

**Kerpely Kálmán Növénytermesztési, Kertészeti és Regionális Tudományok
Doktori Iskola**

Témavezető:

**Dr. Lévai László
Ph.D.**

**KUKORICA ÉS NAPRAFORGÓ HIBRIDEK KADMIUM ÉRZÉKENYSÉGE,
A KÁROS HATÁSOK MÉRSÉKLÉSÉNEK LEHETŐSÉGE**

Készítette:

**Gajdos Éva
doktorjelölt**



**Debrecen
2013.**

KUKORICA ÉS NAPRAFORGÓ HIBRIDEK KADMIUM ÉRZÉKENYSÉGE, A KÁROS HATÁSOK MÉRSÉKLÉSÉNEK LEHETŐSÉGE

Az értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében
a növénytermesztési és kertészeti tudományok tudományágában

Írta: Gajdos Éva okleveles agrármérnök

Készült a Debreceni Egyetem Kerpely Kálmán Doktori Iskolája
(Növénytermesztési és kertészeti tudományok doktori programja) keretében

Témavezető: Dr. Lévai László Ph.D.

A doktori szigorlat bizottság:

elnök: Dr. Kátai János
tagok: Dr. Szabó József CSc
Dr. Rátonyi Tamás Ph.D.

A doktori szigorlat időpontja: 2012. január 10.

Az értekezés bírálói:

Zsuposné Dr. Oláh Ágnes
Dr. Fodor László

A doktori bíráló bizottság tagjai:

| | <i>Név</i> | <i>Tud. fok.</i> | <i>Aláírás</i> |
|-------------|------------|------------------|----------------|
| Elnök: | | | |
| Tagok: | | | |
| | | | |
| | | | |
| Titkár: | | | |
| Opponensek: | | | |
| | | | |

Az értekezés védésének időpontja: 2013.

TARTALOM

| | | |
|--------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| 1. | BEVEZETÉS | 6 |
| | Célkitűzések..... | 7 |
| 2. | IRODALMI ÁTTEKINTÉS | 9 |
| 2.1. | Cd a talajban | 9 |
| 2.2. | A Cd hatása a tápelemek felvételére | 14 |
| 2.3. | A Cd felvétele és transzlokációja a növényekben | 16 |
| 2.4. | A Cd toxikus hatása a magasabb rendű növényekre | 22 |
| 2.5. | A növények védekezési mechanizmusai a nehézfémekkel szemben | 25 |
| 2.6. | A mikroorganizmus-növény kapcsolat | 30 |
| 2.7. | A nehézfémek hatása a talaj mikroorganizmusaira | 32 |
| 3. | ANYAG ÉS MÓDSZER | 35 |
| 3.1. | Nevelési körülmények | 35 |
| 3.2. | A szárazanyag tartalom meghatározása | 36 |
| 3.3. | A tápoldat és az apolaszt pH-értékének mérése | 36 |
| 3.4. | A relatív klorofill tartalom (SPAD-index) mérése | 36 |
| 3.5. | A fotoszintetikus pigmentek abszolút koncentrációjának meghatározása | 36 |
| 3.6. | A fotoszintetikus aktivitás mérése klorofill-fluoreszcencia indukció módszer segítségével | 37 |
| 3.7. | A gyökér savkiválasztásának vizsgálata | 38 |
| 3.8. | A minták elemtartalmának meghatározása | 39 |
| 3.9. | Rhizoboxos kísérletek | 40 |
| 3.10. | A kísérletek során felhasznált talajok paraméterei | 41 |
| 3.11. | Statisztikai kiértékelések | 42 |

| | | |
|-------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| 4. | EREDMÉNYEK..... | 43 |
| 4.1. | A kadmium hatása kukorica és napraforgó csíranövények néhány fiziológiai paraméterére..... | 43 |
| 4.1.1. | A Cd-kezelések hatása a gyökér növekedés kezdeti stádiumában..... | 43 |
| 4.1.1.1. | <i>A kezelési idő hatása a kukorica és napraforgó gyökérnövekedésére</i> | <i>43</i> |
| 4.1.1.2. | <i>A Cd kezelések után eltelt idő hatása a kukorica és napraforgó gyökérnövekedésére.....</i> | <i>46</i> |
| 4.1.1.3. | <i>Az eltérő Cd koncentrációk hatása a kukorica és napraforgó gyökérnövekedésére.....</i> | <i>48</i> |
| 4.2.1. | Kukorica és napraforgó csíranövények szárazanyag termelésének alakulása a Cd-kezelések függvényében | 51 |
| 4.2.2. | Az eltérő Cd kezelések hatása a gyökérsavak kiválasztásra..... | 55 |
| 4.2. | A kadmium hatása a négy hetes kukorica és napraforgó néhány fiziológiai paraméterére..... | 57 |
| 4.2.1. | A Cd kezelés hatása a gyökér növekedésére, morfológiai alakulására..... | 57 |
| 4.2.2. | Kukorica hibridek relatív klorofill tartalmának alakulása a Cd kezelések hatására .. | 61 |
| 4.2.3. | Kukorica hibridek fotoszintetikus pigment tartalmának változása Cd-kezelések hatására | 62 |
| 4.2.4. | A napraforgó hibridek relatív klorofill tartalmának alakulása a Cd kezelések függvényében..... | 65 |
| 4.2.5. | Napraforgó hibridek fotoszintetikus pigment tartalmának változása Cd-kezelések hatására | 66 |
| 4.2.6. | Az apoplazmatikus pH alakulása kukorica hibridekben a Cd koncentráció függvényében..... | 71 |
| 4.3. | Kadmium stressz és a biotrágya kezelések hatása kukoricára és napraforgóra | 73 |
| 4.3.1. | A friss tömeg változása Cd és biotrágya kezelés hatására..... | 73 |
| 4.3.2. | Cd és biotrágya kezelés hatása a száraz anyag tartalom változására | 76 |
| 4.3.3. | A relatív klorofill tartalom (Spad-index) változása Cd és biotrágya kezelés hatására .. | 78 |
| 4.3.4. | A fotoszintetikus pigment tartalom változása Cd és biotrágya kezelésre..... | 81 |
| 4.3.5. | Cd és biotrágya kezelés hatása a fotoszintetikus hatékonyságra | 83 |
| 4.3.6. | Cd és biotrágya kezelés hatása a növények kadmium tartalmára | 85 |
| 4.3.7. | A gyökér növekedése és morfológiai változásai a Cd és biotrágya kezelések hatására | 87 |
| 5. | KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK | 88 |
| 6. | ÚJ ÉS ÚJSZERŰ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK..... | 91 |
| 7. | ÖSSZEFOGLALÁS..... | 93 |
| 8. | SUMMARY | 100 |
| 9. | IRODALOMJEGYZÉK..... | 107 |
| 10. | PUBLIKÁCIÓK AZ ÉRTEKEZÉS TÉMAKÖRÉBEN | 125 |
| 11. | MELLÉKLETEK..... | 128 |

RÖVIDÍTÉSEK

| | |
|-----------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| ABA | abszcizinsav |
| ABC | ATP-kötő kazetta transzporter; |
| APS | adenilil-szulfát; |
| APX | aszorbát-peroxidáz; |
| ATP | adenozin-trifoszfát |
| CAT | kataláz |
| CdS | Greenokit |
| DAG | diacil-glicerol; |
| DHAR | dehidro-aszorbát-reduktáz; |
| DMF | N,N-dimetil-formamid |
| FK /(PCs) | fitokelatin |
| F ₀ | kezdeti, vagy „prompt” fluoreszcencia |
| F _m | maximális fluoreszcencia |
| F _v | változó fluoreszcencia |
| g-ECS | gamma-glutamil-ciszteinszintetáz |
| G | G-fehérje; |
| GOGAT | glutamát szintáz; |
| GS | glutamin-szintáz; |
| GSH | glutation |
| G(SH-)S | glutation-szintáz |
| GR | glutation-reduktáz |
| IP ₃ | inozitol-3-foszfát |
| LHCII | fénybegyőjtő komplex (II) |
| LMW / HMW | kis / nagymolekulatömegű |
| MT | metallothionin |
| mtRNS | mitokondriális ribonukleinsav |
| NADP | nikotinamid-dinukleotid- foszfát |
| Nramp | natural resistance-associated macrophage protein – integráns membránfehérje, melynek biokémiai funkciója ismeretlen |
| OAcSer-S | O-acetil-szerin szulfuriláz; |
| PCS | fitokelatin-szintáz; |
| PSI és II | fotorendszerek; |
| PLP | foszfolipáz protein; |
| RH | |
| ROS | reaktív oxigénformák (reactive oxygen species) |
| RuDP | ribulóz-1,5-foszfát |
| SH | merkaptó- vagy szulfhidrilcsoport, a tiolok jellemző funkciós csoportja |
| SOD | szuperoxid-diszmutáz |

1. BEVEZETÉS

Jelenkori mezőgazdaságunkban a növények folyamatosan ki vannak téve a toxikus kemikáliáknak, beleértve a nehézfémeket is. A nehézfémek szennyezik a környezetet és károsítják a humán egészséget. Talajaink réz-, cink-, ólom-, mangán-, króm-, nikkel- és kadmium tartalma egyrészt a bányászat, az ipari tevékenységek és a városiasodás révén, másrészt az agráriumban felhasznált peszticidek és műtrágyázás, komposztálás utáni szennyvíziszap kihelyezések hatására az utóbbi évtizedekben jelentősen növekedett. A különböző talajtípusok eltérő fizika-kémiai, biológiai tulajdonságai, valamint a puffer kapacitása mérsékelhetik, vagy erősíthetik a nehézfém-ionok káros hatásait.

Köztudott, hogy a mérgező nehézfémek (ólom, kadmium, higany) képesek bejutni az élő szervezetekbe és gátolni számos fontos metabolikus folyamatot. A toxikus fémek jelenléte károkat okoz a növényi sejtek homeosztázisában, a transpirációban és számos egyéb élettani folyamatban (*Di Toppi and Gabbrielli*, 1999). A növények azonban képesek túlélni ezt az abiotikus stresszt, a védekező mechanizmusuknak köszönhetően (*Supalkova et al.*, 2007). A növények élhetnek és fejlődhetnek a szennyezett környezetben, sőt a szövetekben meg is kötik, méregtelenítik a nehézfém ionokat. Így a betakarított növények élelmiszerként történő felhasználása fenyegetőleg hat az állati és emberi egészségre egyaránt (*Zehnalek et al.*, 2004). A FAO/WHO Joint Expert Committee on Food Additives ajánlásával a tolerálható napi maximális bevitel a kadmiumból, minden forrást beleértve (élelmiszer, levegő és víz) $1.0-1.2 \mu\text{g kg}^{-1}$ testtömegre vetítve (FAO/WHO, 1972). *Marchisio et al.*, (2005) szerint az argentinai kereskedelmi forgalomban lévő teák kadmium koncentrációja átlagosan 57.5 ng dm^{-3} volt. Ez jól szemlélteti mennyire fontos, a nehézfémek növények általi akkumulációjának vizsgálata.

