izolálását és tiszta törzstenyészetek előállítását, laboratóriumi tenyésztését, majd a sejtkivonatok és élő tenyészetek hormonszerű hatásának vizsgálatát végeztem biotesztekkel.

A teljes vizsgálati periódus sejtszámadatai alapján megállapítható, hogy mindhárom talajtípuson a cianobaktériumok a talajok összes élő algáinak legalább 30%-át alkotják. Kiemelkedően nagy arányú megjelenésük (76%) levedulaművelésű rendzina talajban volt megfigyelhető, mely az általam vizsgált környezeti tényezőkkel egyértelműen nem magyarázható. A kovaalgák legnagyobb arányban láptalajból mutathatók ki (13 és 22%), de megfigyelhető, hogy művelt területeken átlagosan 4%, műveletlen területeken pedig 8-9% a részesedésük a talajok vizsgált rétegében mért összes algasejtszámból. Az egyéb eukarióta alga kategóriába sorolt fajok abundanciája átlagosan 40-50%-ot képvisel a vizsgált talajokban, mely elfogadható érték, tekintve, hogy e csoport több alगतörzset foglal magában.

Megfigyeléseim szerint állandóan legalább 1 kg/ha élő alga van jelen a talajban a felső 10 cm-es rétegre vonatkoztatva. A vizsgált időszakban mért legnagyobb biomassa (80 kg/ha) kukorica művelésű láptalajban mutatkozott a kovaalgák nagyobb arányának és átlagos sejttömegének köszönhetően. Dolgozatomban felhívtam a figyelmet az irodalomban legtöbbször megfigyelhető átlagos sejtparaméter ($10\mu\text{m}$ átmérővel számolt gömb alakú algasejt alapul vétele) és átlagos talajsűrűség (3 g/cm^3) értékek használatából eredő jelentős biomassa-túlbecslésekre. Javasoltam továbbá a sejtszámlálások legalább két kategóriára – cianobaktériumok és eukarióta algák – történő elvégzését, mint-hogy esetemben e két algacsoport átlagos sejttömege között legalább nyolcszoros különbséget találtam. Az általam mért átlagos abundancia-értékek megegyeznek a világ más országaiból közölt irodalmi adatokkal.

Az alga abundancia és a vizsgált környezeti tényezők közötti összefüggéseket statisztikai módszerekkel értékeltem. Vizsgálataim alapján az algák abundanciáját alapvetően meghatározó tényezők a talajmélység és a művelés. A mintázott területek átlagában a teljes vizsgált talajréteg (0-10 cm) algáinak mintegy 70%-a a felszíni 1 cm-es rétegben található. Valamennyi talajtípuson megfigyelhető volt a művelt talajok szignifikánsan nagyobb átlagos algaszáma ($2,7 \cdot 10^5$ sejt/ cm^3) a bolygatatlan területekhez képest ($8,5 \cdot 10^4$ sejt/ cm^3). Regresszió-elemzéssel a művelt területek kisebb humusztartalma mutatkozott a legfontosabb, abundanciát befolyásoló tényezőnek mindhárom vizsgált algacsoport esetében. A humusztartalom különösen a cianobaktériumokat gátolta, ezt az összefüggést korábbi vizsgálat is említi.

A talajtípusnak a cianobaktériumok és a kovaalgák abundanciájára volt szignifikáns hatása. A rendzina talajtípuson mért nagyobb cianobaktérium-abundancia a talajok kis felvehető nitrogén-, és nagyobb káliumtartalmával magyarázható. Az egyéb eukarióta alga-csoport abundanciájában a talajtípusok között jelentős különbség nem mutatkozott.

Szignifikáns különbségek az egyes hónapokban mért abundancia-értékek között az eukarióta algáknál mutatkoztak. Az ún. évszak-hatás a sejtszámokban egyértelmű nyári csúcsban ($3,6-4,3 \cdot 10^5$ sejt / cm^3) jelentkezett, de a tavaszi minimumhoz ($7,6-9,6 \cdot 10^4$ sejt/ cm^3) viszonyítva a téli időszak sejtszám-értékei is jelentősen nagyobbak voltak.

Dolgozatomban variancia-analízis segítségével elemeztem a fenti tényezők másodrendű hatásait is az alga-abundanciára. A vizsgálati periódusban mért valamennyi tényezőt (talaj és meteorológiai paraméterek) egyidejűleg figyelembe véve, a regresszió-analízis eredménye azt mutatta, hogy az abundanciában a cianobaktériumok esetében 16,1%, kovaalgák esetében 14,6% és az egyéb eukarióta algáknál 8% volt mindössze a magyarázott variancia értéke. Az algaszám változások még pontosabb megértéséhez tehát újabb, általam nem vizsgált tényezőket kell bevonni egy hasonló többéves vizsgálatba.

A vizsgált talajokból izolált cianobaktérium- és zöldalga törzsek laboratóriumi szaporítása valamennyi esetben lehetséges volt, a tápoldatok összetétele hatással volt a termelődött biomasszára. A desztillált vizes sejtkivonatokkal elvégzett uborka-sziklevél biotesztek eredménye azt mutatta, hogy a vizsgált 72 algakivonatból 26 auxin-szerű, 12 citokinin-szerű hatást, 6 pedig (3 zöldalga- és 2 cianobaktérium) mindkét növényi hormon hatását mutatta. Az élő algatenyészetek hatását módosított csíranövény-teszt segítségével vizsgáltam. A kísérletek eredményeképpen egy zöldalga jelentősebben gátolta mustármagok csírázását, és megfigyelhető volt az algatenyészetek gátló hatása a gyökér és hipokotil növekedésére. Laboratóriumi vizsgálataim megerősítik azokat a véleményeket és megfigyeléseket, melyek szerint a mikroalgák növényi növekedést szabályozó anyagai nem csupán sejten belül hatnak, hanem azokat a környezetükbe is kibocsátják. A talajalgák képesek befolyásolni a szervezettebb növények magvainak csírázási, és csíranövény-fejlődési folyamatait.

ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

- 1) Direkt sejtszámlálási módszerrel új, a hazánkban korábban alkalmazott módszereknél pontosabb adatokat szolgáltatottam az algológiai szempontból még nem vizsgált Balaton-felvidéki Nemzeti Park talajaiban élő algák mennyiségi előfordulásáról. Eredményeim alapján az élő algaszám a 0-10 cm-es talajrétegben – a vizsgált időszak átlagában – $46 \cdot 10^3$ és $432 \cdot 10^3$ sejt/cm² között változott. A vizsgált területek közül éves átlagban a legalacsonyabb alga abundancia Ramann-féle barna erdőtalajon, bolygatatlan gyepterületen jelentkezett. Az átlagos alga-biomassza területenként 2,5 és 11,2 kg/ha volt, továbbá megfigyeltem, hogy egy hektárra vonatkoztatva legalább 1 kg élő alga van állandóan jelen a talajok vizsgált rétegében (0-10 cm).
- 2) Dolgozatomban felhívtam a figyelmet az irodalomban legtöbbször megfigyelhető átlagos sejtparaméter (10µm átmérővel számolt gömb alakú alga-sejt alapul vétele) és átlagos talajsűrűség (3 g/cm³) értékek használatából eredő jelentős biomassza-túlbecslésekre. Javasoltam az eukarióta algák és a cianobaktériumok külön-külön történő számbavételét a kvantitatív vizsgálatok esetében, minthogy a két algacsoport egyedeinek átlagos sejttömege és így a biomasszához való hozzájárulásuk lényegesen eltérhet. Az algacsoportok arányát tekintve – az abundancia-értékek éves átlaga alapján számítva – az általam vizsgált láp-, rendzina és Ramann-féle barna erdőtalaj jelentős különbséget mutatott. A cianobaktériumok kiemelkedően nagy aránya (76%) rendzina talajtípuson, levendula művelésnél (II.a) mutatkozott, de előfordulásuk valamennyi talajban legalább 30%-ban megfigyelhető volt. A kovamoszatok legnagyobb aránya (13 és 22%) láptalajban mutatkozott, míg a többi eukarióta algák Ramann-féle barna erdőtalajon, bolygatatlan gyepterületen (III.b) alkottak többséget (61%). A cianobaktériumok és eukarióta algák ará-

nya, valamint a biomasza közötti összefüggést jól szemlélteti dolgozatomban a II.a jelű talaj példája, ahol éves átlagban a legnagyobb összes sejtszám ($4,3 \cdot 10^5$ sejt/cm³) jelentkezett, ugyanakkor a becsült biomasza sorrendjében csupán a harmadik volt a cianobaktériumok kiemelkedően nagy aránya miatt.

- 3) A statisztikai értékelés eredménye alapján a talajtípus hatása a cianobaktériumok és kovamoszatok abundanciájára volt szignifikáns. Rendzina talajon a nagyobb só%, kálium és magnézium tartalom, valamint a kisebb CaCO₃, nátrium és felvehető nitrogén tartalom indokolja a cianobaktériumok nagyobb jelenlétét. A láptalajokban megfigyelt nagyobb kovaalga-arány pedig a nagyobb CaCO₃, nátrium, illetve kisebb kálium és magnézium tartalommal magyarázható. Az eukarióta algák abundanciájában megfigyelhető nyári maximum és kora tavaszi minimum-értékeket az általam vizsgált meteorológiai tényezők nem magyarázták meg. A művelés hatása abban nyilvánult meg, hogy valamennyi talajtípuson a művelt területeken jelentősen nagyobb alga abundancia volt mérhető (átlagosan $2,7 \cdot 10^5$ sejt/cm³) a műveletlen területekhez képest (átlagosan $8,5 \cdot 10^4$ sejt/cm³), amely ez utóbbi talajok nagyobb kötöttségével, humusz- illetve szulfát tartalmával magyarázható. A talajmélység hatását mutatta, hogy a teljes vizsgált talajrétegben előforduló algasejtek átlagosan 70%-a a felszínen (0-1 cm), a fennmaradó hányad pedig a mélyebb talajrétegben (1-10 cm) él. A regresszió-analízisek azt mutatták, hogy az általam vizsgált talaj- és meteorológiai tényezők csak kis részben magyarázzák az alga abundancia változásait. Cianobaktériumok esetében 16,1%, kovaalgák esetében 14,6% és az egyéb eukarióta algáknál 8% volt mindössze a magyarázott variancia értéke. Abból a tényből, hogy a mintavételkor mért paraméterek (talaj aktuális nedvességtartalma és kémhatása, valamint levegő hőmérsékleti értékek) figyelembevétele növelte a magyarázott varianciát, arra következtettem, hogy

hasznló vizsgálatok esetén gyakoribb mérések szükségesek, továbbá javaslom újabb abiotikus és biotikus környezeti tényezők figyelembevételét.

- 4) Bioteszt-módszerekkel igazoltam, hogy a vizsgált talajokból izolált algatenyészetek élő bevonata és a vizes sejtkivonatok is mutatnak hormon-szerű hatásokat, és így képesek befolyásolni szervezettebb növények magvainak csírázási, és csíranövény-fejlődési folyamatait. A vizsgált 72 algakivonatból 26 auxin-szerű, 12 citokinin-szerű hatást, 6 pedig (3 zöldalga- és 2 cianobaktériumtörzs) mindkét növényi hormon hatását mutatta. Megállapítottam, hogy a módosított csíranövény-teszt jól alkalmazható élő algatenyészetek hatásának vizsgálatára. A kísérletek eredményeképpen egy zöldalga jelentősebben gátolta a mustármagok csírázását, és megfigyelhető volt az algatenyészetek gátló hatása a gyökér és hipokotil növekedésére.

Köszönetnyilvánítás

Szeretnék köszönetet mondani Dr. Ördög Vince (NYME-MTK) és Dr. Máté Ferenc (VE Georgikon MTK) Professzor Uraknak, hogy lehetővé tették kutatásaim elvégzését e gyönyörű témában. Köszönöm Szűcs Imrének (Veszprém Megyei Földhivatal), hogy készséggel rendelkezésemre bocsátotta a mintavételezési területek kijelöléséhez szükséges talajvizsgálati jegyzőkönyveket és kartogramokat. Köszönet folyamatos és szíves szakmai segítségnyújtásukért Dr. Vörös Lajosnak (MTA Limnológiai Kutatóintézete, Tihany) és Dr. Buczkó Krisztinának (MTA Magyar Természettudományi Múzeum).

Hálásan köszönöm Dr. Alena Lukešovánek (Cseh Tudományos Akadémia Talajbiológiai Intézete), és Dr. František Hindáknak (Szlovák Tudományos Akadémia Botanikai Intézete) a talajból izolált algafajok meghatározásában nyújtott segítségüket, és hogy tanulmányi útjaim során olyan odaadással igyekeztek megismertetni a talajalgák csodálatos világával. Köszönöm Dr. Anatoly Levanetsnek (Ukrán Tudományos Akadémia Botanikai Intézete) a szakmai segítséget és barátságot.

Külön köszönöm Dr. Józsa Sándornak (VE, Georgikon MTK), amiért a statisztika labirintusában eltévedt elmémnek megmutatta a kivezető utat!

Köszönöm férjemnek, Dr. Nagy Szabolcsnak a segítséget a talajminták gyűjtésében, a bátorítást és tanácsokat, és hogy jóban-rosszban velem volt. Köszönöm Szüleimnek a szeretetet és biztatást, nem utolsósorban pedig a folyamatos anyagi támogatásukat.

Végezetül pedig köszönöm mindazok segítségét, akikkel munkám során kapcsolatba kerültem.

Felhasznált irodalom

- Acea M.J., Carballas T. 1999: Microbial fluctuations after soil heating and organic amendment. *Bioresource Technology* 67: 65-71.
- Adams D.G. 2000: Cyanobacterial phylogeny and development: questions and challenges. In: Prokaryotic development (Eds.: Brun Y.V., Shimkets L.J.). American Society for Microbiology, Washington. pp. 51-81.
- Adams D.G., Carr N.G. 1981a: Heterocyst differentiation and cell division in the cyanobacterium *Anabaena cylindrica*: effect of high light intensity. *J. Cell Sci.* 49: 341-352.
- Adams D.G., Carr N.G. 1981b: The developmental biology of heterocyst and akinete formation in cyanobacteria. *CRC Critical Rev. Microbiol.* 1981: 45-100.
- Adams D.G., Duggan P.S. 1999: Transley Review No. 107. Heterocyst and akinete differentiation in cyanobacteria. *New Phytol.* 144: 3-33.
- Ahmed Z.A. 1994: Preliminary study of soil algal flora in Upper Egypt. *Egypt. J. Bot.* 34(1): 17-36.
- Alexakhina T.I. 1971: The peculiarities of soil algae flora in different types of forest. *Bot. Žurn.* 11: 1658-1669.
- Ali S., Sandhu G.R. 1972: Blue-green algae of the saline soils of the Punjab. *Oikos* 23: 268-272.
- Allen O.N. 1957. *Experiments in soil bacteriology*. 3rd ed. Burgess Publishing Co., Minneapolis.
- Anda A., Burucs Z. 1997: Növény és víz kapcsolata a talaj-növény-légkör rendszerben. PÁTE-GMK, Keszthely, 141 pp.
- Andreyeva V.M. 1998: Terrestrial and aerophilic green algae (Chlorophyta: Tetrasporales, Chlorococcales, Chlorosarcinales). NAUKA, St. Petersburg, 351 pp.
- Anjum G., Jabeen T., Hussain F., Faridi M.A.F. 1982: *Pak. J. Bot.*, 14(1): 107-109.
- Archibald P.A. 1990: Soil algae. In: *Soil Biology Guide* (Ed.: Dindal D.L.). John Wiley & Sons, New York, 1349 pp.
- Artamonova V.S. 1988: Dynamics of soil cyanobacteria and algae during irrigation. In: *Biodinamika pochv. Tez. dokl. III Vsesoyuz. simpoz. (Soil biodynamics. Abstracts of papers presented at the 3rd All-Union Symposium)*. Tallin.
- Balezina L.S. 1975: Effect of mineral and organic fertilizers on algal growth in soddy-podzol soil. *Mikrobiologia* 44(2): 347-350.
- Barclay W.R., Lewin R.A. 1985: Microalgal polysaccharide production for the conditioning of agricultural soils. *Plant and Soil* 88: 159-169.
- Bednarz T., Starzecka A. 1992: Development and activity of algae and bacteria in soils under the influence of short-term action of metallurgic industrial dusts. *Algol. Stud.* 66: 129-148.
- Bell R.A. 1993: Cryptoendolithic algae of hot semiarid lands and deserts. *J. Phycol.* 29: 133-139.
- Belnap J. 1995: Surface disturbances: their role in accelerating desertification. *Environmental Monitoring and Assessment* 37: 39-57.
- Belnap J., Barr D., Garcia-Pichel F. 1997: N leakage in cyanobacterial-lichen soil crusts. *Ecol. Bull.* 78: 250.
- Bergman B., Johansson C., Söderbäck E. 1992: Transley review No. 42. The *Nostoc-Gunnera* symbiosis. *New Phytol.* 122: 379-400.

- Bertocchi C., Navarini L., Cesàro A., Anastasio M. 1990: Polysaccharides from cyanobacteria. *Carbohydrate Polymers* 12: 127-153.
- Blackwell M., Chapman R.L. 1993: Collection and storage of fungal and algal samples. *Methods in Enzymology* 224(5).
- Bloodgood R.A. 1990: Gliding motility and flagellar glycoprotein dynamics in *Chlamydomonas*. In: Ciliary and flagellar membranes (Ed. R.A. Bloodgood). Plenum Press, New York and London, pp. 91-128.
- Bold H.C. 1949: The morphology of *Chlamydomonas chlamydogama* sp. nov. *Bull. Torrey Bot. Club* 76: 101-108.
- Bond R.D., Harris J.R. 1964: The influence of the microflora on physical properties of soils. I. Effects associated with filamentous algae and fungi. *Aust. J. Soil Res.*, 2: 111-122.
- Booth W.E. 1941: Algae as pioneers in plant succession and their importance in erosion control. *Ecology*, 22(1): 38-46.
- Borowitzka M.A. 1995: Microalgae as sources of pharmaceuticals and other biologically active compounds. *J. Appl. Phycol.* 7: 3-15.
- Bradley P.M. 1991: Plant hormones do have a role in controlling growth and development of algae. *J. Phycol.* 27: 317-321.
- Bristol-Roach B.M. 1927: On the algae of some normal English soils. *J. Agric. Sci.* 17: 563-588.
- Broady, P.A. 1979: Qualitative and quantitative observations on green and yellow-green algae in some English soils. *Br. Phycol. J.* 14: 151-160.
- Brückner D., Lepossa A., Herpai Z. 2001: Parlagfü-allelópátia: közvetett kölcsönhatások. *Növénytermelés* 50(2-3): 231-236.
- Buczko K. 1986: In memoriam Dr. Zsuzsanna P.-Komáromy (1942-1985). *Annls hist.-nat. Mus. natn. hung.*, 78: 11-14.
- Burges A., Raw F. 1967: *Soil biology*. Acad Press.
- Burke M.J., Gusta L.V., Quamme H.A., Weiser C.J., Li P.H. 1976: Freezing injury in plants. *Ann. Rev. Plant Physiol.* 27: 507-528.
- Burkiewicz K., Synak R. 1996: Biological activity of the media after algal cultures can result from extracellular carbohydrates. *J. Plant Physiol.* 148: 662-666.
- Busygina E.A. 1976: Soil algae communities on ameliorated cutover peatlands. *Pochvovedeniye* 12: 103-109.
- Büdel B., Lüttge U., Stelzer R., Huber O., Medina E. 1994: Cyanobacteria of rocks and soils of the Orinoco lowlands and the Guayana Uplands, Venezuela. *Bot. Acta* 107: 422-431.
- Cameron R.E. 1964: Terrestrial algae of southern Arizona. *Trans. Amer. Microscop. Soc.* 83(2): 212-218.
- Cameron R.E., Blank G.B. 1966: Soil studies. Desert microflora. XI. Desert soil algae survival at extremely low temperatures. *J.P.L. Space Programs Summary* 37-37. IV: 174-181.
- Campbell S.E., Seeler J.S., Golubic S. 1989: Desert crust formation and soil stabilization. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 3: 217-228.
- Chauvat F., Corre B., Herdman M., Joset-Espardellier F. 1982: Energetic and metabolic requirements for the germination of akinetes of the cyanobacterium *Nostoc PCC7524*. *Arch. Microbiol.* 133: 44-49.

- Clark F.E., Durrell L.W. 1965: Algae. In: Black C.A. (Ed. in Chief) Methods of soil analysis. Part 2, Chemical and microbiological properties. Am. Soc. Agronomy, Inc., Publisher, Madison, Wisconsin, USA. pp. 1506-1512.
- Coleman A.W. 1983: The roles of resting spores and akinetes in chlorophyte survival. In: Fryxell G. A. (Ed): Survival strategies of the algae. Cambridge, New York, 1-21.
- Davey M.C. 1989: The effects of freezing and desiccation on photosynthesis and survival of terrestrial Antarctic algae and cyanobacteria. Polar Biology 10: 29-36.
- Davey M.C., Rothery P. 1992: Factors causing the limitation of growth of terrestrial algae in maritime Antarctica during late summer. Polar Biol. 12: 595-601.
- Davidson M.M., Broady P.A. 1996: Analysis of gut contents of *Gomphiocephalus hodgsoni* Carpenter (Collembola: Hypogastruridae) at Cape Geology, Antarctica. Polar. Biol. 16: 463-467.
- Doemel W.N., Brock T.D. 1971: The physiological ecology of *Cyanidium caldarium*. J. gen. Microbiol. 67: 17-32.
- Domracheva L.I. 1998: „Cvetenije” pochvy v agroekosystemach i zakonomernosti ego razvitiya. Doktori tézis, M., MGU, 45 pp.
- Dregne H.E. 1983: Desertifications of arid lands. Hartwood Acad. Publ., New York, pp.1-15.
- Drew E.A., Anderson J.R. 1977: Studies on the survival of algae added to chemically treated soils - 1. Methodology. Soil Biol. Biochem. 9: 207-215.
- Dunger W. 1983: Tiere im Boden. Die Neue Brehm Bücherei, Ziemsen-Verl., Wittenberg-Lutherstadt.
- Durrell L.W. 1962: Algae of Death Valley. Trans. Amer. Microscop. Soc. 81: 268-273.
- Esmarch F. 1914: Die Verbreitung der Cyanophyceen in verschiedenen Böden. Hedwigia 55.
- Ettl H., Gärtner G. 1995: Syllabus der Boden-, Luft- und Flechtenalgen. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York, 721 pp.
- Evans J.H. 1959: The survival of freshwater algae during dry periods. II. Drying experiments. III. Stratification of algae in pond margin litter and mud. J. Ecol. 47: 55-81.
- Falchini L., Sparvoli E., Tomaselli L. 1996: Effect of *Nostoc* (Cyanobacteria) inoculation on the structure and stability of clay soils. Biol. Fertil. Soils 23: 346-352.
- Fay P. 1992: Oxygen relations of nitrogen fixation in cyanobacteria. Microbiol. Rev. 56: 340-373.
- Fehér D. 1936: Über die Algenflora des Waldbodens. Silva 24(13): 101-108.
- Fehér D. 1948: Researches on the geographical distribution of soil microflora. II. The geographical distribution of soil algae. Erdészeti Kísérletek 48: 57-93.
- Fehér D. 1954: Talajbiológia. Akadémiai Kiadó, Budapest, 1263 pp.
- Fehér D., Frank M. 1936: Untersuchungen über die Lichtökologie der Bodenalgen. Arch. Mikrobiol. 7: 1-31.
- Flint L.H. 1958: A green sand from the gulf. Proc. Louisiana Acad. Sci. 18: 22-24.
- Fogg G.E., Stewart W.D.P., Fay P., Walsby A.E. 1973: The Blue-Green Algae. Academic Press, London, 459 pp.

- Franz E.H., Woodwell G.M. 1973: Effects of chronic gamma irradiation on the soil algal community of an oak-pine forest. *Radiation Bot.* 13: 323-329.
- Friedmann E.I., Galun M. 1974: Desert algae, lichens, and fungi. In: *Desert Biology*, Vol. II. (Ed.: Brown G.W.). Academic Press, New York, pp. 165-212.
- Fritsch F.E. 1907: The role of algal growth in the colonization of new ground and in the determination of scenery. *Geogr. J.* (London) 30: 531-548.
- Gantar M., Elhai J. 1999: Colonization of wheat para-nodules by the N₂-fixing cyanobacterium *Nostoc* sp. strain 2S9B. *New Phytol.* 141: 373-379.
- Gantar M., Kerby N.W., Rowell P. 1991: Colonization of wheat (*Triticum vulgare* L.) by N₂-fixing cyanobacteria: II. An ultrastructural study. *New Phytol.* 118: 485-492.
- Garcia-Pichel F., Mechling M., Castenholz R.W. 1994: Diel migrations of microorganisms within a benthic, hypersaline mat community. *Appl. Environ. Microbiol.* 60: 1500-1511.
- Gärtner G. 1996: Soil algae. In: Schinner F., Öhlinger R., Kandeler E., Margesin R. (Eds): *Methods in soil biology*. Springer, pp. 295-305.
- Geider R.J. 1987: Light and temperature dependence of the carbon to chlorophyll a ratio in microalgae and cyanobacteria: implications for physiology and growth of phytoplankton. *New Phytol.* 106: 1-34.
- Gonzalves E.A., Yalavigi V.S. 1960: Algae in the rhizosphaeres of some crop plants. In: *Proc. symp. algology*. (Eds.: Raghaven D., Kachvoo P.). Indian Coun. Agric. Res. New Delhi pp. 1959: 335-342.
- Győri D., Palkovics M.-né, M. Sényi K. 1990: Helyszíni és laboratóriumi talajvizsgálatok. PATE, Keszthely, 1-150.
- Gyurján I., Turtóczy I., Tóth G., Paless Gy., Nghia N.H. 1984: Intercellular symbiosis of nitrogen-fixing bacteria and green alga. *Acta Bot. Hung.* 30(3-4): 249-256.
- Hadfield W. 1960: Rhizosphere effect on soil algae. *Nature* 185: 178-179.
- Harris R.F. 1981: Effect of water potential on microbial growth and activity. In: *Water Potential Relations in Soil Microbiology* (Eds.: Parr J.F., Gardner W.R., Elliot L.F.). Soil Science Society of America, Madison, Wis., pp. 23-95.
- Henriksson L.E. és DaSilva E.J. 1978: Effects of some inorganic elements on nitrogen-fixation in blue-green algae and some ecological aspects of pollution. *Zeitschrift für Allgemeine Mikrobiologie*, 18(7): 487-494.
- Hindák F. 1975: The phototrophic edaphon of the oak-hornbeam forest at Báb. In: *Research project Báb IBP Progress Report II. No. 5* (Ed.: Biskupský V.). Publishing House of the Slovak Academy of Sciences, Bratislava. pp. 177-182.
- Hindák F. 1985: Species composition and biomass of phototrophic edaphon in the ecosystem of a floodplain forest in southern Moravia. In: *Floodplain forest ecosystem* (Eds.: Penka M., Vyskot M., Klimo E., Vašíček F.). Academia, Praha. pp. 239-249.
- Hoffmann L. 1989: Algae of Terrestrial Habitats. *Bot. Rev.* 55: 77-105.
- Horváth S. 1980: *Mikrobiológiai praktikum*. Tankönyvkiadó, Bp. 359.
- Huang, Z., Gutterman, Y. 1998: *Artemisia monosperma* achene germination in sand: effects of sand depth, sand/water content, cyanobacterial sand crust and temperature. *J. Arid Environ.* 38: 27-43.
- Huber A.L. 1985: Factors affecting the germination of akinetes of *Nodularia spumigena* (Cyanobacteriaceae). *Appl. Environ. Microbiol.* 1985: 73-78.