A nehézfémek, mint stresszorok csökkenthetik a növényi produkciót, beépülnek és felhalmozódnak a növényi szövetekben. Mérgező hatásuk és felhalmozódásuk a növényekben számos tényezőtől függ, így a talaj tulajdonságaitól, a szennyező anyag koncentrációjától, a szennyezés időtartamától, a rhizoszféra komplexképző anyagaitól, a növényfajtól (*Fodor*, 2003). A kadmium a növények számára, különösen savanyú talajokon, könnyen felvehető és a növényen belül is gyorsan szállítódik és a növények sokszor látható tünetek nélkül, nagy mennyiségben halmozzák fel. Az emberi és állati szervezetben, főként a májban és a zsírszövetekben felhalmozódva toxikus mennyiségeket érhetnek el, különösen az egyed kondíciójának romlásakor. Az emberek

számára extra kadmium-forrás a dohányzás, ami az akkumulációt is erősíti, mivel folyamatos kadmium felvételt jelent. A krónikus Cd-toxicitás tünetei közül megemlíthető a szív- és veseelégtelenség, és a magas vérnyomás. A növények viszonylagosan magas kadmium toleranciája miatt, a kadmium könnyen bekerülhet a táplálékláncba jóval azelőtt, hogy maguk a növények láthatóan károsodnának.

Vizsgálataimba növénytanilag két jelentősen eltérő kultúrnövényt (kukorica, napraforgó) vontam be, amelyek közvetve vagy közvetetten, de jelentős szerepet játszanak a humánélelmelésben, ugyanakkor gazdasági szerepük, így az agrárágazatban elfoglalt helyük is igen jelentős. A kukorica vetésterülete magyarországi viszonylatban a következő képpen alakult a 2012-es évben: kukorica: 1.280e ha, napraforgó vetésterülete: 621e ha (KSH adatok).

A fenntartható mezőgazdasági termelés követelményei szerint a növénytermesztés az adott környezeti adottságoknak megfelelő eszközöket és anyagokat használja fel, a környezet- és a természet védelme mellett oly módon, hogy az a gazdálkodó számára profit-orientált legyen. A biotrágyák környezetkímélő tápanyag-utánpótlási lehetőségként való alkalmazása egyszerre kíván megfelelni ezeknek a követelményeknek. Elősegítik a növények tápanyagfelvételét, egyrészt fokozzák a tápanyagok feltáródását, mobilizálódását, másrészt közvetlenül is növelik a tápanyagfelvételt. Azonban kérdések merülhetnek fel pozitív hatásokról szennyezett környezetben. A fém-növény kölcsönhatás ismerete nagyon fontos a környezet veszélyeztetettségén túl, amiatt is, hogy megelőzhető legyen, a káros elemek táplálékláncba kerülése.

Célkitűzések

Jelen munkában a nehézfémek, azon belül is elsősorban a kadmium hatását vizsgáltam különböző kukorica és napraforgó hibridek növényfiziológiai folyamataira és paramétereire. A kadmium hatása a különböző élő szervezetekben széles körben tanulmányozott terület, azonban még jelenleg sem ismert a teljes hatásmechanizmusa. Vizsgálataim során összefoglaló képet próbáltam adni, arról hogyan hat a kadmium a növények tápanyagfelvételére, a fotoszintézisre, hol transzlokálódik a növényekben, milyen védekezési mechanizmussal reagálnak a kísérletben használt növényfajok. Kerestem a választ arra is, hogy létezik-e olyan környezetkímélő megoldás, amely

kompenzálni képes a kadmium negatív hatását a növényekre, ezáltal a szennyezett területek hasznosíthatóságát is növelve. Ilyen alternatív megoldásként egy baktérium alapú biotrágyát vontam be a kísérleteimbe.

Céljaim elérésére az alábbiakat vizsgáltam:

- a Cd hatása a kezdeti gyökérnövekedés intenzitására;
- a Cd hatása a gyökérsav kiválasztás intenzitására és összetételére;
- a Cd hatását a fotoszintézisre, azon belül a relatív és abszolút klorofill tartalomra, pigment összetételre;
- az apoplazmatikus oldat pH-jának vizsgálata, különböző kezelések hatására, tápoldaton nevelt növényeknél;
- rhizoboxos kísérletekben az idő függvényében vizsgáltuk az oldható kadmium tartalom változását a talajban, valamint a növények általi felvehetőségét, illetve az egyes szervekben történő akkumulációját; kadmiummal szennyezett talajmintákon (*Gyöngyösoroszi bányameddő területe*);
- különböző növényfajok és azok hibridjeinek bevonása a vizsgálatokba, mely által összehasonlíthatóvá válnak a nehézfémek felvételi adatai a különböző fajoknál, illetve információt adva az egyes genotípusok tolerancia működéséről.

Ez a megközelítés lehetőséget ad a nehézfém stressz növényfiziológiai változásokat okozó hatásának összehasonlítására két eltérő növényfaj, illetve azonos fajon belüli hibridek közötti különbségek bemutatására. Az így kapott ismeretek jól hasznosíthatók a stressz tolerancia mechanizmusának bemutatásában és a növényneveléssel kapcsolatos munkában ugyanúgy, mint a nehézfémmel szennyezett területek mezőgazdasági hasznosításában.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. Cd a talajban

A nehézfém ionok természetes összetevői a földkéregnek. Mennyiségük a talajban változó, a nagyon alacsonytól (femtogramm) egészen a magasig (milligramm). A nehézfémek erőteljes megjelenése, mint környezeti szennyező anyag, elsősorban a 19. század végi és a 20. század eleji intenzív bányászatnak és az aktív ipari fejlődésnek köszönhető.

A kadmium igen ritka elem, a földkéregbeli előfordulási aránya 10^{-5} % nagyságrendű. A Cd legismertebb önálló ásványa, a ritkaságnak számító greenockit (CdS); általában cink- és ólom- (ritkábban: ón-) ércekben található, néhány %-nyi mennyiségben. A legfontosabb kadmium ércek az oxidok, szulfidok, illetve karbonátok (*Tarczalközi*, 2003). A tiszta Cd fémet (ezüst-kék fém) elsőként egy német kémikus Friedrich Stromeyer (1776-1835) azonosította 1817-ben (*Singh*, 2005). A kadmiumot a Zn-kohászat melléktermékeiből nyerik ki (*Ódor et al.*, 1995).

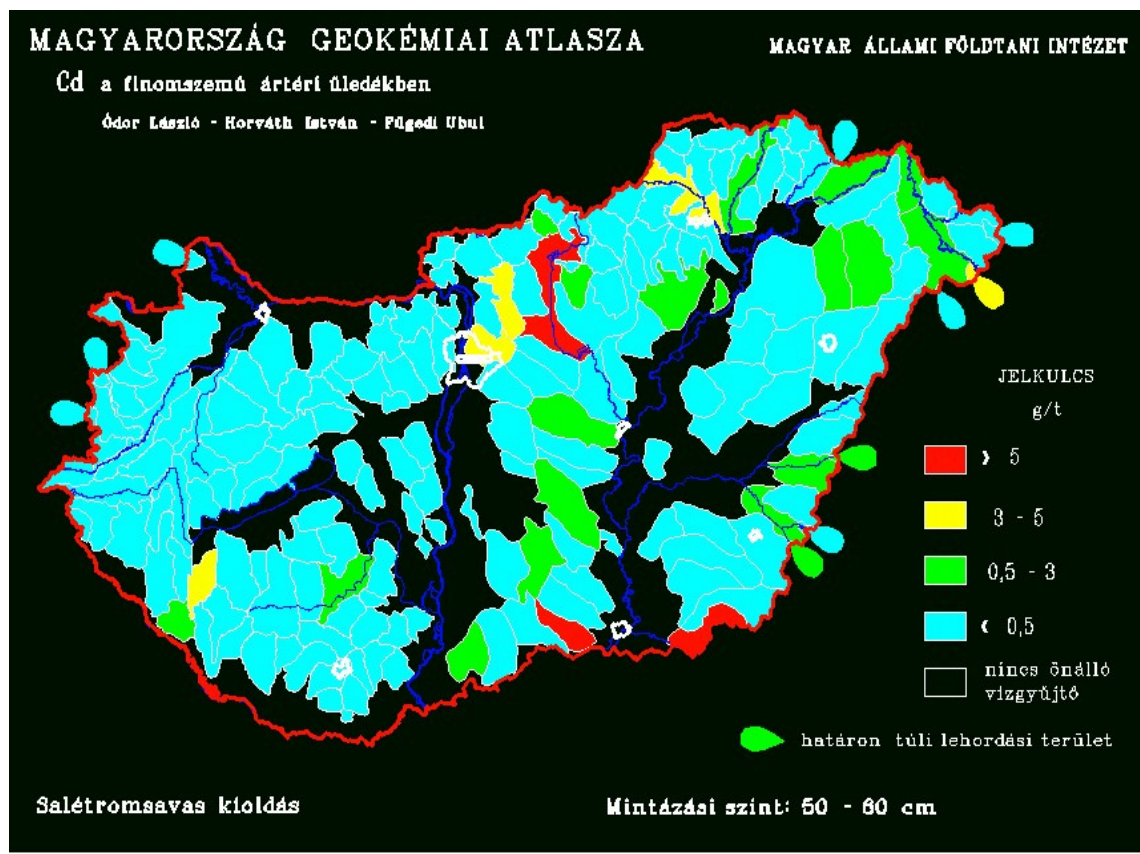
1. táblázat Mezőgazdasági talajokban megengedett maximum elemkoncentrációk szennyvíziszap-kezelés után és a Holland A- és C-értékek (McGrath et al., 1994)

| Ország | Év | Cd | Cu | Cr | Ni | Pb | Zn | Hg |
|---------------------------------|-------------|-------------|---------------|----------------|--------------|---------------|----------------|--------------|
| | | mg/kg | | | | | | |
| Európai Unió | 1986 | 1–3 | 50–140 | 100–150 | 30–75 | 50–300 | 150–300 | 1–1,5 |
| Anglia ¹ | 1989 | 3 | 135 | 400 | 75 | 300 | 300 | 1 |
| Franciaország | 1988 | 2 | 100 | 150 | 50 | 100 | 300 | 1 |
| Olaszország | – | 3 | 100 | 150 | 50 | 100 | 300 | – |
| Finnország | 1995 | 0,5 | 100 | 200 | 60 | 60 | 150 | 0,2 |
| Németország ² | 1992 | 1,5 | 60 | 100 | 50 | 100 | 200 | 1 |
| Spanyolország | 1990 | 1 | 50 | 100 | 30 | 50 | 150 | 1 |
| Norvégia | – | 1 | 50 | 100 | 30 | 50 | 150 | 1 |
| Dánia | 1990 | 0,5 | 40 | 30 | 15 | 40 | 100 | 0,5 |
| Svédország | – | 0,5 | 40 | 30 | 15 | 40 | 100 | 0,5 |
| Hollandia ³ | | | | | | | | |
| A-háttér | | 0,8 | 36 | 100 | 35 | 85 | 140 | 0,3 |
| C-beavatk. | | 12,0 | 190 | 380 | 210 | 530 | 720 | 10,0 |
| USA⁴EPA | 1993 | 13,0 | 500 | 1000 | 140 | 100 | 930 | 5,3 |
| Magyarország⁵ | 1990 | 1–3 | 75–100 | 75–100 | 40–50 | 100 | 200–300 | 0,5–1 |

Megjegyzés: ¹pH 6–7 közötti talajon; ²pH 6 felett. Ha pH 5–6, a Cd és Zn limit 1 és 150 mg/kg; ³Nem szennyvíziszappal kezelt területen (A – tiszta talaj, C – talajtisztítás szükséges); ⁴Maximális terhelés adataiból számolva (3 kg/ha = 1 mg/kg); ⁵MI-08-1735-1990 Mezőgazdasági és Élelmezésügyi Ágazati Műszaki Irányelv: értékek a talaj adszorpciós kapacitása függvényében megadva.