- Hunt M.E., Floyd G.L., Stout B.B. 1979: Soil algae in field and forest environments. *Ecology* 60(2): 362-375.
- Inderjit M., Dakshini K.M. 1994: Algal allelopathy. *Bot. Rev.* 60: 182-196.
- Inderjit, Dakshini, K.M.M. 1997: Allelopathic effect of cyanobacterial inoculum on soil characteristics and cereal growth. *Can. J. Bot.* 75: 1267-1272.
- Jaag O. 1945: Untersuchungen über die Vegetation und Biologie der Algen des nackten Gesteins in den Alpen, im Jura und im schweizerischen Mittelland. *Beiträge zur Kryptogamenflora der Schweiz*, 9: 1-560.
- Jacobs W.P. 1993: A search for some angiosperm hormones and their metabolites in *Caulerpa paspaloides* (Chlorophyta). *J. Phycol.* 29: 595-600.
- Jacobs, W.P., Falkenstein, K., Hamilton, R.H. 1985: Nature and amount of auxin in algae: IAA from extracts of *Caulerpa paspaloides* (Siphonales). *Plant Physiol.* 78: 844-848.
- Jäger, K., Ördög, V. 2000: Verification of cytokinin-like compounds in cyanobacteria. 4th European Workshop on Biotechnology of Microalgae. Bergholz-Rehbrücke, Germany, May 29-30, 2000. Book of abstracts, S1, p.6.
- James P.F. 1955: The limits of life. *J. Brit. Interplanetary Soc.* 14: 265-266.
- Kalkó F.Zs., Felföldy L. 1959: Notes on the method for preparing bacteria-free cultures on green algae by ultra-violet irradiation. *Annal. Biol. Tihany* 26: 343-347.
- Kaltenecker J.H., Wicklow-Howard M., Pellant M. 1999: Biological soil crusts: natural barriers to *Bromus tectorum* L. establishment in the northern Great Basin, USA. In: Eldridge D., Freudenberger D. (Eds): *Proceedings of the VI. International Rangeland Congress*, Aitkenvale, Queensland, Australia, pp. 109-111.
- Kärcher H. 1931: Über die Kalteresistenz einige Pilze und Algen. *Planta* 14: 515-516.
- Katznelson H. 1946: The „rhizosphere effect” of mangels on certain microorganisms. *Soil Sci.* 62: 343-354.
- Kemény S., Deák A. 2000: Kísérletek tervezése és értékelése. Műszaki Könyvkiadó, Bp., 492 pp.
- Khalil Z. 1997: Toxicological response of a cyanobacterium *Formidium fragile*, to mercury. *Water, Air, and Soil Pollution* 98: 179-185.
- King M.J., Ward, C.H. 1977: Distribution of edaphic algae as related to land usage. *Phycologia* 16(1): 23-30.
- Kiss I. 1955: A talajok növényi mikroszervezeteinek élete és az időjárás. *Időjárás*, 59: 339-343.
- Kiss I. 1959: A „talajvirágzás” szinoptikus meteorobiológiai vizsgálata. *Agrokémia és Talajtan* 8(1): 49-58.
- Kiss I. 1968: Vízfeltöréses („forrásos”) talajfelületek vizsgálata Dél-Alföld szikes területein, különös tekintettel a mikrovegetáció tömegprodukciós kialakulására. Különlenyomat a Szegedi Tanárképző Főiskola Tudományos Közleményeiből, pp. 3-38.
- Kiss I. 1987-1988: Az Alpári-medence algáinak tanulmányozása a környezetvédelem érdekében. *Acta Academiae Paedagogicae Szegediensis, Series Biologica, Geografica*, pp. 23-45.
- Kobayashi M., Hirai N., Kurimura Y., Ohigashi H., Tsuji Y. 1997: Absciscic acid-dependent algal morphogenesis in the unicellular green alga *Haematococcus pluvialis*. *Plant Growth Regulation* 22: 79-85.

- Komárek J., Anagnostidis K. 1989: Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 4 – Nostocales. Arch. Hydrobiol. Suppl. 82 (3): 247-345.
- Komáromy Zs. P. 1975: Comparative algological studies in some soil types of the Mátra Mts. Acta Bot. Acad. Sci. Hung. 21: 289-304.
- Komáromy Zs. P. 1976: Soil algal growth types as edaphic adaptation in Hungarian forest and grass steppe ecosystems. Acta Bot. Acad. Sci. Hung. 22: 373-379.
- Komáromy Zs. P. 1976-77: Adatok a Mátra-hegység talajalga flórájához. Fol. Hist. nat. Mus. Matr. 4: 5-13.
- Komáromy Zs. P. 1979: Algal flora of Hungarian sandy soils. I. Some algological investigations in Kiskunság National Park, Hungary. Ann. Hist.-nat. Mus. Nat. Hung. 71: 58-63.
- Komáromy Zs. P. 1982: Contribution to the soil algal flora of the Hortobágy National Park. In: The flora of the Hortobágy National Park. Akadémiai Kiadó. pp. 49-55.
- Komáromy Zs. P. 1983: A comparative study on the algal synusia of Hungarian grasslands and deciduous forests. Ann. Hist.-nat. Mus. Nat. Hung. 75: 47-53.
- Komáromy Zs. P. 1984: The algal synusia of solonetz, solonchak and solonchak-solonetz soils in Hungary. Ann. Hist.-nat. Mus. Nat. Hung. 76: 73-81.
- Komáromy Zs. P. 1985: The role of algal synusia of grasslands in successional processes in Hungary. Ann. Hist.-nat. Mus. Nat. Hung. 77: 97-102.
- Kondakova L.V. 1984: Izmeneniye soobshchestv pochvennykh vodorosley pri melioratsii dernovo-podzolistykh pochv (Change of communities of soil algae during the reclamation of Sod-Podzolic soils). Kandidátusi értekezés, Leningrád.
- Kondratyeva N.V., Kislova O.A. 1999: Species composition and frequency of Cyanophyta in soil samples after long-term storage in an air-dried state. Int. J. Algae 1(2): 37-44.
- Kreitlow S., Mundt S., Lindequist U. 1999: Cyanobacteria – a potential source of new biologically active substances. J. Biotechnol. 70: 61-63.
- Kuznetsov E.D., Vladimirova M.G. 1964: Iron as a factor limiting the growth of *Chlorella* on Tamiya medium. Sov. Plant Physiol. 11(4): 82-89.
- Larsen K.D. 1995: Effects of microbiotic crusts on the germination and establishment of three range grasses. Unpublished thesis, Boise State Univ., Boise, ID, 86 pp.
- Lazaroff N. 1966: Photoinduction and photoreversal of the Nostocacean developmental cycle. J. Phycol. 2: 7-17.
- Lepossa, A. 1999: Isolation and maintenance of algal strains. Laboratory manual of "International Workshop and Training Course on Microalgal Biology and Biotechnology, Mosonmagyaróvár, June 13-26, 1999", 87-93.
- Lewin R.A. 1956: Extracellular polysaccharides of green algae. Can. J. Microbiol. 2: 665-672.
- Lipman C.B. 1941: The successful revival of Nostoc commune from a herbarium specimen eighty-seven years old. Bull. Torrey Club 68: 666-669.
- Lukešová A. 1993: Soil algae in four secondary successional stages on abandoned fields. Algol. Stud. 71: 81-102.
- Lukešová A., Hoffmann L. 1995: Soil algae from acid rain impacted forest areas of the Krušné hory Mts. 2. Effect of pH on growth. Algol. Stud. 78: 39-51.
- Lukešová A., Hoffmann L. 1996: Soil algae from acid rain impacted forest areas of the Krušné hory Mts. 1. Algal communities. Vegetatio 125: 123-136.

- Lukešová A., Komárek J. 1987: Succession of soil algae on dumps from strip coal-mining in the Most Region (Czechoslovakia). *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, Praha, 22: 355-366.
- Lund J.W.G. 1947: Observations on soil algae. II. Notes on groups other than diatoms. *New Phytol.* 46: 35-60.
- Lund J.W.G. 1967: Soil algae. In: *Soil biology* (Eds.: Burger A., Raw F.). Academic Press, New York, pp. 129-147.
- Maršálek B., Šimek M., Lukešová A. 1992a: The effect of abscisic and gibberellic acids on nitrogenase activity and growth of the cyanobacterium *Nostoc muscorum* Agardh. *Alg. Studies* 66: 119-127.
- Maršálek B., Zahradníčková H., Hronková M. 1992b: Extracellular production of abscisic acid by soil algae under salt, acid or drought stress. *Z. Naturforsch.* 47c: 701-704.
- Máté F. 1981: A Balaton környéke talajai. In: *Tavunk, a Balaton* (Illés I., szerk.). Natura, 34-40.
- Mátyás Cs. (Ed) 1996: *Erdészeti ökológia*. Mezőgazda Kiadó, Bp., 312 pp.
- Mayland H.F., McIntosh T.M. 1966: Availability of biologically-fixed atmospheric nitrogen –15 to higher plants. *Nature* 209: 421-422.
- Meeks J.C. 1998: Symbiosis between nitrogen-fixing cyanobacteria and plants. The establishment of symbiosis causes dramatic morphological changes in the cyanobacterium. *BioScience* 48(4): 266-276.
- Mehta V.B., Vaidya B.S. 1978: Cellular and extracellular polysaccharides of the blue-green alga *Nostoc*. *J. Exp. Bot.* 29(113): 1423-1430.
- Metting B. 1981: The systematics and ecology of soil algae. *Bot. Rev.* 47: 195-312.
- Metting B. 1987: Dynamics of wet and dry aggregate stability from a three-year microalgal soil conditioning experiment in the field. *Soil Sci.* 143(2): 139-143.
- Metting B. 1988: Micro-algae in agriculture. In: Borowitzka M.A., Borowitzka L.J. (Eds): *Microalgal biotechnology*. Cambridge Univ. Press, pp. 288-304.
- Metting B. 1991: Biological Surface Features of Semiarid Lands and Deserts. In: *Semiarid Lands and Deserts. Soil resource and reclamation* (Ed.: Skujiņš J.). Marcel Dekker, Inc., New York, Basel, Hong Kong, pp. 257-293.
- Metting B., Pyne J.W. 1986: Biologically active compounds from microalgae. *Enzyme Microb. Technol.* 8: 386-394.
- Metting B., Rayburn W. 1979: The effects of the preemergence herbicide di-allate and the post-emergence herbicide MCPA on the growth of some soil algae. *Phycologia* 18: 269-272.
- Metting B., Rayburn W.R. 1983: The influence of a microalgal conditioner on selected Washington soils: an empirical study. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47: 682-685.
- Metting F.B. 1992: Structure and physiological ecology of soil microbial communities. In: *Soil microbial ecology* (Ed.: Metting F.B.). Marcel Dekker, Inc., New York, Basel, Hong Kong, pp. 3-25.
- Metting F.B. 1994: Algae and cyanobacteria. In: *Methods of Soil Analysis, Part 2. Microbiological and Biochemical Properties*. SSSA, pp. 427-458.
- Metting F.B. 1996: Biodiversity and application of microalgae. *J. Industrial Microbiol.* 17: 477-489.