Ivóvízben megengedhető koncentrációja $5 \mu\text{g L}^{-1}$. Magyarországon a talajaink kadmium tartalma, a *Magyar Állami Földtani Intézet* adatai alapján: $0,5 - 12,8 \text{ g t}^{-1}$. A mezőgazdasági talajok megengedett elemkoncentrációját, néhány ország tekintetében az *1. táblázat* tartalmazza.

A kimutatási határ fölötti értékek zöme az Északi Középhegység, a Duna–Tisza köze és a Tiszántúl területére esik; nagyobb, összefüggő területek nem alakulnak ki. Három anomális terület: a Zagyva, a Széksóstói főcsatorna és a Maros vízgyűjtője. Továbbá a budapesti Szilas és Rákos patak, valamint a tömörkényi Csukás-éri főcsatorna (*forrás: Magyar Állami Földtani Intézet, 1. ábra: térkép*). A Maros ártéri üledékeiben jelentkező anomáliát valószínűleg az erdélyi bányatevékenységekhez köthetjük.



1. ábra. A kadmium előfordulása Magyarországon (*forrás: Magyar Állami Földtani Intézet*)

A kadmium a talajban meglehetősen immobilis, a felszínre került kadmium általában addig a mélységig jut le a talajprofilban, ameddig a talajműveléssel bedolgozták. Ezért veszélyes mértékben is felhalmozódhat a talaj felső rétegében (*Filep, 1998; Fodor és Szabó, 2004*). Normális körülmények között, a szennyezetlen talajban mérhető szintje az anyakőzettől függ. A legtöbb kadmium az üledékekből származó kőzetekben, illetve

talajokban van. A talajok átlagos kadmium tartalma néhány tized ppm, azonban ettől magasabb (1 ppm) értékek is előfordulhatnak (Kádár, 1991). A kadmium körforgalmát a következő tényezők jellemzik:

- a környezetet évről-évre nagyobb mértékben terheli,
- mobilizálhatósága, tízszer nagyobb, mint pl. az ólomé,
- kumulálódik a szervezetben.

A kadmium jelenléte a talajban számos tényezőre visszavezethető, azonban elsősorban antropogén hatásokra emelkedett meg jelentősen a mennyiségük:

- Bányászati tevékenység (*kohászat, folyami kotrás, bánya iszapok és derítők, fémipar*)
- Ipar (*műanyag, textil, mikroelektronika, faanyag- védők, finomítók*)
- Légköri lerakódás (*városi hulladékkezelés, személygépkocsik kipufogógáza, fosszilis tüzelőanyagok elégetése*)
- Kemikáliák túlzott használata (*műtrágyák és növényvédőszer*) és hulladékártatlanítás (*szennyvíziszap, hulladéklerakók csurgalékvíze*)

Mindent egybevetve a becslések szerint évente 4000-13000 tonna kadmium kerül a környezetbe az emberi tevékenységek következtében. Az Egyesült Államok a Világ egyik elsődleges kibocsájtója, becslések szerint mintegy 1100 tonna fém évente (Singh, 2005). Manapság a Cd elsődleges felhasználása az újratölthető elemekben, - általában nikkel-, vagy ezüst- oxiddal kombinálva („Ni-Cad”, „Ni-Cd”) – történik. De ilyen szoláris újratölthető Ni-Cd akkumulátorokat használnak az űrkutatásban, így a Magellán – szondán is, amely a Vénusz bolygó feltárását végezte.

A kadmium, mint fémszennyeződés a környezetbe főként ipari folyamatok és foszfátrágyázás, valamint az autók kipufogó gázából kerül be (Foy et al., 1978; Wagner, 1993). A mezőgazdasági művelés alatt álló területekre jellemzően a trágyázással kerülnek be. A különböző foszfor műtrágyák, szerves és hígtrágyák, illetve szennyvíziszapok, technológiai és biológiai okok következtében szükségszerűen tartalmaznak nehézfém szennyeződéseket, így kadmiumot is (Lisk, 1972; Williams és David, 1976; Mulla et al., 1980; Mordevedt, 1987; Karkalíkné és Patócs, 1990; Kádár, 1991, 1993; Csathó, 1994). A trágyázással bekerülő Cd szennyeződés egy része ellen védekezhetünk, mivel műtrágyák által bekerülő nehézfém szennyeződést megelőzhetjük, ha ismerjük a műtrágya előállítás alapanyagául használatos érc

kadmium tartalmát. Az egyéb trágya-formák nehézfém szennyeződését azonban nem tudjuk elkerülni.

A Magyarországon forgalmazott műtrágyák Cd tartalma viszonylag csekély (0,2-0,3 mg kg⁻¹), melynek oka, hogy hazánkban a Kola-félszigetről származó foszfátérből gyártott műtrágyákat alkalmazzák, melynek Cd tartalma mindössze kb. 1 mg kg⁻¹ (*Karkalíkné és Patócs, 1990; Kádár, 1991; Csathó, 1994; Kádár, 1995*). Ezzel szemben Nyugat-Európában és az USA-ban forgalmazott műtrágyák kadmium tartalma igen magas, 1-170 mg kg⁻¹ (*Lisk, 1972; Csathó, 1994*). A műtrágyák megengedett kadmium tartalmának szabályozása országonként változó, így az EU-ban ez jelenleg 12-40 mg kg⁻¹, míg a hazákban általánosan elterjedt műtrágyáké csupán 4 mg kg⁻¹. Magyarország kadmium terhelése 0,1-0,2 g ha⁻¹ (*Tamás, 1993*) nem jelentős, a Nyugat-Európában és az USA-ban mért 0,3-1,2 g ha⁻¹ szemben (*Mordevedt, 1987*). Az USA-beli és a nyugat-európai mérések azt bizonyítják, hogy a trágyázásból származó kadmium 70-80 %-a a talaj felső 0-7,5 cm-es rétegében halmozódik fel, illetve 15 cm-es mélységig mutatható ki (*Williams és David, 1976; Mulla et al., 1980*). A kadmiumot nyomokban tartalmazza számos kereskedelmi forgalomban lévő foszfát-műtrágya és ezek folyamatos felhasználása a növénytermesztésben, nagy kiterjedésű agrárterületek elszennyezéséhez vezet számos országban.

A kadmium felvehetőségét tekintve a talaj-növény rendszerben kulcstényező a növényi abszorpció ellenőrzése, és a szerves savak szerepe a kelátképződés folyamatában. *Krishnamurti et al. (1997)* vizsgálták, hogy a különféle szerves savak hogyan képesek befolyásolni a Cd oldékonyságát a különböző talajokban. *Cieslinski et al. (1998)* megállapították, hogy a magas Cd tartalmú talajokban, durum búza művelésénél, szignifikánsan magasabb mennyiségű szerves savat mutattak ki a rhizoszférában, mint a kevésbé művelt területeken, tekintet nélkül a talajtípusra. Vagyis a talajművelés típusa is szerepet játszhat a nehézfémek felvételében.

A nehézfémek igen erősen kötődnek a szerves anyaghoz, illetve kelát formában be is épülnek azokba. A kelátképzők a nehézfémek felvételében és szállításában vesznek részt, vagyis jellemző tulajdonságuk a fém-komplex képző hajlamuk. Erősen savanyú közegben a mikroelemek toxikus felhalmozódása következhet be, míg lúgos közegben a tápelemek többsége rosszul oldódik. A talaj savanyúságát az ipari és lakossági szennyeződésekkel eredő savas esőkön kívül a nagy adagú műtrágyázás is fokozza. A műtrágyák közül az ammónium sók és a karbamid savanyítják a talajt. Az

ammóniumionok nitrifikációja során H^+ -ionok keletkeznek, ezért is kerülni kell a szükségesnél nagyobb ammónium-műtrágya adagokat. A foszfor- és káliumműtrágyák savanyító hatása az előzőknél kisebb mértékű. A savanyító hatás különösen a kolloidban szegény, kis puffer kapacitású talajokon érvényesül (*Loch és Nosticzius*, 1992). A kadmium mobilitása és növények általi felvehetősége függ annak kémiai formáitól. A talajban előfordulhat oldott formában, kolloidokhoz kötve, talajásványokba zárva és oldhatatlan csapadék formában. Savanyú talajokon fokozódik a kadmium mobilitása, és a növények több kadmiumot tudnak felvenni és termésükbe beépíteni. A talaj meszezésével és szerves anyag tartalmának növelésével csökkenthetjük a termesztett növények kadmium felvételét (*Lehoczky et al.*, 1996a, 1999). Ugyanis a szerves anyagok (főként a humusz) mennyiségének növekedésével, nő a talajok adszorpciós képessége ún. fémorganikus-komplexek alakulhatnak ki, így a kis koncentrációban előforduló nehézfémek gyorsan megkötődnek a talaj felső rétegében. *Kádár* (1998) szerint a káros kadmium túlsúly cink-kezelésekkel részben ellensúlyozható, mivel egymás antagonistái. A magnézium is tompító hatású a kadmiummal szemben, ha koncentrációja legalább két nagyságrenddel nagyobb, mint a kadmiumé (*Oncsik et al.*, 1989). A szennyvíziszapos kezelések hatására - szerves anyagokhoz való kötődésük függvényében - a nehézfémek mobilitása csökkent a talajban, az ólom mobilis mennyisége 76%-kal, a kadmiumé 50%-kal (*Hargitai*, 1994). *Stölzer et al.*, (1994) különböző giliszta-, gomba-, szennyvíziszap- és kerti hulladék komposztokkal vizsgálták az agyagos talajok ólom és kadmium megkötését. Az ólom megkötésére a gombakomposzt bizonyult a legjobbnak (35 mg g^{-1}), míg a kadmiumot a gilisztakomposzt kötötte meg a legjobban (29 mg g^{-1}). Mindkét elem esetén az agyagos talaj megkötő képessége volt a legkisebb, ami szintén alátámasztja a szerves anyagok kedvező hatását a nehézfém szennyezésekkel szemben.