- Misra S., Kaushik B.D. 1989: Growth promoting substances of cyanobacteria. I. Vitamins and their influence on rice plant. Proc. Indian natn. Sci. Acad. B55(4): 295-300.
- Miszalski Z., Büdel B., Lüttge U. 1995: Sensitivity of terrestrial cyanobacteria to light and sulphite stress. Polish J. Environ. Stud. 4(4): 55-59.
- Moreno J., Vargas M.A., Olivares H., Rivas J., Guerrero M.G. 1998: Exopolysaccharide production by the cyanobacterium *Anabaena* sp. ATCC 33047 in batch and continuous culture. J. Biotech. 60: 175-182.
- MSZ 20135. 1999: A talaj oldható tápelemtartalmának meghatározása. Magyar Szabványügyi Testület, Budapest. 12 pp.
- Neale P.J., Richerson P.J. 1987: Photoinhibition and the diurnal variation of phytoplankton photosynthesis. I. Development of a photosynthesis-irradiance model from studies of in situ responses. J. Plankton Res. 9: 167-193.
- Neely-Fisher D.L., White W.B., Fisher R.W. 1989: Fructose-induced dark germination of *Anabaena* akinetes. Curr. Microbiol. 19: 139-142.
- Nekrasova K.A. 1989: Changes in the species composition and number of algae in the fertilizer-soil-plant system. Pochvovedeniye 5: 52-58.
- Németh J. 1998: A fitoplankton biomassájának becslése. In: A biológiai vízminősítés módszerei. VTKV-7. 132-139.
- Németh L., Ördög V. 2000: Screening of microalgae strains for their antifungal activity. 4th European Workshop on Biotechnology of microalgae. May 29-30, 2000. Book of abstracts, S1/21.
- Nichols J.M., Adams D.G. 1982: Akinetes. In: The biology of cyanobacteria (Eds.: Carr N.G., Whitton B.A.). Blackwell Scientific, Oxford, UK. pp. 387-412.
- Novogradsky D.M. 1948: Method for studying of microflora of separate soil pieces. Vestnik AN KazSSSR, 11.
- Oesterreicher, W. 1988: Quantitative Erfassung der Bodenalgengflora mit dem Fluoreszenzmikroskop. Leitz Mitt. u. Techn., Bd.IX, 3: 112-116.
- O'Kelley J.C. 1974: Inorganic nutrients. In: Algal physiology and biochemistry (Ed.: Stewart W.D.P.). University of California Press, Berkeley. pp. 610-635.
- O'Kelley J.C., Deason T.R. 1962: Effect of nitrogen, sulfur and other factors on zoospore production by *Protosiphon botryoides*. Amer. J. Bot. 49: 771-777.
- Ördög V. 1981: Contributions to the standardization of laboratory alga tests. Bot. Közlem. 68(1-2): 85-93.
- Ördög V., Pulz O. 1996: Diurnal changes of cytokinin-like activity in a strain of *Arthonema africanum* (Cyanobacteria), determined by bioassays. Algol. Stud. 82: 57-67.
- Painter T.J. 1993: Carbohydrate polymers in desert reclamation: the potential of microalgal biofertilizers. Carbohydrate Polymers 20: 77-86.
- Parker B.C. 1961: Facultative heterotrophy in certain soil algae from the ecological viewpoint. Ecology 42: 381-386.
- Parker B.C., Bold H.C. 1961: Biotic relationships between soil algae and other microorganisms. Amer. Jour. Bot. 48: 185-197.
- Parker B.C., Schamem N., Renner R. 1969: Viable soil algae from the herbarium of the Missouri Botanical Garden. Ann. Missouri Bot. Gard. 56: 113-119.

- Pedurang P., Reynaud, P.A. 1987: Do cyanobacteria enhance germination and growth of rice? *Plant Soil*, 101: 235-240.
- Peterson C.G., Boulton A.J. 1999: Stream permanence influences microalgal food availability to grazing tadpoles in arid-zone springs. *Oecologia* 118: 340-352.
- Peterson P. (Ed) 2001: Biological soil crusts: ecology and management. Technical Reference 1730-2. 111pp.
- Pipe A.E., Shubert L.E. 1984: The use of algae as indicators of soil fertility. In: *Biological indicators*. pp. 213-233.
- Pluis J.L.A. 1994: Algal crust formation in the inland dune area, Laarder Wasmeer, the Netherlands. *Vegetatio* 113: 41-51.
- Pluis J.L.A., de Winder B. 1989: Spatial patterns in algae colonization of dune blowouts. *Catena*, 16: 499-506.
- Pluis J.L.A., de Winder B. 1990: Natural stabilization. *Catena Suppl.* 18: 195-208.
- Pluis J.L.A., van Boxel J.H. 1993: Wind velocity and algal crusts in dune blowouts. *Catena* 20: 581-594.
- Pringsheim E.G. 1954: *Algenreinkulturen: ihre Herstellung und Erhaltung*. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena. 109 pp.
- Prosperi C., Boluda L., Luna C., Fernandez-Valiente E. 1992: Environmental factors affecting in vitro nitrogenase activity of cyanobacteria isolated from rice-fields. *J. Appl. Phycol.* 4: 197-204.
- Reynolds C.S., Jaworski G.H.M., Cmiech H.A., Leedale G.F. 1981: On the annual cycle of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* Kütz. emend. Elenkin. *Philos. Trans. R. Soc., Ser B* 293: 419-477.
- Rippka R., Deruelles J., Waterbury J.B., Herdman M., Stanier R.Y. 1979: Generic assignments, strain histories and properties of pure cultures of cyanobacteria. *J. Gen. Microbiol.* 111: 1-61.
- Robbins W. 1912: Alge in some Colorado Soils. *Colorado Agr. Exp. Stat. Bull.* 184.
- Robinson N.J., Rutherford J.C., Pocock M.R., Cavet J.S. 2000: Metal metabolism and toxicity: repetitive DNA. In: Whitton B.A., Potts M. (Eds): *The ecology of cyanobacteria – their diversity in time and space*. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, pp. 443-463.
- Rodríguez H., Rivas J., Guerrero M.G., Losada M. 1990: Ca^{2+} requirement for aerobic nitrogen fixation by heterocystous blue-green algae. *Plant Physiol.* 92: 886-890.
- Roger P.A., Santiago-Ardales S., Reddy P.M., Watanabe I. 1987: The abundance of heterocystous blue-green algae in rice soils and inocula used for application in rice fields. *Biol. Fertil. Soils* 5: 98-105.
- Rost F.W.D. 1992: *Fluorescence microscopy*. Vol. 1. Cambridge Univ. Press, Cambridge, New York, Port Chester, Melbourne, Sydney, pp. 1-249.
- Rouatt J.W., Katznelson H., Payne T.M.B. 1960: Statistical evaluation of the rhizosphere effect. *Soil Sci. Soc. Proc.* 271-273.
- Round F.E. 1981: *The ecology of algae*. University Press, Cambridge, 653 pp.
- Ruble R.W., Davis J.S. 1988: Soil algae from fallow potato fields in south Florida (USA) marl. *Nova Hedwigia*, 47(3-4): 403-414.
- Rychert R.C., Skujiņš J., Sorensen J., Porcella D. 1978: Nitrogen fixation by lichens and free-living microorganisms in deserts. In: West N.E., Skujiņš J. (Eds): *Nitrogen in*

- desert ecosystems. Dowden, Hutchinson, and Ross, Stroudsburg, Pennsylvania, pp. 20-30.
- Sarma T.A., Khattar J.I.S. 1993: Akinete differentiation in phototrophic, photoheterotrophic and chemoheterotrophic conditions in *Anabaena torulosa*. *Folia Microbiol.* 38: 335-340.
- Scherer S., Almon H., Böger P. 1988: Interaction of photosynthesis, respiration and nitrogen fixation in cyanobacteria. *Photosynthesis Research* 15: 95-114.
- Shem-Tov S., Zaady E., Groffman P.M., Gutterman Y. 1999: Soil carbon content along a rainfall gradient and inhibition of germination: a potential mechanism for regulating distribution of *Plantago coronopus*. *Soil Biol. Biochem.* 31: 1209-1217.
- Sherman D.M., Tucker D., Sherman L.A. 2000: Heterocyst development and localization of cyanophycin in N₂-fixing cultures of *Anabaena* sp. PCC 7120 (Cyanobacteria). *J. Phycol.* 36: 932-941.
- Shields L.M. 1982: Algae. In: Page A.L., Miller R.H., Keeney D.R. (Eds): *Methods of soil analysis*, 2nd Ed, No. 9 (Part 2). Chemical and microbiological properties. Soil Sci. Soc. Amer., Inc. Publisher, Madison, Wisconsin, USA. pp.1093-1101.
- Shields L.M., Durrell L.W. 1964: Algae in relation to soil fertility. *Bot. Rev.* 30: 92-128.
- Shimmel S.M., Darley W.M. 1985: Productivity and density of soil algae in an agricultural system. *Ecology* 66(5): 1439-1447.
- Shtina E.A. 1959: The algal communities of the main soil types of the USSR and their diagnostic significance. *Bot. Zhurn.* 44(8): 1062-1074.
- Shtina E.A. 1969: Über die Verbreitung und ökologische Bedeutung der Algen in Ackerböden. *Pedobiologia*, 9: 226-242.
- Shtina E.A. 1972: Some peculiarities of the distribution of nitrogen-fixing blue-green algae in soils. In: *Taxonomy and biology of blue-green algae* (Ed.: Desikachary T.V.). Symp. at Madras, India 1970, pp. 294-295.
- Shtina E.A. 1991: Regulation of the development of algae in soil. *Pochvovedeniye* 8: 57-65.
- Shtina E.A., Bolyshev N.N. 1963: Algal communities in the soils of arid steppes and desert-steppes. *Bot. Zhurn.* 5: 670-680.
- Shtina E.A., Nekrasova K.A. 1971: The direct and indirect contribution of soil algae to the primary production of biocenoses. In: *Nat. de la Recherche Agronomique*, Publ. 71-7: 37-45.
- Shtina E.A., Yung L.A. 1963. *Agrobiologiya* 3: 424-427.
- Shubert L.E., Starks T.L. 1985: Diagnostic aspects of algal ecology in disturbed lands. In: *Soil reclamation processes. Microbiological analyses and applications* (Eds.: Tate R.L., Klein D.A.). Marcel Dekker, Inc. New York and Basel, pp. 83-106.
- Šimek M., Maršálek, B. 1992: Evidence for abscisic acid-caused enhancement of nitrogease activity in *Trichormus variabilis*. *Algol. Stud.* 67: 91-102.
- Šimek M., Maršálek, B. 1993: Response of the cyanobacterium *Nostoc muscorum* to abscisic acid and its analogue LAB. *Algol. Stud.* 71: 75-79.
- Singh P.K. 1977: Effects of Azolla on the yield of paddy with and without application of N-fertilizer. *Curr. Sci.* 46: 622-644.

- Sirenko L.A. 1999: Algae in agronomical practice. Oral presentation in "International Workshop and Training Course on Microalgal Biology and Biotechnology, Mosonmagyaróvár, June 13-26, 1999"
- Skujiņš J. 1984: Microbial ecology of desert soils. *Advances in Microbial Ecology* 7: 49-91.
- Soeder C., Stengel E. 1974: Physico-chemical factors affecting metabolism and growth rate. In: Stewart W.D.P. (Ed): *Algal physiology and biochemistry*. Blackwell Sci. Publ., Oxford, London, Edinburgh, Melbourne. Bot. Monogr. 10: 714-740.
- Spiller H., Gunasekaran M. 1991: Simultaneous oxygen production and nitrogenase activity of an ammonia-excreting mutant of the cyanobacterium *Anabaena variabilis* in a co-culture with wheat. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 35: 798-804.
- Stal L.J. 2000: Cyanobacterial mats and stromatolites. In: Whitton B.A., Potts M. (Eds): *The ecology of cyanobacteria – their diversity in time and space*. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, pp. 61-120.
- Starks T.L., Shubert L.E., Trainor F.R. 1981: Ecology of soil algae: a review. *Phycologia* 20(1): 65-80.
- Stewart W.D.P., Pearson H.W. 1970: Effects of aerobic and anaerobic conditions on growth and metabolism of blue-green algae. *Proc. Roy. Soc. London* 175: 293-311.
- Stirk W.A., Ördög V., van Staden J. 1999: Identification of the cytokinin isopentenyladenine in a strain of *Arthronema africanum* (Cyanobacteria). *J. Phycol.* 35: 89-92.
- Stokes J.L. 1940: The influence of environmental factors upon the development of algae and other microorganisms in the soil. *Soil Sci.* 49: 171-184.
- Stotzky G. 1972: Activity, ecology, and population dynamics of microorganisms in soil. *CRC Crit. Rev. Microbiol.* 2: 59-137.
- Sudakova E.A. 1977: Pocvennije vodorosli estestvennih fitocenozob uznoj casti Pred-Bajkala. Tézis, Akademia Nauk, CCCP, pp. 1-25.
- Sukala B.L., Davis J.S. 1994: Algae from nonfertilized soils and from soils treated with fertilizers and lime of northcentral Florida. *Nova Hedwigia* 59(1-2): 33-46.
- Sutherland J.M., Herdman M., Stewart W.D.P. 1979: Akinetes of the cyanobacterium *Nostoc* PCC 7524. Macromolecular composition, structure and control of differentiation. *J. Gen. Microbiol.* 115: 273-287.
- Sváb, L. 1979: Többváltozós módszerek a biometriában. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 222 pp.
- Svircev Z., Melar, M. 2000: The germination of wheat influenced by nitrogen-fixing cyanobacteria. 4th European Workshop on Biotechnology of Microalgae. Bergholz-Rehbrücke, Germany, May 29-30, 2000. Book of abstracts, S6, p.15.
- Szabó, L.Gy. (szerk.) 1980: A magbiológia alapjai. Akadémiai Kiadó, Budapest. 392 pp.
- Tandeau de Marsac N. 1994: Differentiation of hormogonia and relationships with other biological processes. In: *The molecular biology of cyanobacteria* (Ed.: Bryant D.A.). Kluwer Academic Publishers, pp. 825-842.
- Tandeau de Marsac N., Houmard J. 1993: Adaptation of cyanobacteria to environmental stimuli: new steps towards molecular mechanisms. *FEMS Microbiol. Rev.* 104: 119-190.

- Tchan Y.T. 1952: Study of soil algae. Fluorescence microscopy for the study of soil algae. Proceedings of the Linnean Society of New South Wales, 77: 265-269.
- Tchan Y.T. 1953: Relationship between Redox potential, penetration of light, and vertical distribution of algae in sandy soils. Austral. Conf. Soil Sci. 1: 3.7.1-3.7.3.
- Tchan Y.T., Whitehouse J.N.A. 1953: Study of soil algae. II. The variation of the soil algal population in sandy soils. Proc. Linn. Soc. New South Wales 78: 160-170.
- Tearle P.V. 1987: Cryptogamic carbohydrate release and microbial response during spring freeze-thaw cycles in Antarctic fellfield fines. Soil Biol. Biochem. 19: 381-390.
- Trainor F. 1983: Survival of algae in soil after high temperature treatment. Phycologia 22: 201-202.
- Trainor F.R., McLean R. 1964: A study of a new species of *Spongiochloris* introduced into sterile soil. Amer. J. Bot. 51: 57-60.
- Treboux O. 1905: Organische Sauren als Kohlenstoffquelle bei Algen. Ber. Deutsch. Bot. Ges. 23: 432.
- Tret'yakova A.N. és mtsai 1989: Effect of some agricultural practices on groupings of soil algae. In: Properties and rational use of arable soils of the Cis-Ural. Perm.
- Tsujimura S., Nakahara H., Ishida N. 2000: Estimation of soil algal biomass in salinized irrigation land: a comparison of culture dilution and chlorophyll-a extraction method. J. Appl. Phycol. 12:1-8.
- Venkataraman G.S. 1964: Thermal resistance and viability of microalgae. Phykos 3: 26-28.
- Vogel S. 1955: Niedere „Fensterpflanzen“ in der südafrikanischen Wüste. Beitr. Biol. Pfl. 31: 45-135.
- Vraná D., Votruba J. 1995: Influence of soluble humic substances on the growth of algae and blue-green algae. Folia Microbiol. 40(2): 207-208.
- Whitton B.A. 2000: Soils and rice-fields. In: Whitton B.A., Potts M. (Eds): The ecology of cyanobacteria – their diversity in time and space. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, pp. 233-255.
- Wild A. 1988: Russell's soil conditions & plant growth. Longman Scientific & Technical /copublished in the US. with John Wiley & Sons, Inc. New York. pp. 465-468.
- Willson, D., Forest, H.S. 1957: An exploratory study on soil algae. Ecol. 38: 309-313.
- Wilson J.T., Alexander M. 1979: Effect of soil nutrient status and pH on nitrogen-fixing algae in flooded soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 43: 936-939.
- Wolk C.P. 1965: Control of sporulation in a blue-green alga. Developmental Biology 12: 15-35.
- Wolk C.P. 2000: Heterocyst formation in *Anabaena*. In: Brun Y.V., Shimkets L.J. (Eds): Prokaryotic development. Am. Soc. Microb., Washington, DC, pp. 83-104.
- Wolk C.P., Ernst A., Elhai J. 1994: Heterocyst metabolism and development. In: Bryant D.A. (Ed): The molecular biology of cyanobacteria. Kluwer Acad. Publ., The Netherlands, pp. 769-823.
- Yamamoto Y. 1975: Effect of desiccation on the germination of akinetes of *Anabaena cylindrica*. Plant Cell Physiology 16: 749-752.
- Zehnder A., Gorham P.R. 1960: Factors influencing the growth of *Microcystis aeruginosa* Kütz. emend. Elenkin. Can. J. Microbiol. 6: 645-660.

- Zhao, Z.R., Wu, Z.L., Huang, G.Q., Li, G.R. 1992: An improved disk bioassay for determining activities of plant growth regulators. *J. Plant Growth Regul.* 11: 209-213.
- Zimmerman W., Metting B., Rayburn W. 1980: The occurrence of blue-green algae in silt loams of Whitman county, Washington. *Soil Sci.* 130(1): 11-18.
- Zimmerman W.J. 1992. Microalgal biotechnology and applications in agriculture. In: *Soil microbial ecology* (Ed: Metting F.B.) Marcel Dekker, Inc., New York, Basel, Hong Kong, pp. 457-479.

1. táblázat: Talajjalgák izolálásához és laboratóriumi tenyésztéséhez felhasznált tápoldatok összetétele

Módosított BRISTOL-tápoldat (Bold 1949)

1. Törzsoldat	10 ml/l
	250 ml deszt.vízben
NaNO ₃	6,25 g
CaCl ₂ * 2H ₂ O	0,625 g
MgSO ₄ * 7H ₂ O	1,875 g
K ₂ HPO ₄	1,875 g
KH ₂ PO ₄	4,375 g
NaCl	0,625 g
2. Törzsoldat	1 ml/l
	100 ml deszt.vízben
Na ₂ -EDTA (Selecton B)	5 g
KOH	3,1 g
3. Törzsoldat	1 ml/l
	100 ml/l deszt.vízben
FeSO ₄ * 7H ₂ O	0,498 g
H ₂ SO ₄ cc.	0,1 ml
4. Törzsoldat	1 ml/l
	100 ml deszt.vízben
H ₃ BO ₃	1,142 g
5. Törzsoldat	1 ml/l
	100 ml deszt.vízben
ZnSO ₄ * 7H ₂ O	0,882 g
MnCl ₂ * 4H ₂ O	0,144 g
Na ₂ MoO ₄ * 2H ₂ O	0,242 g
CuSO ₄ * 5 H ₂ O	0,157 g
Co(NO ₃) ₂ * 6H ₂ O	0,049 g

1. táblázat folytatása

Z-8 tápoldat (Zehnder és Gorham 1960)

1. Törzsoldat	3 ml/l
	300 ml deszt.vízben
NaNO ₃	46,7 g
Ca(NO ₃) ₂	5,9 g
MgSO ₄ * 7H ₂ O	2,5 g
2. Törzsoldat	1 ml/l
	300 ml deszt.vízben
K ₂ HPO ₄	9,3 g
Na ₂ CO ₃	6,3 g
3. Törzsoldat	10 ml/l
A) 1,3515 g FeCl ₃ * 6H ₂ O + 1,5 ml cc.HCl + 150 ml deszt.víz	
B) 2,1915 g Na ₂ -EDTA (Selecton B) + 150 ml deszt.víz	
5 ml A + 5 ml B + 490 ml deszt.víz	
4. Mikroelem-oldat	0,08 ml/l
	500 ml deszt.vízben
Na ₂ SiO ₃ * 9H ₂ O	0,025 g
H ₃ BO ₃	1,550 g
MnCl ₂ * 4H ₂ O	1,115 g
(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ * 4H ₂ O	0,044 g
KBr	0,0595 g
KI	0,0415 g
ZnSO ₄ * 7H ₂ O	0,1435 g
Co(NO ₃) ₂ * 6H ₂ O	0,073 g
CuSO ₄ * 5 H ₂ O	0,0625 g
Al ₂ (SO ₄) ₃ * 18H ₂ O	0,237 g
LiCl * H ₂ O	0,025 g

1. táblázat folytatása

Tamiya-tápoldat (Kuznetsov és Vladimirova 1964)

	1 l forralt csapvízben
KNO ₃	5,0 g
MgSO ₄ * 7H ₂ O	2,5 g
KH ₂ PO ₄	1,25 g
Na ₂ -EDTA	0,037 g
FeSO ₄ * 7H ₂ O	0,009 g
Z-8 Mikroelem-oldat (módosítás)	0,08 ml

BG-11/-N tápoldat (Rippka és mtsai 1979)**1-8. törzssoldatok****10 ml/l**

	100 ml deszt.vízben
1) NaCl	102,1 g
2) K ₂ HPO ₄	0,4 g
3) MgSO ₄ * 7H ₂ O	0,75 g
4) CaCl ₂ * 2H ₂ O	0,36 g
5) C ₆ H ₈ O ₇ * H ₂ O	0,06 g
6) C ₆ H ₅ O ₇ Fe * H ₂ O	0,06 g
7) Na ₂ -EDTA	0,01 g
8) Na ₂ CO ₃ * 10H ₂ O	0,2 g

9. Mikroelem-oldat**1 ml/l**

	1000 ml deszt.vízben
H ₃ BO ₃	0,061 g
MnSO ₄ * H ₂ O	0,169 g
ZnSO ₄ * 7H ₂ O	0,287 g
CuSO ₄ * 5 H ₂ O	0,0025 g
(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ * 4H ₂ O	0,0125 g

2. táblázat: Abszolút talajnedvesség-értékek (NT%) a vizsgált időtartamban

Terület	Mélység	NT%												$\Delta X \pm s$
		Á	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	
I.a	0-1cm	32,1	33,2	22,0	28,8	15,4	9,6	11,2	31,8	28,9	53,6	30,2	24,9	26,8±11,8
	1-10cm	33,2	32,2	26,7	24,8	15,4	15,3	16,4	27,0	24,0	37,5	27,6	23,0	25,3±7,1
I.b	0-1cm	90,1	69,0	51,7	59,4	32,2	22,6	35,5	55,2	56,2	109,9	66,1	64,1	59,3±24,1
	1-10cm	71,3	68,2	55,2	58,5	34,4	32,7	38,2	54,2	56,4	57,9	59,8	58,0	53,7±12,4
II.a	0-1cm	40,3	29,1	6,3	28,4	6,1	9,7	7,0	30,4	32,0	99,3	29,3	31,5	29,1±25,2
	1-10cm	34,3	27,6	20,8	25,9	17,4	11,1	15,1	26,9	28,5	37,6	27,4	28,7	25,1±7,7
II.b	0-1cm	52,1	45,7	13,2	39,8	15,8	15,6	20,9	53,8	52,4	126,0	46,0	47,0	44,0±30,3
	1-10cm	36,6	34,3	25,5	31,3	19,7	17,2	21,0	33,6	35,9	37,6	35,1	33,4	30,1±7,2
III.a	0-1cm	37,6	26,4	6,2	25,6	8,1	3,7	4,1	24,5	30,6	84,7	25,3	24,2	25,1±21,9
	1-10cm	32,6	26,7	21,3	24,1	16,1	12,1	11,3	28,4	30,9	41,2	26,9	25,6	24,8±8,6
III.b	0-1cm	52,0	45,7	32,4	32,3	19,4	17,0	19,1	45,7	52,7	112,3	47,6	49,5	43,8±25,4
	1-10cm	34,2	30,1	26,1	24,9	18,6	16,3	15,4	30,6	37,3	49,0	32,6	33,3	29,0±9,6

3. táblázat: Friss talaj pH(H₂O)-értékei a vizsgált időtartamban

Terület	Mélység	pH (H ₂ O)											ΔX ± s	
		Á	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F		M
I.a	0-1cm	7,6	7,4	6,9	7,8	7,7	7,8	7,6	6,7	6,9	6,5	6,4	6,7	7,2±0,5
	1-10cm	7,8	7,5	7,1	7,5	7,8	7,7	7,4	7,2	7,3	6,7	6,8	6,9	7,3±0,4
I.b	0-1cm	7,6	7,6	7,1	7,8	7,8	7,9	7,3	7,0	7,5	6,4	6,6	6,9	7,3±0,5
	1-10cm	7,8	7,5	7,1	7,5	7,7	7,7	7,4	7,2	7,3	6,7	6,8	6,9	7,3±0,4
II.a	0-1cm	7,9	7,8	7,4	7,9	7,7	7,8	7,7	6,9	7,4	6,8	6,9	7,1	7,4±0,4
	1-10cm	8,1	8,2	7,4	7,7	7,8	7,8	7,5	7,4	7,6	7,5	7,4	7,1	7,6±0,3
II.b	0-1cm	8,0	7,5	7,3	7,7	7,5	7,9	7,7	7,2	7,4	6,8	7,0	7,1	7,4±0,4
	1-10cm	7,8	7,6	7,3	7,4	7,6	7,7	7,5	7,5	7,6	7,2	7,5	7,3	7,5±0,2
III.a	0-1cm	7,4	7,0	7,0	6,9	7,1	7,4	7,0	6,8	6,8	6,3	6,5	7,0	6,9±0,3
	1-10cm	7,4	7,5	7,1	6,9	7,1	7,2	6,9	7,1	7,2	6,4	6,9	7,3	7,1±0,3
III.b	0-1cm	7,6	7,5	7,5	7,0	7,4	7,6	7,1	7,1	7,2	6,5	7,0	7,0	7,2±0,3
	1-10cm	7,7	7,6	7,1	7,0	7,5	7,6	7,1	7,2	7,5	6,6	7,3	7,3	7,3±0,3