A talajok nehézfém terhelhetőségét a kation cserélő kapacitással (CEC) lehet jellemezni. A kation kicserélődés ugyanis egy adszorpciós komplexképződési folyamat, melynek során a kationok, a talajkolloidok funkciós csoportjaihoz elektrosztatikusan kötődnek (*Wiklander*, 1964).

Wagner (1993) mérései szerint egy nem szennyezett talajoldat kadmium koncentrációja $0,04\text{-}0,32 \text{ mM}$ közötti, a $0,32\text{-}1 \text{ mM}$ közötti koncentráció mérsékelt szennyezésnek tekinthető (*Sanitá di Toppi és Gabrielli*, 1999).

2.2. A Cd hatása a tápelemek felvételére

Az egyik oka a Cd mérgező hatásának, hogy befolyásolja az esszenciális elemek felvételét. Számos kutató beszámolt a Mn felvétel és transzport csökkenéséről a Cd jelenlétében (*Jarvis et al.*, 1976; *Hernández et al.*, 1998). A kadmium hatására csökken a tápelemek, így a N, a P, a K, a Zn és a Cu felvétele (*Dahiya et al.*, 1991), de kimutatták, hogy a foszfát beépülése is gátolt (*Narwal et al.*, 1993; *Konsztantyinov et al.*, 1993). Míg mások a csökkent K felvétel mellett, változatlan foszfát felvételt tapasztaltak (*Nocito et al.*, 2002).

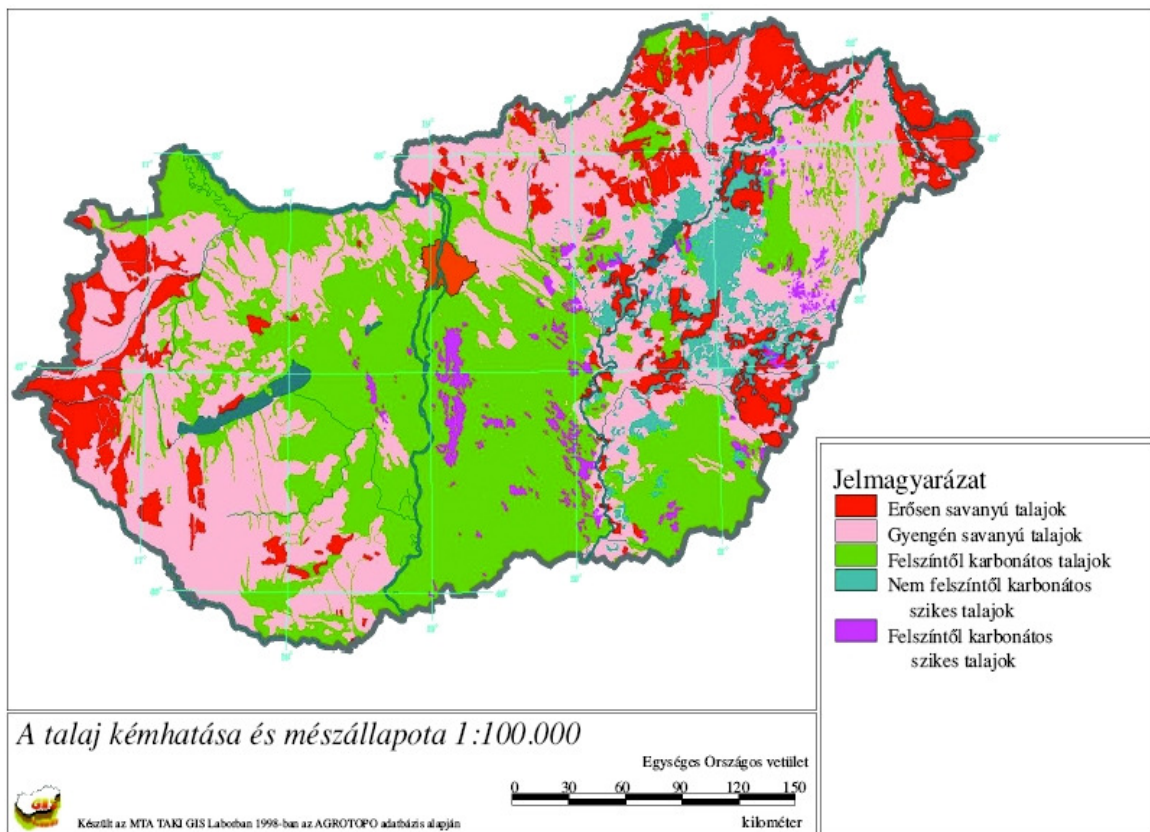
A nehézfémek a növények vízháztartására is jelentős hatással vannak, mivel a hajszálgökér differenciálódásának gátlásával jelentősen csökkentik a felszívó felületet, csökkentik a membrán permeabilitást, a szállító edénnyalábok számát és átmérőjét (*Barceló és Poschenreider*, 1990). Napjainkban komoly gondot okoz, hogy a nehézfémek felvétele és akkumulációja egyre növekszik a növényekben. A kis molekulású szerves savak fontos összetevői a gyökerek által kiválasztott szerves anyagoknak. Ismert, hogy a talajban lévő szerves savak tipikusan negatív töltésű anionok, melyek képesek szoros kötéseket létrehozni a fémionokkal, a talajoldatban, és a szilárd fázisban is (*Jones és Darrah*, 1994). A szerves savak fontos alkotói a talajnak, mivel feloldják az egyébként oldhatatlan ásványi fázisban lévő fémeket a talajban, növelve a fémek mobilitását a gyökér közelében, ezáltal fokozva a hozzáférhetőségüket (*López-Bucio et al.*, 2000). Számos tanulmány koncentrált arra, hogy a szerves savak jelentős szerepet játszanak a rhizoszférában. A kadmium oldhatóságát legjelentősebben a pH befolyásolja a talajban. A pH 1 egységgel való csökkenése a kadmium oldékonyságát a háromszorosára növeli (*Loch és Nosticzius*, 1992). Magyarország talajának kémhatását a 2. ábra szemlélteti.

A Cd szerves és szervetlen komplexeket is képezhet, ami szintén csökkenti a szorpcióját a talajon. A legnagyobb mozgékonytságot a savanyú talajokon, a 4.5-5.5 pH közötti intervallumban mutatja. A többi fémhez képest a kadmium szorpciója egy nagyon gyors folyamat, vagyis legtöbb esetben 10-15 perc alatt eléri a 95%-ot.

A Cd mozgása - a talaj-növény rendszerben - a koncentrációjától függ. Az alacsony Cd koncentrációnál (1-5 mg kg⁻¹) a Cd erősen kötődik a talajkolloidokhoz (egy speciális adszorpció által). Közepes (5-10 mg kg⁻¹) és magas koncentrációnál (> 10 mg kg⁻¹) a Cd nagy része (50-80%) egy oldatba megy át (acetát-ammónium puffer). Ezek az oldható,

mozgalmas Cd formák képesek migrálni a talajvizekbe és felhalmozódni a növényekben.

Mivel a nehézfémek táplálékláncre gyakorolt hatásainak vizsgálata hosszú távú kutatásokat igényel, így hazánkban is a '90-es években három nehézfém terheléssel kapcsolatos tartamkísérletet állítottak be, az MTA Talajtani és Agrokémiai Intézete, illetve a Károly Róbert Főiskola kutatói.



2. ábra: Magyarország talajának kémhatása és mészállapota (MTA TAKI GIS, 1998)

Ezen kísérletek három különböző talajtípuson, így meszes vályog kötöttségű csernozjomon (Mezőföld- Nagyhörcsök, 1991); gyengén savanyú, csernozjom barna erdőtalajon (Mátraalja- Gyöngyös- Taspusztá, 1994); meszes homoktalajon (Duna-Tisza köze- Őrbottyán, 1995) lettek beállítva. Több toxikus elem (Al, As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, Sr, Zn) hatását vizsgálták a talaj- növény rendszerben. Ezen szabadföldi kísérletekben az oldható formában adott nehézfémek felvételéről, fitotoxicitásáról, talajbani mozgásáról számos hazai kutató beszámolt (Fodor, 1998; Kádár, 1995; Kádár és Németh, 2005; Szabó és Fodor, 1998, 2003). Fodor és Láposi (2008) munkájuk során vizsgálták, hogyan változik az oldható kadmium tartalom az idő múlásával a talajban. Kísérleteikben a talajt nagy adagú kadmium- szulfáttal kezelték és

két év elteltével a kiadott Cd 67 %-a, hét év után pedig még 47 %-a volt a növény számára felvehető (ammónium-acetát + EDTA oldható) formában jelen. Megállapították, hogy a talaj magas kadmium tartalma ugyan nem okozott toxikus tüneteket a növényeken, de a Cd dúsulás kimutatható volt azok hajtásrendszerében és termésében is. Meszes talajon, 10 évvel a terhelés után a kijutatott kadmium 45 %-a még mindig oldható formában volt (*Kádár és Németh, 2002*).