4. táblázat: Mintagyűjtéskor mért talajhőmérséklet-értékek

Terület	talajhőmérséklet (C°)												$\Delta X \pm s$
	Á	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	
I.a	6,6	16,4	19,6	15,4	19,8	19,8	8,0	8,0	4,8	-2,0	4,0	2,5	10,2±7,6
I.b	7,8	14,2	16,8	17,4	18,9	20,1	9,6	8,8	5,2	0,8	4,0	3,5	10,6±6,7
II.a	7,6	18,4	21,2	20,8	19,1	19,1	8,0	8,0	4,0	-0,2	4,0	3,0	11,1±7,9
II.b	8,8	15,6	21,8	20,6	18,7	19,2	7,6	8,4	4,4	0,4	4,0	4,5	11,2±7,5
III.a	5,8	15,0	19,3	17,8	20,8	18,7	9,6	7,6	3,2	-1,8	6,0	2,5	10,4±7,7
III.b	7,6	15,0	16,4	18,4	18,0	17,6	10,2	8,6	4,4	0,9	4,0	3,5	10,4±6,4

5. táblázat: Mintagyűjtéskor mért levegő hőmérsékleti értékek

Terület	levegő hőmérséklet (C°)												$\Delta X \pm s$
	Á	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	
I.a	4,0	19,6	21,3	17,4	26,0	25,5	12,8	7,0	6,0	-1,5	8,5	4,0	12,6±9,2
I.b	4,0	19,4	19,3	16,0	25,4	25,8	13,4	7,2	5,6	-1,2	11,2	2,0	12,3±9,0
II.a	4,6	23,0	25,3	24,8	28,4	18,5	9,0	7,0	5,0	-2,0	5,5	4,5	12,8±10,4
II.b	4,6	23,0	27,4	24,8	25,4	18,7	11,0	5,4	4,8	-2,5	7,0	5,0	12,9±10,3
III.a	3,4	20,8	23,4	21,4	26,0	23,1	11,8	5,8	5,2	-3,1	7,3	2,0	12,3±10,1
III.b	3,4	20,8	22,8	20,6	25,6	25,1	12,8	5,8	5,2	-2,8	7,5	2,0	12,4±10,1

6. táblázat: Talajhőmérséklet-értékek a vizsgált időtartamban

Meteorológiai tényező	Á	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M
csapadékösszeg (mm)	54	37	96	49	33	20	21	62	17	42	21	19
hőmérsékleti átlag (C°)	9,7	13,1	17,9	21,1	19,7	17,7	14,8	8,4	1,2	-1,2	2,3	4,7
radiációs minimum átlaga (C°)	3,0	6,3	9,0	12,0	10,6	8,7	7,7	2,7	-3,7	-5,3	-5,0	-4,2
napfényes órák átlaga (h)	5,6	6,4	9,4	10,2	9,0	6,9	6,1	3,1	1,3	1,8	4,6	5,8

7. táblázat: Cianobaktériumok egy cm³ talajra számított sejtszámai a vizsgált időtartamban

Terület	Mélység	Cb-abundancia (db sejt /cm ³ talaj)											
		Á	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M
I.a	0-1 cm	2672	1322	3650	100020	85893	73992	112414	58999	115264	93974	95463	45099
	1-10 cm	248	246	236	232	45331	214	724	235	230	252	236	226
I.b	0-1 cm	4650	36089	446523	171174	48203	20921	54033	31303	78698	21290	5223	31761
	1-10 cm	201	198	778	186	342	156	162	181	184	185	1616	186
II.a	0-1 cm	38437	95324	364645	811289	20003	69928	206106	366460	646015	162008	190272	498609
	1-10 cm	9850	219	207	4369	1942	190	3447	218	5435	19500	217	11869
II.b	0-1 cm	14033	83896	147855	91295	48977	12679	49126	47513	59313	37800	5639	44625
	1-10 cm	920	218	1207	6151	194	190	196	217	221	223	219	937
III.a	0-1 cm	8676	6981	2025	139619	450590	90895	25703	2170	12496	81530	66255	2640
	1-10 cm	4488	4380	2779	3095	5751	52801	16825	14769	28675	20163	8994	22463
III.b	0-1 cm	4462	7686	1223	2336	7590	3992	407	915	2011	1599	2128	5636
	1-10 cm	2708	2614	213	312	399	390	194	1802	773	1189	2328	331

8. táblázat: Kovaalgák egy cm³ talajra számított sejtszámai a vizsgált időtartamban

Terület	Mélység	D-abundancia (db sejt /cm ³ talaj)											
		Á	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M
I.a	0-1 cm	368	495	72658	58675	25480	81435	191313	36082	67173	28728	25225	59231
	1-10 cm	248	246	236	232	32921	556	1414	460	768	252	1284	560
I.b	0-1 cm	19320	4780	6161	12326	26349	7204	6034	2678	5294	7084	2609	3353
	1-10 cm	201	198	353	186	924	318	162	181	360	185	187	186
II.a	0-1 cm	1808	6031	6532	16699	905	2752	3712	7594	36575	7460	35018	27248
	1-10 cm	713	331	314	321	201	190	197	218	440	235	843	220
II.b	0-1 cm	19831	20797	9956	15048	2206	3501	5011	1767	5814	5445	15824	6362
	1-10 cm	1080	218	205	329	194	190	196	217	221	223	318	215
III.a	0-1 cm	299	453	1321	26914	37514	6855	1081	645	3537	5140	12123	1616
	1-10 cm	287	539	495	541	733	3319	826	267	750	893	515	341
III.b	0-1 cm	256	1731	3108	3785	2764	4485	407	775	1660	762	373	480
	1-10 cm	226	219	213	209	299	195	194	219	229	283	222	222

9. táblázat: Egyéb eukarióta algák egy cm³ talajra számított sejtszámai a vizsgált időtartamban

Terület	Mélység	Eu-D abundancia (db sejt /cm ³ talaj)											
		Á	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M
I.a	0-1 cm	1101	2789	669859	330703	29971	64831	144058	118095	75309	30030	49004	70400
	1-10 cm	990	2914	2349	1020	52769	643	1144	3516	705	1217	833	1227
I.b	0-1 cm	10506	16026	58936	100305	54088	17710	42717	47212	41079	44606	18593	32720
	1-10 cm	201	408	1638	627	1502	968	548	899	1417	846	187	657
II.a	0-1 cm	12094	29976	52305	87673	5931	12092	31319	106978	173813	46118	111785	136100
	1-10 cm	2282	219	1562	3126	811	375	999	1313	1802	4406	2087	2914
II.b	0-1 cm	38365	74914	105482	107056	31913	14232	54067	56662	67237	89692	95319	44612
	1-10 cm	1532	2823	948	2556	1340	295	838	2154	1063	851	2740	765
III.a	0-1 cm	2803	2399	10090	168647	306724	39002	7471	12271	41177	103783	168602	48659
	1-10 cm	2362	2920	6078	1798	3940	26964	19313	2723	7426	5679	3015	6332
III.b	0-1 cm	8034	11748	24926	28498	30409	27144	17194	12866	5331	4713	8326	17989
	1-10 cm	1356	544	2015	2205	3500	2441	1164	671	1100	694	444	780

10. táblázat: Talajvizsgálati eredmények

	I.a	I.b	II.a	II.b	III.a	III.b
pH (KCl)	7,32	7,15	6,97	6,81	6,65	6,9
K _A	37	77	45	51	51	59
Só (%)	0,00	0,00	0,03	0,04	0,02	0,04
CaCO ₃ (%)	28	36	19	10	0,3	9
Humusz (%)	4	4,98	2,45	3,96	3	4,22
NH ₄ ⁻ , NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ -N (mg/kg)	20,8	18,6	7,7	11,9	19,2	21,8
P ₂ O ₅ (mg/kg)	217,2	34,8	174,3	424,3	762,2	1176,0
K ₂ O (mg/kg)	263,7	200,1	755,3	1192,6	784,4	900
Na (mg/kg)	52	66	30	33	28	24
Mg (mg/kg)	112,5	144,9	296,4	420,6	370,4	199,1
SO ₄ -S (mg/kg)	5,9	12	3,2	5,6	5,6	9,5
Mn (mg/kg)	14,4	10,2	22,9	90	439,1	42,2
Zn (mg/kg)	2,27	6,46	0,83	1,77	3,55	24
Cu (mg/kg)	1,6	0,84	1,65	2,89	7,69	3,59
Fe (mg/kg)	23,9	37,6	6,2	20,2	188,1	20,2
Mo (mg/kg)	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
B (mg/kg)	0,35	0,23	0,17	0,22	0,98	0,37
Al (mg/kg)	2,9	0,8	5,2	12,7	113	6,5
As (mg/kg)	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Cd (mg/kg)	0,06	0,08	0,04	0,08	0,08	0,06
Co (mg/kg)	0,04	0,04	0,13	0,63	6,2	0,27
Cr (mg/kg)	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,05	<0,02
Hg (mg/kg)	0,03	0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Ni (mg/kg)	0,58	0,47	0,86	2	7,58	1,3
Pb (mg/kg)	1,2	1,8	1,4	2,5	14,2	3,6
Össz-N (mg/kg)	2800	2200	1700	2800	2300	3400
Leiszapolható rész (%)	36,6	26,8	48,2	32,0	66,8	60,3
Térfogattömeg (g/cm ³)	1,12	0,71	1,03	0,98	0,85	1,01

11. táblázat: A csoportosító változók és a cianobaktérium (Cb) -abundancia kölcsönhatásai

Tt x H	Á	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	Átlag
I.	2,948	3,091	3,619	3,717	4,202	3,428	3,713	3,474	3,646	3,492	3,570	3,445	3,529
II.	3,922	3,645	4,032	4,575	3,642	3,377	3,959	3,729	4,166	4,106	3,427	4,348	3,911
III.	3,668	3,697	3,041	3,625	3,974	3,969	3,384	3,431	3,687	3,874	3,868	3,511	3,644
Átlag	3,513	3,478	3,564	3,972	3,939	3,591	3,685	3,544	3,833	3,824	3,622	3,768	3,694

	SzD _{5%}	SzD _{1%}
Kombinációk között	0,692	0,918
Tt átlagok között	0,200	0,265
H átlagok között	0,399	0,53

Tt x M	(+)	(-)	Átlag		SzD _{5%}	SzD _{1%}
I.	3,568	1,910	2,739	Kombinációk között	0,282	0,375
II.	4,218	1,922	3,070	Tt átlagok között	0,200	0,265
III.	4,167	1,528	2,848	M átlagok között	0,163	0,216
Átlag	3,984	1,787	2,886			

Tt x Tm	0-1cm	1-10cm	Átlag		SzD _{5%}	SzD _{1%}
I.	4,550	2,508	3,529	Kombinációk között	0,282	0,375
II.	4,924	2,898	3,911	Tt átlagok között	0,200	0,265
III.	3,853	3,435	3,644	Tm átlagok között	0,163	0,216
Átlag	4,442	2,947	3,694			

H x M	Á	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	Átlag
(+)	3,665	3,386	3,427	4,259	4,432	4,001	4,233	3,758	4,254	4,348	3,958	4,092	3,984
(-)	3,361	3,570	3,701	3,686	3,446	3,182	3,138	3,331	3,411	3,300	3,286	3,444	3,405
Átlag	3,513	3,478	3,564	3,972	3,939	3,591	3,685	3,544	3,833	3,824	3,622	3,768	3,694

	SzD _{5%}	SzD _{1%}
Kombinációk között	0,565	0,75
M átlagok között	0,163	0,216
H átlagok között	0,399	0,53

12. táblázat: A csoportosító változók és a kovaalga (D)-abundancia kölcsönhatásai

Tt x H	Á	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	Átlag
I.	2,888	2,765	3,393	3,373	4,078	3,504	3,606	3,226	3,498	3,244	3,299	3,329	3,350
II.	3,360	3,239	3,155	3,356	2,723	2,886	2,964	2,950	3,329	3,082	3,543	3,228	3,151
III.	2,425	2,742	2,909	3,266	3,339	3,325	2,712	2,616	3,001	2,999	2,928	2,693	2,913
Átlag	2,891	2,916	3,152	3,332	3,380	3,238	3,094	2,931	3,276	3,108	3,257	3,083	3,138

	SzD _{5%}	SzD _{1%}
Kombinációk között	0,494	0,655
Tt átlagok között	0,143	0,189
H átlagok között	0,285	0,378

Tt x M	(+)	(-)	Átlag		SzD _{5%}	SzD _{1%}
I.	3,594	3,107	3,350	Kombinációk között	0,202	0,267
II.	3,175	3,127	3,151	Tt átlagok között	0,143	0,189
III.	3,121	2,705	2,913	M átlagok között	0,116	0,154
Átlag	3,297	2,980	3,138			

Tt x Tm	0-1cm	1-10cm	Átlag		SzD _{5%}	SzD _{1%}
I.	4,098	2,602	3,350	Kombinációk között	0,202	0,267
II.	3,853	2,450	3,151	Tt átlagok között	0,143	0,189
III.	3,257	2,569	2,913	Tm átlagok között	0,116	0,154
Átlag	3,736	2,540	3,138			

H x M	Á	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	Átlag
(+)	2,668	2,796	3,227	3,504	3,604	3,455	3,375	3,112	3,557	3,294	3,629	3,340	3,297
(-)	3,114	3,035	3,078	3,159	3,156	3,021	2,814	2,750	2,995	2,922	2,885	2,827	2,980
Átlag	2,891	2,916	3,152	3,332	3,380	3,238	3,094	2,931	3,276	3,108	3,257	3,083	3,138

	SzD _{5%}	SzD _{1%}
Kombinációk között	0,403	0,535
M átlagok között	0,116	0,154
H átlagok között	0,285	0,378

13. táblázat: A csoportosító változók és egyéb eukarióta alga (Eu-D) -abundancia kölcsönhatásai

Tt x H	Á	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	Átlag
I.	3,091	3,431	4,295	4,082	4,277	3,713	3,897	4,062	3,873	3,785	3,538	3,817	3,822
II.	3,803	3,786	3,978	4,219	3,578	3,320	3,788	4,059	4,087	4,048	4,196	4,033	3,908
III.	3,465	3,413	3,872	4,070	4,277	4,211	3,865	3,615	3,813	3,821	3,819	3,909	3,846
Átlag	3,453	3,543	4,049	4,123	4,044	3,748	3,850	3,912	3,924	3,885	3,851	3,920	3,858

	SzD _{5%}	SzD _{1%}
Kombinációk között	0,508	0,544
Tt átlagok között	0,147	0,157
H átlagok között	0,294	0,314

Tt x M	(+)	(-)	Átlag		SzD _{5%}	SzD _{1%}
I.	3,965	3,678	3,822	Kombinációk között	0,208	0,222
II.	3,890	3,926	3,908	Tt átlagok között	0,147	0,157
III.	4,091	3,601	3,846	M átlagok között	0,120	0,128
Átlag	3,982	3,735	3,858			

Tt x Tm	0-1cm	1-10cm	Átlag		SzD _{5%}	SzD _{1%}
I.	4,607	3,036	3,822	Kombinációk között	0,208	0,222
II.	4,698	3,118	3,908	Tt átlagok között	0,147	0,157
III.	4,304	3,387	3,846	Tm átlagok között	0,120	0,128
Átlag	4,537	3,180	3,858			

M x Tm	0-1cm	1-10cm	Átlag		SzD _{5%}	SzD _{1%}
(+)	4,599	3,364	3,982	Kombinációk között	0,169	0,181
(-)	4,474	2,996	3,735	M átlagok között	0,120	0,128
Átlag	4,537	3,180	3,858	Tm átlagok között	0,120	0,128

14. táblázat: A talajparaméterekből képzett első négy főkomponens mutatói varimax-forgatás után

Megfigyelési változó megnevezése	TC _I				TC _{II}				TC _{III}				TC _{IV}				TC _{I-IV} együtt		Hiány	
	TC együtth- tők	Korrelációk (r)	r ²	Var. magya- rázat %	TC együtth- tők	Korrelációk (r)	r ²	Var. magya- rázat %	TC együtth- tők	Korrelációk (r)	r ²	Var. magya- rázat %	TC együtth- tők	Korrelációk (r)	r ²	Var. magya- rázat %	Kommu- nalitás (Σ r ²)	Var. magya- rázat %	Kommu- nalitás h.	Var. magya- rázat %
pH _{KCl}	-0,02	-0,59	0,35	1,34	-0,15	-0,80	0,65	2,49	0,04	-0,02	0,00	0,00	0,10	0,03	0,00	0,00	1,00	3,84	0,00	0,01
K _A	0,00	-0,05	0,00	0,01	0,11	0,03	0,00	0,00	-0,02	0,09	0,01	0,03	-0,29	-0,93	0,86	3,30	0,87	3,35	0,13	0,50
Só	-0,07	-0,11	0,01	0,05	0,18	0,94	0,89	3,41	0,04	0,25	0,06	0,23	-0,03	0,20	0,04	0,16	1,00	3,85	0,00	0,00
CaCO ₃	-0,02	-0,58	0,34	1,29	-0,08	-0,70	0,50	1,91	-0,05	-0,27	0,07	0,28	-0,03	-0,29	0,08	0,32	0,99	3,80	0,01	0,05
Humusz	-0,02	-0,31	0,10	0,37	0,00	-0,35	0,12	0,48	0,08	0,38	0,15	0,56	-0,18	-0,75	0,56	2,17	0,93	3,58	0,07	0,26
NH ₄ ⁺ , NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ N	0,06	0,33	0,11	0,42	-0,14	-0,52	0,27	1,05	0,21	0,74	0,55	2,10	0,02	-0,25	0,06	0,24	0,99	3,81	0,01	0,04
P ₂ O ₅	0,01	0,35	0,12	0,47	0,04	0,45	0,21	0,79	0,20	0,81	0,66	2,53	0,03	0,11	0,01	0,05	1,00	3,83	0,00	0,01
K ₂ O	-0,05	0,07	0,01	0,02	0,19	0,95	0,90	3,45	0,00	0,11	0,01	0,05	-0,04	0,17	0,03	0,12	0,95	3,64	0,05	0,21
Na	0,02	-0,25	0,06	0,24	-0,09	-0,76	0,58	2,24	-0,07	-0,29	0,08	0,32	-0,09	-0,51	0,26	1,01	0,99	3,82	0,01	0,03
Mg	0,00	0,37	0,14	0,53	0,17	0,82	0,68	2,60	-0,13	-0,35	0,12	0,46	-0,08	0,08	0,01	0,03	0,94	3,62	0,06	0,22
SO ₄ ⁻ S	0,00	-0,13	0,02	0,06	0,01	-0,29	0,08	0,32	0,09	0,43	0,19	0,72	-0,21	-0,83	0,68	2,63	0,97	3,74	0,03	0,11
Mn	0,10	0,97	0,95	3,65	-0,01	0,21	0,05	0,18	-0,03	-0,05	0,00	0,01	-0,02	0,04	0,00	0,01	1,00	3,84	0,00	0,01
Zn	-0,03	-0,13	0,02	0,06	0,03	0,17	0,03	0,11	0,23	0,91	0,83	3,18	-0,03	-0,19	0,04	0,15	0,91	3,49	0,09	0,35
Cu	0,08	0,91	0,83	3,17	0,00	0,34	0,11	0,44	0,04	0,21	0,04	0,17	0,01	0,12	0,01	0,06	1,00	3,84	0,00	0,01
Fe	0,11	1,00	0,99	3,82	-0,05	0,00	0,00	0,00	-0,02	-0,04	0,00	0,01	-0,03	-0,07	0,00	0,02	1,00	3,84	0,00	0,00
B	0,11	0,98	0,96	3,71	-0,08	-0,02	0,00	0,00	0,04	0,17	0,03	0,11	0,03	0,09	0,01	0,03	1,00	3,85	0,00	0,00
Al	0,10	0,98	0,97	3,73	-0,02	0,15	0,02	0,09	-0,03	-0,06	0,00	0,01	0,00	0,07	0,00	0,02	1,00	3,85	0,00	0,00
Cd	0,06	0,47	0,22	0,86	0,06	0,02	0,00	0,00	-0,04	0,00	0,00	0,00	-0,24	-0,74	0,55	2,10	0,77	2,96	0,23	0,89
Co	0,10	0,99	0,97	3,74	-0,02	0,15	0,02	0,09	-0,03	-0,06	0,00	0,01	-0,01	0,04	0,00	0,01	1,00	3,85	0,00	0,00
Cr	0,11	0,99	0,98	3,78	-0,04	0,08	0,01	0,02	-0,03	-0,06	0,00	0,02	0,00	0,05	0,00	0,01	1,00	3,83	0,00	0,01
Hg	0,03	-0,21	0,04	0,17	-0,20	-0,93	0,87	3,35	0,04	-0,01	0,00	0,00	0,11	0,03	0,00	0,00	0,91	3,52	0,09	0,33
Ni	0,10	0,97	0,93	3,59	0,00	0,25	0,06	0,24	-0,03	-0,03	0,00	0,00	-0,02	0,05	0,00	0,01	1,00	3,84	0,00	0,01
Pb	0,10	0,98	0,96	3,69	-0,02	0,18	0,03	0,12	0,00	0,07	0,00	0,02	-0,02	0,00	0,00	0,00	1,00	3,83	0,00	0,01
összes N	-0,02	-0,11	0,01	0,05	-0,01	0,07	0,01	0,02	0,24	0,88	0,77	2,96	0,02	-0,07	0,00	0,02	0,79	3,05	0,21	0,80
N/P	0,01	-0,24	0,06	0,22	0,00	-0,48	0,23	0,90	-0,10	-0,29	0,09	0,33	-0,20	-0,75	0,57	2,18	0,94	3,63	0,06	0,22
leiszapolható rész	0,05	0,62	0,39	1,50	-0,03	0,32	0,10	0,38	0,12	0,43	0,18	0,71	0,12	0,42	0,18	0,68	0,85	3,26	0,15	0,59
Magyarázott var. (λ)	-	-	10,5	-	-	-	6,4	-	-	-	3,9	-	-	-	4,0	-	24,8	-	1,2	-
λ%	-	-	-	40,5	-	-	-	24,7	-	-	-	14,8	-	-	-	25,3	-	95,3	-	4,7

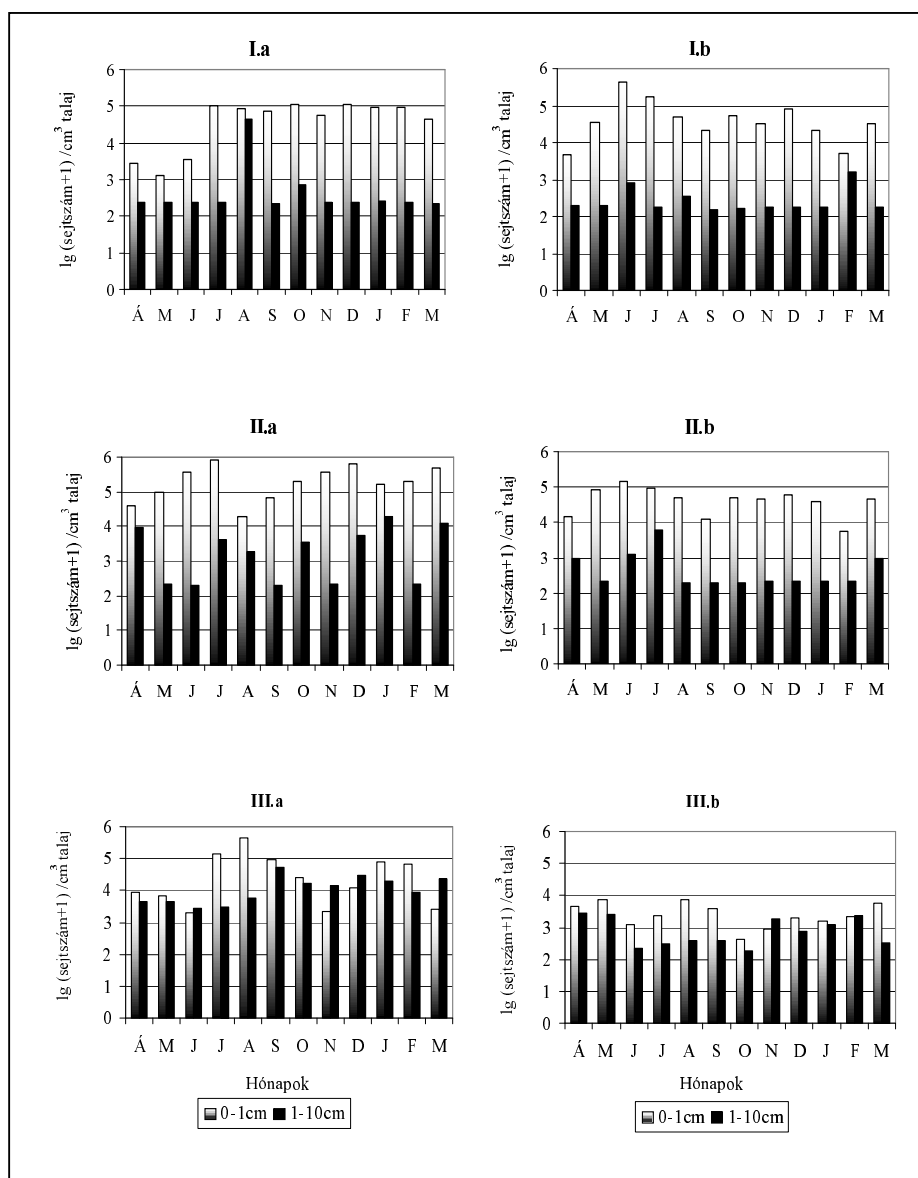
15. táblázat: A meteorológiai paraméterekből képzett első két főkomponens mutatói varimax-forgatás után

Megfigyelési változó megnevezése	MC _I				MC _{II}				MC _{I-II} együtt		Hiány	
	MC együtth-tők	Korrelációk (r)	r ²	Var. magyarázat %	MC együtth-tők	Korrelációk (r)	r ²	Var. magyarázat %	Kommunalitás (Σ r ²)	Var. magyarázat %	Kommunalitás h.	Var. magyarázat %
Csapadékösszeg	-0,19	0,18	0,03	0,77	1,05	0,98	0,97	24,23	1,00	25,00	0,00	0,00
Hőmérsékleti átlag	0,38	0,98	0,97	24,22	-0,10	0,14	0,02	0,51	0,99	24,73	0,01	0,27
Radiációs min. átlaga	0,36	0,95	0,91	22,66	-0,05	0,18	0,03	0,86	0,94	23,51	0,06	1,49
Napfényes órák átlaga	0,34	0,92	0,84	21,06	-0,04	0,18	0,03	0,84	0,88	21,91	0,12	3,09
Magyarázott var. (λ)	-	-	2,75	-	-	-	1,06	-	3,81	-	0,19	-
λ%	-	-	-	68,71	-	-	-	26,43	-	95,14	-	4,86