2.3. A Cd felvétele és transzlokációja a növényekben

A nehézfémek növényi szövetekbe történő bejutásának két lehetséges módja van: az egyik a levélen keresztül, a levegőből leülepedő porból; illetve, a gyökéren keresztül, a talajból. Sokan úgy vélik, hogy a nehézfémet a növények főként a gyökereiken keresztül veszik fel és a levelek által felvett mennyiség elhanyagolható. Ezzel szemben többen is bizonyították, hogy a levélen keresztül is számottevő mennyiségű nehézfém kerülhet be a növényekbe (*Greger, 1993; Wozny, 1995*). A növények tápanyagfelvétele azért főként gyökéren keresztül történik. A talajkolloidok felületén megkötött ásványi anyagok egy része átmehet a talajoldatba. A talaj vizes fázisában a diffúzió a koncentráció különbségek kiegyenlítéséhez vezet, ezért anyagvándorlás indul meg a távolabbi talajrészecskék irányából a gyökér felé. A tápelemeket a növény ionos formában veszi fel. Az ionok elektromosan töltött részecskék, ezért könnyen hidratálódnak. Egy elem a talajban mozoghat a gyökérfelület mentén, akár a talajvíz diffúziójával (feltéve, hogy létezik egy koncentráció gradiens), vagy ioncserével a gyökér és az azt körülvevő agyagrészecskék között. A diffúziós koncentráció gradiens folyamatos ion felvételt hozhat létre a gyökerek mentén. A gyökerek és a velük kapcsolatban lévő mikroorganizmusok is kiválaszthatnak különböző vegyületeket, amelyek igen hatékonyak a fémek kioldásában a talajszemcsékből, így lehetővé téve a fémek abszorpcióját a növények számára. A kötött fémek oldatba kerülése is eredményezheti a diffúziós gradiens kialakulását az abszorbeáló gyökér és a talajrészecskék között. Az elemek mozgása a gyökerekbe történhet akár passzív diffúzió útján a sejtmembránon, de gyakoribb folyamat, aktív átadással a koncentráció gradienssel szemben és/vagy elektrokémiai potenciál gradiens mentén (*Clarkson és Luttge, 1989; Fergusson, 1990; Stroinski, 1999*). Az utóbbiak specifikus szállítókon keresztül történik, amelyek képesek komplexeket képezni, mint pl. a szerves sav, fehérje, amelyek egyes fémeket kötnek, átszállítják a membránon, majd onnan a fém

leválva, szabadon mozog a sejtben. Az aktív felvétel folyamata igazodik a növény számára nélkülözhetetlen nyomelemek felvételéhez, de ezzel párhuzamosan a rendelkezésre álló egyéb elemeket is felveszik (*Silver*, 1983). A különböző fémek a sejten belül szintén egy koncentráció gradiens mentén mozognak egy aktív kation csatornán keresztül a sejtmembránon (*Kochian*, 1995). Az ioncsatornákon keresztüli hordozók, működésük szerint három félek lehetnek: uniporter, antiporter és szimporter. A plazmalemmán keresztül felvett ionok intracelluláris (sejten belüli) szállítását és megoszlását a sejtorganellek hártványrendszerei befolyásolják. A sejtek közötti anyagszállításban, az intercelluláris transzportban fontos szerepet töltenek be a szomszédos sejteket összekötő plazmodezmák. A plazmodezmák útján összekötött plazmák egységes rendszerét szimplazmának, az intercelluláris transzport ezen formáját pedig szimplazmás útnak nevezzük. A gyökér kéregszövetében, egészen az endodermisig, a sugár irányú (radiális) transzportban a szimplazmás út és az apoplazmás út (sejtfalak mikropillárisai) is szerepet játszhat az ionok szállításában. A határhártyán keresztüli ionfelvétel azonban már energiaigényes, aktív folyamat, így a határhártyán keresztül a tracheáig már csak a szimplazmás út vehető igénybe. Amint a kadmium bejut a gyökérbe szimplazmatikus és/vagy apoplazmatikus úton szállítódva éri el a xilémet (*Salt et al.*, 1995a) komplexet képezve különböző ligandumokkal, így szerves savakkal és/vagy fitokelatinokkal (*Senden et al.*, 1992, 1994; *Salt et al.*, 1995b). *Blum* (1997) szerint a növényekben a kadmium koncentráció gradiens a következőképpen alakul: gyökér > szár > levelek > termések > magvak. *Hart és munkatársainak* (1998) feltételezése szerint a fejlődő termések kadmium akkumulációja floém-közvetített transzport lehet.

A kadmium mind a gyökérben, mind a hajtásban akkumulálódik, de nagyobb része a gyökérben található (*Cataldo et al.*, 1983; *Leblova et al.*, 1986; *Reddy és Pasard*, 1993; *Ramos et al.*, 2002). A gyökérben akkumulálódó Cd mennyisége korrelációban van a tápoldat Cd koncentrációjával (*Bermond és Chaillou*, 1990). *Kádár* (1995) ezt megerősítette szántóföldi kísérletekben is. A nehézfémek (a talajbeli koncentrációjukkal arányos mértékben) a gyökérből, a növény különböző részeibe transzlokálódnak; azonban az egyes szövetek nehézfémion akkumulációja igen különböző lehet, mivel erősen faj- és fajtafüggő (*Bazzaz és Govindjee*, 1974). *Krupa és Baszyński* (1995) eredményei szerint a növényekbe jutó kadmium ionoknak átlagosan 75 %-a valamilyen formában a gyökérben kötődik meg. További adatok azt bizonyítják, hogy a felvett Cd mennyiség megközelítőleg 11 %-a a szárban; közel 15 %-a (fajtól függően) a

levelekben található. Ez utóbbinak is csak 0,6-1,4 %-a jut be végül a kloroplasztiszokba (Leita et al., 1996; Krupa, 1999). A növények nehézfém-tartalma függhet az adott növény fejlődési állapotától, a vizsgált növényi résztől, de váltivarúaknál az ivartól is. A növények Cd tartalma általában a növények korával párhuzamosan növekedett. Ezt igazolják Lásztity (1988) és Kádár (1991) szántóföldi kísérletei is.

A kadmium hozzáférhetőséget módosítja a talaj pH-ja, a szervesanyag-tartalma, a redox-potenciál, a hőmérséklet és más elemek kölcsönhatása is. A redox viszonyok a mezőgazdasági művelés körülményei között ritkán változnak nagymértékben, így nem nagyon befolyásolják a kadmium hozzáférhetőségét. Szerepük az árasztásos rizstermesztésnél, vagy esetleg egyéb kultúrák árasztásos öntözésénél lehet. A kadmium felvehetőségét befolyásoló egyik legfontosabb tényező a pH. Alacsony talaj pH-n nagyobb a növények kadmium felvétele, a kadmium tartalmuk többszörösére nőhet, míg a semlegeshez közeli, lúgos pH-n nem, vagy alig változik (Lehoczky et al., 1997, 1998; Kádár, 1991). Kedvezőtlen környezeti feltételek mellett a kadmium a gyökérben halmozódik fel először nagyobb mennyiségben, ezért itt károsítja elsődlegesen a növényt (Sanitá di Toppi és Gabrielli, 1999). Amennyiben a Cd^{2+} koncentráció meghaladja a talaj és a sejtfal fizikai adszorpciós kapacitását, az a kadmium sejtbe irányuló transzportjához vezet. Mivel a gyenge szelektivitást mutató, fém-transzporter fehérjék (pl.: ZIP és Nramp család), valamint a Ca^{2+} -csatornák miatt, a plazmamembránon keresztüli kizárás hatékonysága elenyésző (Perfus-Barbeoch et al., 2002; Nevo és Nelson, 2006; Krämer et al., 2007). A fémionok oldódását és felvételét, maguk a növények is elősegíthetik, gyökérexudátumok segítségével, így a talajban oldhatatlan formában jelenlévő fémek is bejuthatnak a növénybe (Hutchinson et al., 2000). Bár Lodenius és Autio (1989) megállapították, hogy a pH -nak nagyobb szerepe van a kadmium szorpciójának változásában, mint a szerves savaknak.

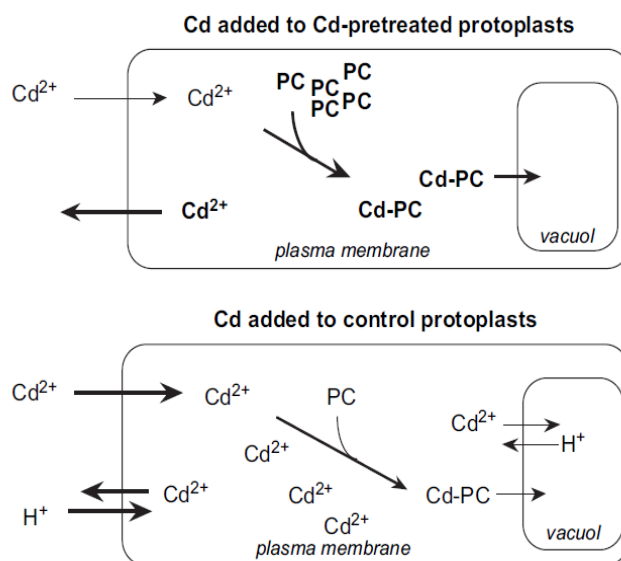
A fém méregtelenítése és a tolerancia számos mechanizmuson keresztül valósulhat meg a növényekben úgy, mint fémkelátok képződésével, a fémfelhalmozódással a vakuólumban, a membrán struktúrák megváltozásával és stressz metabolitok képződésével.

A fitokelatinok (PCs) egy kis része a tiol (SH-)csoportokban gazdag peptideknek, amely egyben magában hordozza a mechanizmus (fém-kelátok keletkezése) magyarázatát is. A fém-kelátok képződése a tiol- csoport fémmegkötő képessége miatt alakul ki. A fitokelatinok általánosan elfogadott, fontos kelátképző vegyületek. Számos nehézfém képes előidézni fitokeletin termelődést a növényekben, de a kadmiumot

találták a leghatékonyabbnak (*Grill et al.*, 1985). Különböző biokémiával (*Clemens et al.*, 1999; *Ha et al.*, 1999) és mutációval foglalkozó tanulmány (*Howden et al.*, 1995a, b) igazolta a fitokelatinok keletkezését, főleg kadmiummal stresszelt magasabb rendű növényekben, ahol fontos szerepet játszik a kadmium méregtelenítésében azáltal, hogy a Cd-ot kevésbé mérgező formába alakítja át. Ezért állította *Rausser* (1999), hogy a Cd tolerancia növekedésével magasabb a fitokelatinok koncentrációja és ezek molekulásúlya is magasabb. A kadmium citoszólba való bejutásával aktiválódik egy kén metabolizmussal kapcsolatban álló rendszer, melynek hatására képződnek a fitokelatinok. A fitokelatin szintézisével párhuzamosan azonban csökken a GSH szint, mivel a fitokelatinok a glutationból szintetizálódnak (*Rausser*, 1987; *Tukendorf és Rausser*, 1990). A fitokelatinok szintézise energiaigényes folyamat, mert a kadmiummal stresszelt sejteknek helyre kell állítaniuk a glutation szintjüket. Vagyis a fitokelatinok szintézisének energia felhasználása a gyökérnövekedés rovására történik (*Meuwly és Rausser*, 1992). Így tehát megállapítható, hogy a PCs mennyiségi növekedése a nehézfém stressz korai figyelmeztető jelei, mivel a nehézfém detoxifikációjának fő komponensei, de valószínűleg nem felelősek kizárólagosan a kadmium toleranciáért.

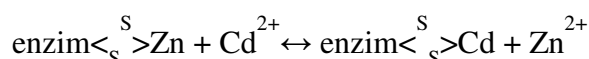
Sylvia Lindberg et al. (2007) modellje (3. ábra) a Cd^{2+} transzportját mutatja be egy kontroll és egy CdCl_2 -dal előkezelt protoplastban. A kontroll protoplastban a citoszólból való kiáramlás két mechanizmus útján is lehetséges, az egyik Cd-PC (fitokelatin) transzport (kevésbé jelentős), illetve $\text{Cd}^{2+}/\text{H}^+$ antiport (fontosabb). Míg a kadmiummal előkezelt protoplastban csak a Cd-PC transzport folyamat állhat fent.

A nehézfémek felvételi folyamatai, akkumulációja, eloszlása és méregtelenítése széles körben tanulmányozott a hiperakkumulátor növényfajokban. Azonban ezek a folyamatok bonyolultak és csak részben ismertek. Számos tanulmány készült a vakuólumba való kirekesztődésről és a sejtfalhoz való kötődés szerepéről a nehézfémek hiperakkumulációja kapcsán, illetve a nehézfém toleranciáról, transzportjáról és raktározásáról a növényekben. Viszont csak néhány tanulmány van, amely a kadmium eloszlásával foglalkozik a növényekben.

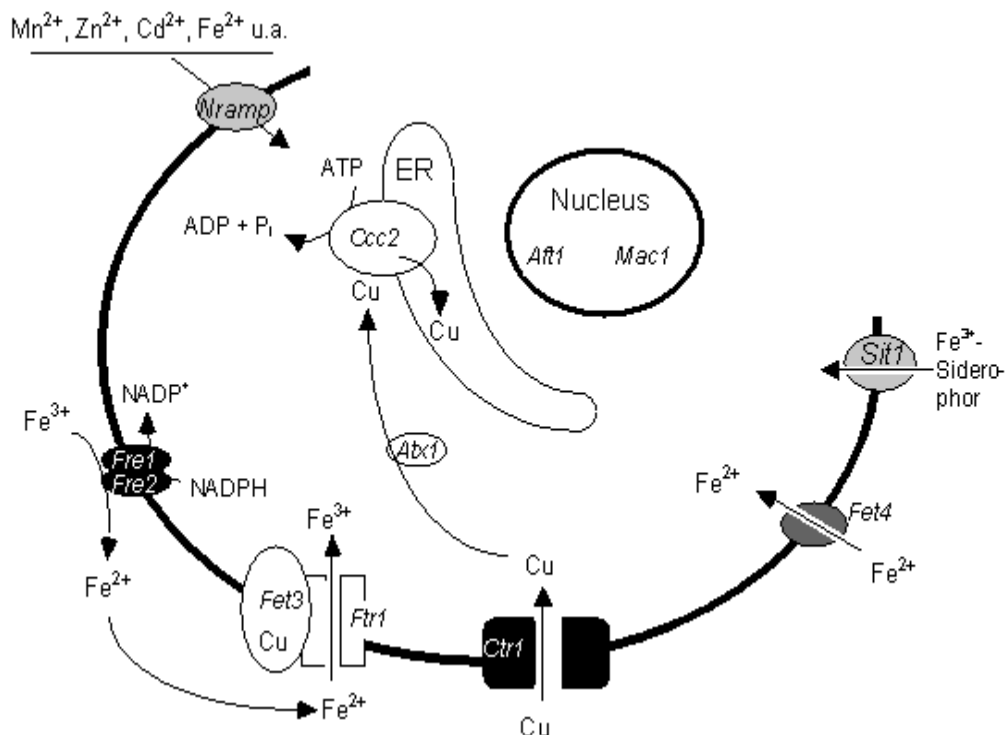


2. **ábra:** A Cd²⁺ transzportjának lehetséges mechanizmusai egy kontroll és egy CdCl₂-dal kezelt protoplasztban (Sylvia Lindberg et al., 2007)

A fémek biológiailag nem bonthatók le, az élő szervezetekben felhalmozódhatnak, továbbá biokémiai reakciók során mérgező vegyületekké alakulhatnak át. A Cd-stressz legfőbb veszélye, hogy képes helyettesíteni az esszenciális cinket, annak jótékony élettani hatása nélkül. Az emberi szervezetben, a cink helyébe beépülve súlyos károsodásokat okozhat. A növény Zn/Cd aránya jóval kisebb lehet, mint a talaj Zn/Cd aránya, vagyis a növény preferáltan halmozza fel a kadmiumot. A cink igen sok enzim lényeges alkotórésze, a kadmium vegyületek mérgező hatásúak, mivel a szulfidkénhez való nagy affinitásuk miatt a cinktartalmú enzimekből a cink iont kiszorítják, és ez által az enzimet inaktiválják:



Rivetta et al. (1997) szerint a kadmium felvétele kompetícióban áll más elemek felvételével (K, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn, Ni) ugyanazon membrán transzporter használata miatt. Más megfigyelések szerint a cink és a kadmium más-más membrán transzporterén keresztül jut be a sejtbe, de a transzporterek azonos regulátor ellenőrzése alatt állnak (*Bert et al.*, 2003). Indirekt bizonyítékok utalnak arra, hogy a Cd felvétel a gyökér sejtjeinek széles szubsztrát specifitással rendelkező Zn-, Ca- és Fe-transzporterein/csatornáin keresztül történik, ezáltal a kadmium kompetícióban van ugyanazokért transzmembrán karrier/csatorna fehérjékért a kálímmal, kalciummal, magnéziummal, vassal, mangánnal, cinkkel, rézzel és a nikkellel (*Clemens*, 2006).



3. **ábra:** Különböző fémionok transzportja (Eckhardt, 2000)

Eckhardt (2000) utalt a vasfelvétel és egyéb fémfelvételi módok lehetséges útjára, Eide (1998) ábrájára (4. ábra) hivatkozva. Megállapította, hogy a vasfelvétel egyik csatornája, amelyen a Fe^{2+} ionok felvétele történik, alkalmas egyéb fémek, így Mn^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} felvételére is, ez az Nramp- transzporter család. Míg a Fe^{3+} felvétele az egyszikűeknél szideroforokhoz kötődik.

A citoszolba bejutó kadmium eltávolítása, illetve semlegesítése több úton is lehetséges. Az egyik legközvetlenebb út az ion visszapumpálása az apoplasztba, illetve a xilém- vagy floém áramlásba juttatása; vagy a sejten belüli kompartmentizációja a vakuólumba. Ezt az ionok tekintetében jóval szelektívebb, ATP-igényes efflux- fehérjék például, a HMA-, a CDF- és az ABC- transzporter családok egyes képviselői közvetítik (Verret *et. al.*, 2004; Kim *et. al.*, 2007; Montanini, 2007). Vogeli-Lange és Wagner (1990) szerint a kadmium a tonoplaszton át, mint $\text{Cd}-(\gamma\text{-EC})_n\text{G}$ komplex szállítódik. A vakuólumban ez a komplex disszociál, attól függően, hogy milyen a koncentrációja, milyen a kadmium affinitása más kelátképzőkkel, valamint milyen a $\text{Cd}-(\gamma\text{-EC})_n\text{G}$ lánc hossza.

2.4. A Cd toxikus hatása a magasabb rendű növényekre

A szennyező anyagok, ezek közül is a toxikus fémek és a növényi toleranciamechanizmusok az utóbbi harminc évben széles körben kutatott terület (Foy *et al.*, 1978; Das *et al.*, 1997; Hall, 2002; Benavides *et al.*, 2005). A kadmium (Cd) biológiai rendszerekkel szembeni toxicitásáról számos szerző publikált (Bingham *et al.*, 1976; Mukherjee *et al.*, 1984; Das *et al.*, 1997; Sanitá di Toppi és Gabrielli, 1999), viszont a toxicitás mechanizmusa még nem tökéletesen ismert. A gyakorlati növénytermesztésben nagymértékben nehezíti, a kadmiumnak, mint veszélyforrásnak a felfedezését, az hogy a gazdasági növények gyakran látható tünetek nélkül, nagy mennyiségben halmozhatják fel. A kadmium felhalmozása leginkább a levélzöldségekre jellemző, de a talaj Cd tartalmának növekedésével, jelentős mértékű akkumulációt figyeltek meg a napraforgóban is (Lehoczky, 1998; Kádár *et al.*, 1998; Simon *et al.*, 1999; Fodor, 2002; Vér, 2006). Egyes növények, így mák és az olajtök értékesíthetőségét már az 1 ppm-hez közelítő kadmium koncentráció is ellehetetleníti. A kadmium negatívan befolyásolja a nem toleráns növények növekedését és fejlődését (Pinto *et al.*, 2004).

A toxikus fémek elsődleges hatása a felvételükért felelős növényi szervben, a gyökérben figyelhető meg, ahol az ionfelvételért folytatott kompetíció megzavarja a növények ásványos táplálkozását és a vízfelvételét (Clarkson és Rüttge, 1989; Moya *et al.*, 1993; Láng *et al.*, 1998). A nehézfémek többnyire enzimaktivátorként fejtik ki hatásukat, néhány esetben *de novo* proteinszintézis indukálásával (Xiang és Oliver, 1998), mely elsősorban a sejten belüli oxidatív környezet kialakításának tudható be (Somashekaraiah *et al.*, 1992; Gallego *et al.*, 1996; Clijsters *et al.*, 1999). Ugyanakkor számos enzim inaktiválását is előidézhetheti, mivel a nehézfém a katalitikus aktivitásához, illetve a stabil térszerkezet kialakításához nélkülözhetetlen szulfhidril- csoportokhoz kötődik; valamint a metalloproteinekben az esszenciális fémionokat helyettesíti (Van Assche és Clijsters, 1990). A kadmium pozitív élettani hatása még nem bizonyított. Eddigi egyetlen ismert biológiai funkciójára Lane és Morel (2000) derített fényt, miszerint a tengeri kovamoszatok cinkhiányos körülmények között szintetizált, speciális szénsavhidratáz enzimének kofaktora.