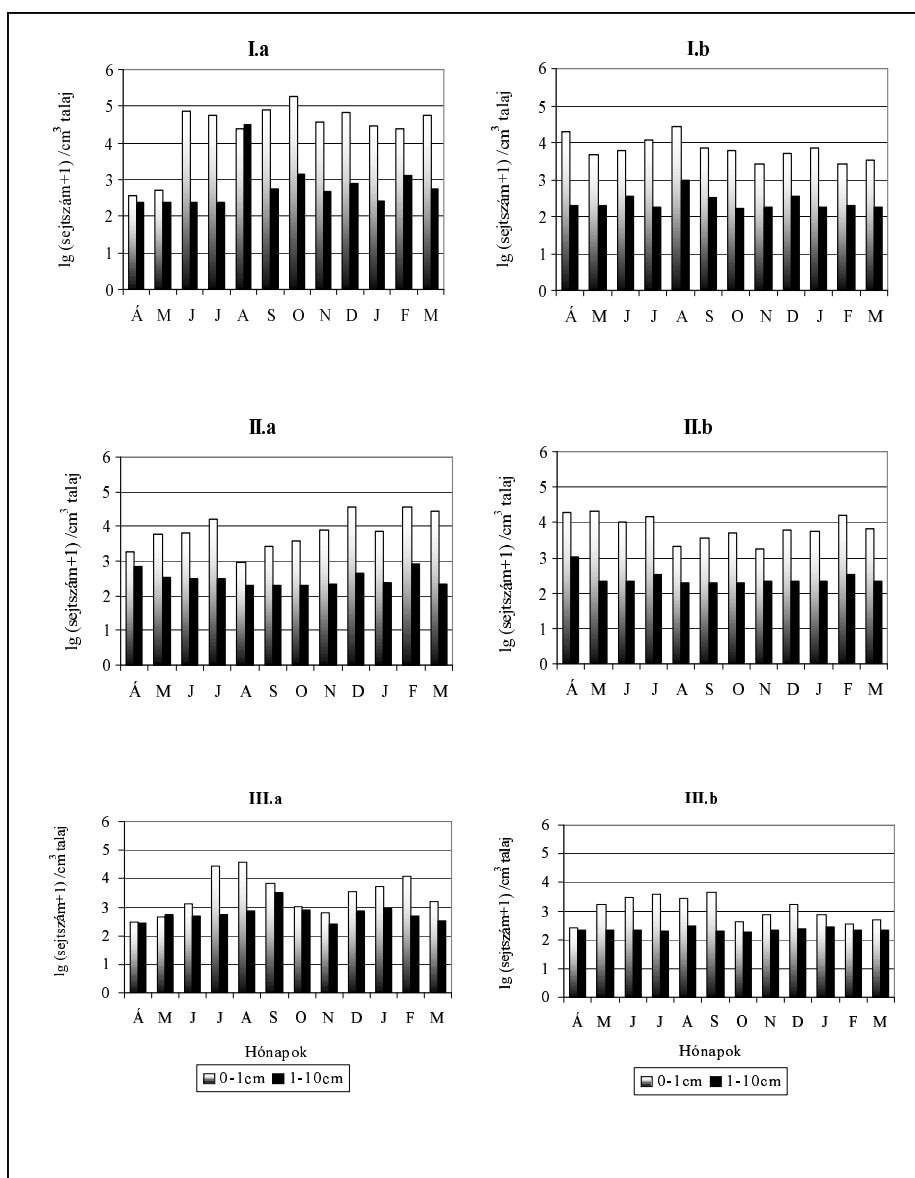
16. táblázat: Talaj-jellemzők közötti korrelációs összefüggések

	pH _{KCl}	K _A	Só%	CaCO ₃	H%	NH ₄ ⁺ , NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ -N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Na	Mg	SO ₄ -S	Mn	Zn	Cu	Fe	B	Al	Cd	Co	Cr	Hg	Ni	Pb	Össz- N	N/P	leiszapolha- tó rész
pH _{KCl}	1																									
K _A	-0,04	1																								
Só%	-0,69	-0,13	1																							
CaCO ₃	0,90	0,29	-0,72	1																						
H%	0,44	0,64	-0,35	0,51	1																					
NH ₄ ⁺ , NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ -N	0,21	0,23	-0,40	0,04	0,58	1																				
P ₂ O ₅	-0,59	-0,01	0,61	-0,77	-0,06	0,44	1																			
K ₂ O	-0,79	-0,21	0,95	-0,81	-0,38	-0,41	0,55	1																		
Na	0,75	0,40	-0,86	0,90	0,64	0,24	-0,73	-0,84	1																	
Mg	-0,86	-0,19	0,67	-0,75	-0,54	-0,56	0,22	0,84	-0,64	1																
SO ₄ -S	0,26	0,86	-0,32	0,42	0,88	0,62	0,09	-0,42	0,54	-0,54	1															
Mn	-0,74	-0,10	0,09	-0,72	-0,42	0,17	0,40	0,28	-0,41	0,57	-0,25	1														
Zn	-0,10	0,39	0,35	-0,20	0,39	0,56	0,76	0,15	-0,28	-0,31	0,57	-0,16	1													
Cu	-0,81	-0,14	0,29	-0,86	-0,40	0,25	0,65	0,44	-0,61	0,56	-0,23	0,95	0,10	1												
Fe	-0,59	0,02	-0,14	-0,54	-0,29	0,31	0,31	0,05	-0,21	0,37	-0,09	0,97	-0,14	0,89	1											
B	-0,56	-0,12	-0,07	-0,62	-0,30	0,44	0,48	0,08	-0,32	0,29	-0,12	0,95	0,01	0,93	0,97	1										
Al	-0,70	-0,11	0,03	-0,68	-0,44	0,18	0,37	0,22	-0,38	0,52	-0,25	1,00	-0,16	0,94	0,98	0,96	1									
Cd	-0,30	0,49	-0,18	-0,13	0,53	0,38	0,07	0,04	0,29	0,24	0,47	0,45	-0,06	0,36	0,50	0,40	0,41	1								
Co	-0,70	-0,09	0,02	-0,67	-0,42	0,19	0,37	0,21	-0,37	0,51	-0,23	1,00	-0,16	0,94	0,98	0,96	1,00	0,43	1							
Cr	-0,65	-0,08	-0,04	-0,62	-0,42	0,22	0,34	0,13	-0,32	0,44	-0,21	0,98	-0,16	0,92	0,99	0,97	1,00	0,40	1,00	1						
Hg	0,89	-0,16	-0,85	0,74	0,44	0,44	-0,51	-0,83	0,78	-0,77	0,22	-0,39	-0,23	-0,49	-0,22	-0,18	-0,35	0,00	-0,34	-0,29	1					
Ni	-0,77	-0,11	0,13	-0,75	-0,43	0,16	0,43	0,32	-0,45	0,59	-0,26	1,00	-0,13	0,96	0,96	0,94	0,99	0,44	0,99	0,98	-0,42	1				
Pb	-0,73	-0,02	0,08	-0,71	-0,36	0,27	0,48	0,23	-0,41	0,47	-0,14	0,99	-0,01	0,96	0,97	0,97	0,99	0,43	0,99	0,98	-0,39	0,99	1			
Össz-N	0,01	-0,01	0,29	-0,25	0,51	0,63	0,67	0,26	-0,21	-0,18	0,35	-0,12	0,70	0,12	-0,16	0,03	-0,16	0,22	-0,16	-0,19	0,08	-0,10	-0,07	1		
N/P	0,50	0,75	-0,66	0,80	0,64	0,12	-0,61	-0,69	0,88	-0,51	0,71	-0,36	-0,10	-0,54	-0,17	-0,34	-0,34	0,32	-0,32	-0,28	0,41	-0,39	-0,33	-0,32	1	
leiszapolha- tó rész	-0,63	-0,23	0,41	-0,78	-0,56	0,22	0,78	0,37	-0,77	0,28	-0,27	0,65	0,40	0,80	0,59	0,72	0,67	-0,20	0,66	0,66	-0,53	0,67	0,72	0,12	-0,65	1

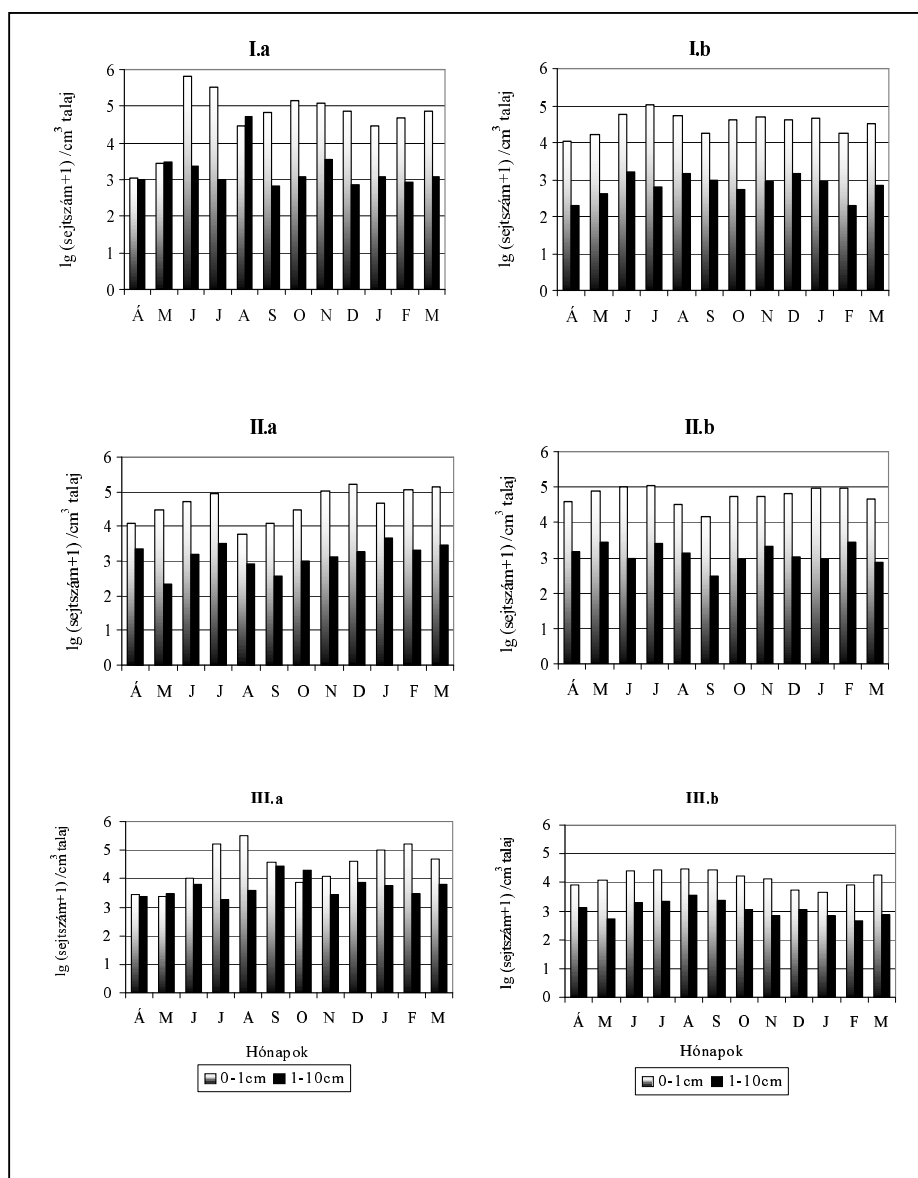
1. ábra: Cianobaktériumok (Cb) abundanciájának havonkénti változása a vizsgált talajok felszíni (0-1 cm) és mélyebb (1-10 cm) rétegében



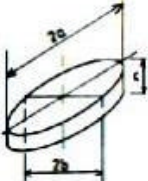
2. ábra: Kovamoszatok (D) abundanciájának havonkénti változása a vizsgált talajok felszíni (0-1 cm) és mélyebb (1-10 cm) rétegében



3. ábra: Egyéb eukarióta algák (Eu-D) abundanciájának havonkénti változása a vizsgált talajok felszíni (0-1 cm) és mélyebb (1-10 cm) rétegében



4. ábra: Adatok az algasejtek térfogatszámításához

Cianobaktériumok (Cb)	Kovaalgák (D)	Egyéb eukarióta algák (Eu-D)
forgási ellipszoid lapult  $V = \frac{1}{6} \pi D^2 d$ $V = 0,5236 D^2 d$ $D = 5 \mu$ $d = 3,5 \mu$	ellipszis henger  $V = \pi abc$ $V \approx 3,1416 abc$ $a = 10 \mu$ $b = 3 \mu$ $c = 5 \mu$	gömb  $V = \frac{1}{6} \pi d^3$ $V \approx 0,5236 d^3$ $d = 12 \mu$