A szennyezetlen talajokon termesztett növényekben általában 0,3 – 0,5 mg kg⁻¹-nál kevesebb kadmium található. Az 5 – 20 mg kg⁻¹ kadmium tartalom általában már toxikus tüneteket okoz, a növények növekedése gátolt, gyökérzetük károsodik, a levelek

klorotikusak, a levélszélek vagy a levél erek vörösbarnára színeződnek. A kadmium gátolja a fotoszintézist és a transzspirációt, akadályozza az esszenciális mikroelemek felvételét és szállítását (Pais, 1980). Elkerülhetetlenül bekövetkezik az élettani károsodás, amennyiben a sejtnedvben a szabad Cd^{2+} koncentrációja meghaladja a 3-10 mg kg^{-1} száraztömeg értéket (Bahlsberg-Pahlsson, 1989). A kadmium fitotoxicitásának főbb tünetei a klorózis, a növekedés gátlás, a légzési és a nitrogén metabolizmusban bekövetkező változások, alacsony biomassza produkció (Sanitá di Toppi és Gabrielli, 1999), továbbá megváltozik a növény vízháztartása (Perfus-Barbeoch et al., 2002). Csökkenti a csírázási százalékot (Naguib et al., 1982), csökken a gyökér és a hajtás növekedése és a tömege is (Naguib et al., 1982, 1986; Stiborova et al., 1986, 1987; Mench et al., 1994; Gupta és Dixit, 1992; Reddy és Prasad, 1993; Narwal et al., 1993; Kádár, 1995). A gyökér növekedésének gátlását részben a turgornyomás csökkenése, részben pedig a csökkent mitotikus aktivitás okozza (Chakravarty és Srivastava, 1992). A kadmium gátolja a sztóma nyitódást, a transzspirációt és a fotoszintézist (Sanitá di Toppi és Gabrielli, 1999), valamint csökkenti a nitrát abszorpcióját és transzportját a gyökérből a hajtásba (Hernandez et al., 1996), ezek által befolyásolva a száraz anyag gyarapodását. A fotoszintézis hatékonyságát párhuzamosan több módon is veszélyezteti, egyrészt a klorofill- és a karotionoid- bioszintézis, a fotoszintetikus elektrontranszport lánc több tagja, másrészt a sötétszakasz is sérülhet (Prasad, 1995a, b; Sanitá di Toppi, 1999). Mivel erősen toxikus, a cink helyébe beépülve súlyos károsodásokat okoz. A növény kadmium mérgezésének legfőbb, könnyen azonosítható tünetei a klorózis, a levélsodródás és a satnyává válás. A klorózis komplex tünetnek tekinthető, előfordulhat vas-, és más tápelemek (Haghiri, 1973), de a foszfor hiánykor is, valamint a magas redukált mangán és vas koncentrációnál, mint közvetett toxikózis, a Fenton-reakció eredményeként (Goldbold és Hutterman, 1985). A kadmium által indukált gyökér Fe(III) reduktáz gátlása Fe(II) hiányhoz vezet, amely károsan hat a fotoszintézisre (Alcantara et al., 1994). Das et al. (1997) szerint a kadmium akadályozza több elem (Ca, Mg, P, K) és a víz felvételét. A fém-mérgezés befolyásolhatja a sejthártya permeabilitását, így okozva zavart a növény vízháztartásában. Többen publikálták a kadmiumról, hogy hatással van a víz-mérlegre is (Barceló et al., 1986; Costa és Morel, 1994). A kadmium szennyezés csökkenti a sejthártya ATP-áz aktivitását a búza és a napraforgó gyökereiben, valamint megváltoztatja a membránfunkciókat, mivel lipid-peroxidációt indukál (Fodor et al., 1995). A szárazanyag gyarapodás szempontjából az egyik legkedvezőtlenebb hatása,

hogy megzavarja a kloroplasztisz anyagcseréjét azáltal, hogy gátolja a klorofill bioszintézist és a CO₂ megkötésében résztvevő enzimek aktivitását (*Stobart et al.*, 1985; *De Filippis és Zeigler*, 1993). A kadmium oxidatív stresszt kiváltó képessége a szabadgyökök és egyéb aktív oxigén- formák generálásán alapszik, melyet a ROS fő forrásaként számon tartott légzés és fotoszintézis agresszív megbolygatása egyértelműen elősegít (*Silverberg*, 1976; *Romero-Puertas et al.*, 2004). *Dániel és Győri* (2000) megállapították, hogy 24 órás, 1 µM-os Cd kezelés 30%-os gyökérnövekedés gátlást eredményezett. *Sironka és mtsai.* (2004) szoros pozitív korrelációt állapítottak meg a növekedésgátlás, a gyökérsejtek életképessége és az alkalmazott kadmium koncentrációk között. Ugyanakkor más irodalmi adatok arra is felhívták a figyelmet, hogy a kadmium növekedést serkentő hatása sem egyedüli eset (*Ernest et al.*, 1992). A gyökérnövekedés gátlás hátterében többnyire a sejtfal komponensek csökkent szintézise, a gátolt mitózis a Golgi-apparátus károsodása állnak, ugyanakkor a gyökér barnulásáért a lerakódó szuberin a felelős (*Punz és Sieghart*, 1993). *Melnyicsnyuk és Lisko* (1991) szerint a kadmium megakadályozza a sejtosztódást, ami irreverzibilis és a három napos kukorica gyökérsejtjeinek pusztulásához vezet. A kezelés a kromoszóma aberráció mellett kétmagvú sejtek képződését is eredményezte. A kadmium kezelése hatására legtöbb növényben ugyan nem áll le a sejtosztódás, de a képződött sejtek növekedése gátolt. Ennek oka, hogy a sejtfal pektin molekulái között feltehetően erősebb keresztkötések alakulnak ki, ami gátolja a sejtek növekedését, valamint a sejtközötti állomány méretét is csökkenti (*Prasad*, 1995a).

A kadmium okozta szöveti elváltozásokról megoszlik a kutatók véleménye, egy dologban azonban egyetértenek, hogy a csíranövény egészére és különösen a gyökérszövetre károsan hat. A Cd hatására szabad gyökök és reaktív oxigén-formák termelődnek (ROS) (*Hendry et al.*, 1992). Ezen oxigén-formáknak a magas aktivitásuk az okozója a sejthalálnak; a növényekben a membránlipidek, fehérjék, pigmentek és nukleinsavak károsítása révén (*Foyer et al.*, 1994). Különböző védekezési mechanizmusok vannak a ROS ellen, így az antioxidáns enzimikus rendszerek indukciója, úgy, mint a szuperoxid diszmutáz (SOD), peroxidáz (POD), kataláz (CAT), aszkorbát peroxidáz (APX), glutation reduktáz (GR) és dehidroaszkorbát reduktáz (DHAR) (*Salin*, 1987; *Asada*, 1992; *Zhang és Kirkham*, 1996; *Willekens et al.*, 1997; *Pasqualini et al.*, 2001). *Stiborova et al.* (1986) megállapították, hogy a gyökerek nyersfehérje- tartalma csökken a Cd hatására, míg *Narwal et al.* (1990a, b) szerint a kadmium jelenléte növeli a szabad aminosavak jelenlétét, ami ugyancsak a fehérje

szintézis gátlására utal. *Ferretti et al.* (1993), a fotoszintézis, a cukrok és klorofillok mennyiségének csökkenéséről számoltak be, ami Cd elektronátadási reakcióra gyakorolt hatásával is összefüggésben állhat. Ezt *Siedlecka és Baszynski* (1993) is bizonyította, mivel a Cd csökkentette a ferredoxin-függő NADP⁺ fotoredukcióját feltehetőleg a Cd-Fe kölcsönhatás révén. A kadmium részben az esszenciális cinkhez hasonló ionmérete miatt rendkívül nagy hatásfokkal képes megjelenni a növényben mindenütt, így a sejtmagban is, kárt okozva ezzel a genetikai információ átírásában. A nukleinsavakkal létrejövő reakciójuk kromoszómakárosodást és a sejtciklus megzavarását okozhatja, amivel a sejt életképességét veszélyezteti (*Benavides et al.*, 2005). *Konsztantinyinov et al.* (1993) megállapította, hogy kukorica csíranövény 10-150 μM Cd-oldattal történő kezelés után a mitokondriális DNS- szintézis enyhén fokozódott. Míg a Cd minden kezelésnél (0-250 μM Cd) akadályozta a mitokondriális RNS (mt TNS) szintézisét, így a fehérjeszintézist.

Mind a károsodás jellege, mind a védekezést szolgáló stratégiák tekintetében a Cd-indukálta növényi válasz egyértelmű eltéréseket mutat szerv- és szöveti szinten egyaránt. Így például a rhizodermis növekvő lignifikálódása, a hajtás epidermiszének nekrotikus tünetei, a fitokelatinok mennyiségének növekedése, a szerves sav tartalom változása, az antioxidáns enzimrendszer egyes képviselőinek aktiválása a gyökérben és a hajtásban egyaránt (*Hegedűs et al.*, 2001; *Jócsák et al.*, 2010).

2.5. A növények védekezési mechanizmusai a nehézfémekkel szemben

A növények lehetséges védekező képességére a nehézfémekkel szemben az hívta fel a figyelmet, hogy nehézfémekkel erősen szennyezett területeken (bánya meddők, ipartelepek) is előfordulnak olyan növényfajok, melyeken látszólag semmilyen toxikus tünet nem mutatkozik. Az eltérő elemfelvételük alapján a növényfajokat négy nagy taxonómiai csoportba sorolhatjuk:

kizáró (excluder): magas nehézfém- koncentrációjú területeken is kismértékű a növények nehézfém felvétele, egyrészt a gyökérzet szelektív adszorpciója, illetve a hajtásba való elemáthelyeződés (transzlokáció) csekély mértéke miatt (*Baker*, 1981).

indikátor: a nagy elterjedéssel rendelkező vadon élő növényfajok a talaj mikroelem-sajátosságaira utalnak. Nem véletlen, hogy a botanikusok által megállapított flórajárások határai megegyeznek a sokszor különleges mikroelem-tulajdonságokkal rendelkező biogeokémiai kőzetekkel (Tölgyesi, 1969).

akkumuláló (includer): nagyságrenddel többet képes felvenni az adott elemből, mint más növényfaj (Tölgyesi, 1969), a növény bizonyos elemet olyan koncentrációban képes felhalmozni, amely meghaladja a szervezetet körülvevő közeg koncentrációját, vagyis a normál körülményekhez képest nagyobb mennyiségű elem felhalmozására képes (Peterson, 1971); a hajtásrészben halmozzák fel a nehézfémeket és sejt szinten játszódnak le a méregtelenítési folyamatok (Baker, 1981).

hiperakkumuláló: a hiperakkumuláció kialakulásához egy bizonyos nehézfém-koncentrációt meghaladó, felvehető elemhányad szükséges. A növényekben a nehézfém koncentráció meghaladja a növény szárazanyag-tartalmának 1%-át, anélkül, hogy a növény növekedésében gátlást okozna. Valamint képesek felvenni a kevésbé oldódó fémfrakciókat is (Hutchinson et al., 2000). Korábbi meghatározások szerint: valamely egyed összehasonlítva egy nem akkumulátor egyeddel, egy nagyságrenddel, vagy azt meghaladón nagyobb koncentrációban tartalmazza az egyes elemet (Brooks et al., 1977); a hiperakkumulációt nehézfémekre specifikusan határozták meg, határértékeket szabva az egyes fémekre a levél szárazanyagára vonatkozóan (Brooks et al., 1980; Reeves et al., 1999); a hiperakkumulátor növénycsaládokat Baker et al. (2000) foglalták össze. A hiperakkumuláció többnyire csak egy fémre érvényesül növénycsaládonként, bár vannak kivételek (Reeves, 1988). A kadmium hiperakkumuláció küszöbértéke (koncentráció küszöb%/levél szárazanyag) > 0.01 , ez a Brassicaceae családra jellemző (Brooks et al., 1998).

Az, hogy egyes növények képesek akkumulálni bizonyos toxikus elemeket, olyan mechanizmusok meglétét engedi sejtetni, amelyek során ezen elemek detoxifikálódnak a növényekben. Ez történhet: kelátképződéssel; a citoplazmában való elszigeteléssel (pl. vakuólum) a metabolikus helyektől; vagy más - nehézfémekre kevésbé érzékeny - alternatív metabolikus utak aktiválódásával; a membránok strukturális változásával, amely a permeabilitás változásához vezet; illetve egyes enzimek szerkezetének megváltoztatásával (Dahmani-Muller et al., 2000; Mejáre és Bülow, 2001).

Kárász (1992) a nehézfém- adaptációs mechanizmust a következők szerint csoportosította:

- a növény már a rhizoszférában kicsapja a fémet, így az sem a gyökérben sem a szárban nem mérhető magas fémkoncentráció (*Epilobium sp.*)
- a fém a gyökérben raktározódik (*Elytrigia repens, Poa annula*)
- csak a szárban és a levelekben raktározza a fémet (*Inula viscosa, Euphorbia dendroides*)
- a toxikus elemeket a vakuólumban, vagy a sejtfalban immobilizálja
- a gyökérben és hajtásban egyaránt raktározza a fémeket, az anyagcseréjéből kiiktatva azokat (*Cistus salviifolius, Helichrysum italicus*)

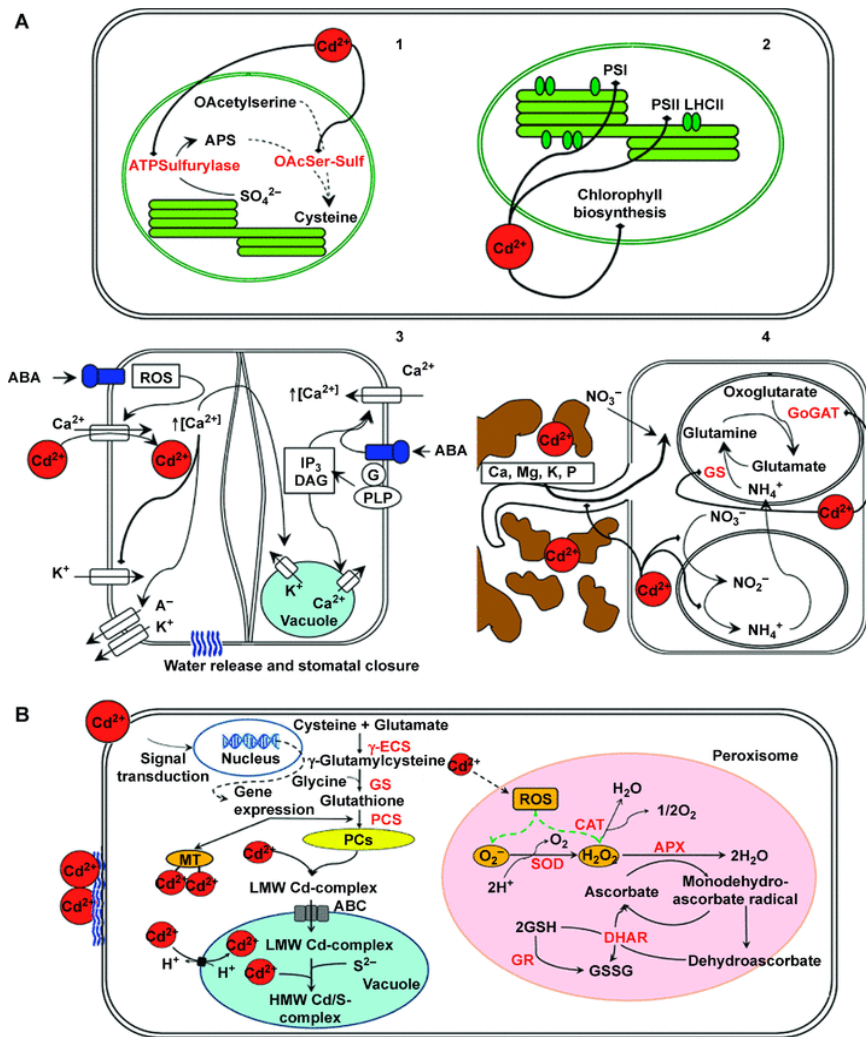
Kuboi és mtsai. (1986) három csoportot különítettek el az egyes növénycsaládok kadmium felvétele alapján: gyenge (pillangósok); közepes (pázsitfűvek, ernyősök); erős (keresztesvirágúak, fészkesek, libatop- félék).

A kadmium stressz elleni elsődleges korlátot a gyökér szintjén a kadmium immobilizálása jelenti az endodermis segítségével (*Nishizono et al., 1989*), valamint az extracelluláris szénhidrátokkal (mucigél, kallóz) (*Wagner, 1993*). *Leita et al.* (1996) bokorbabbal végzett kísérleti eredményei szerint a kadmium a sejtfal hisztidin csoportjaihoz kötődik. A sejtfal által nyújtott elsődleges védelem esetleges, függ a szennyező kadmium mennyiségétől és a növényfajtól is (*Sanitá di Toppi és Gabrielli, 1999*). A fém-toxicitástól védő extracelluláris stratégiák között említhetők a mikorrhizák is (*Jentshcke és Godbold, 2000*), bár viszonylag kevés publikáció ad közvetlen bizonyítékot arra, hogy a mikorrhizák csökkentik a fémek mérgező hatását (*Leyval et al., 1997; Jentshcke és Godbold, 2000; Schutzendubel és Polle, 2002a*). A gombák által alkalmazott méregtelenítés, a sejtek szintjén, valószínűleg nagyon hasonló a magasabb rendű növényekéhez. Így például *Blaudez et al.* (2000) vizsgálatai szerint a *Paxillus involutus* sejtfalában kadmium kötőhelyek vannak, valamint a vakuolum is képes a kadmium akkumulálására. A vakuólumban lévő kadmium kirekesztődik az anyagcseréből, kvázi méregtelenítődik. Azaz a növények nehézfémekkel szembeni toleranciájának alapja a nehézfémek vakuólomban való elkülönülése, illetve megfelelő ligandumokhoz (szerves savakhoz, fehérjékhez) való kötődése, illetve olyan enzimek jelenléte, melyek nagy mennyiségű fémion jelenlétében is működnek. *Kumar et al.* (1995) és *Garbisu* (2001) szerint a növények fémionokkal szembeni rezisztenciája, a

nehézfémek növényi gyökerekben és sejtfalban történő immobilizációjának a következménye.

A kelát képzés az egyik legáltalánosabban ismert módja a fémek méregtelenítésének. Így például a szerves savakkal (citromsav, almasav) való extracelluláris kelátképzés a növények alumínium toleranciájának része (*Delhaize és Ryan, 1995*). Kadmium és szerves sav kelátképzésére egyenlőre nincs bizonyíték. A két nehézfém-lekötőként és kelátképzőként legjobban ismert nehézfém-kötő polipeptidek a metallotioneinek és a fitokelatinok. A metallotioneinek kisméretű, genetikailag kódolt ciszteinben gazdag polipeptidek, míg a fitokelatinok enzimatikusan szintetizálódó ciszteinben gazdag fehérjék (*Cobbet, 2000*). A metallotioneineket, mint kadmium kötő fehérjéket először emlős szövetekből azonosították (*Robinson et al., 1993*), tagjait három csoportra osztják, magasabb rendű növényekben lévő szerepükről még sok tisztázatlan kérdés van. Az általánosabban ismert fitokelatinokat először 1983-ban írták le *Schizosaccharomyces pombe*-ban, majd ezt követően számos növényfajban és mikroorganizmusokban is azonosították (*Grill et al., 1989; Cobbett és Goldsbrough, 2002*). Azóta többen bizonyították, hogy a fitokelatinok a növények fém-toleranciájának alapvető elemei, így a kadmium esetében is (*Clemens et al., 1999; Ha et al., 1999*).

A növények védekező mechanizmusa abban rejlik, hogy a Cd nagy hatásfokkal és erősen kötődik a fehérjék SH-csoportjaihoz. Létfontosságú enzimek esetében is jelentkezik ez a hatás, az enzimek gátlását okozva. Bizonyított, hogy a Cd gátló hatást fejt ki a következő enzimekre: foszfoénolpiruvát- karboxiláz enzim (*Iglesias és Andreo, 1984; Stiborova et al., 1986, 1987*), alkáli- foszfatáz, kataláz, xantin- oxidáz és ribonukleáz (*Lisk, 1972*), RuDP karboxiláz enzim (*Stiborova et al., 1987*), alkohol-dehidrogenáz (*Leblova és Zatloukalova, 1988; Leblova és Tichy, 1989; Van Assche et al., 1990*) és ATP- szulfuriláz (*Ferretti et al., 1993*). A növények speciális védőfehérjéket metallotionint képesek termelni. A Cd tízezerszer nagyobb affinitással kötődik a metallotioninhez, mint például a Zn. A gyökérre épülő védekezését bizonyítja az is, hogy *Leblova et al. (1986)* szerint nagyobb mennyiségű metallotionien képződött a gyökérzetben, mint a hajtásban. *Reddy és Pasard (1993)* fitokelatinokat izolált a gyökérből és a hajtásból. Így a kéndonor ligandumok közül a fitokelatinok és metallotioninek kerültek a figyelem középpontjába. A fitokelatinok szerepét a növényi védekező mechanizmusban *Zenk (1996)* foglalta össze részletesen. *Robinson (1989)* szerint a metallotioninek az emlősökben és a gombákban is méregtelenítő szerepet töltenek be.



Forrás: DalCorso, 2008

5. ábra: A kadmium stressz hatása a növények fiziológiai folyamataira.

A.) A Cd hatása a hajtás szöveteire: a sejtbe való bekerülés után (egy még mindig azonosítatlan fémion-transzporterén keresztül) (1) a Cd gátolja a kén anyagcserét, (2) a fotoszintézist és a klorofill bioszintézisét. (3) Emellett a sztómaárósejtekben a Ca^{2+} -szignált utánozva nyitásra készíti a sejtmembrán anion és K^+ $_{out}$ -csatornáit, ami közvetve víz- és turgorvesztéshez vezet és a gázcsere nyílások záródását idézi elő. (4) A Cd a gyökérenzimek (nitrát- és nitrit-reduktáz) gátlását elősegíti, amik a nitrogén asszimilációban játszanak szerepet. Ezen felül beavatkozik az ammónium asszimilációban a GS és GOGAT enzimek működésébe.

B.) A Cd-ra adott stressz válasz típusai és szinterei. A sejtfa egyes alkotórészei képesek a Cd^{2+} immobilizálásával megakadályozni a nehézfém sejt nedvébe jutását (extracelluláris védekezés). Amint a Cd^{2+} bejut a citoszolba, serkenti a fitokelatinok és valószínűleg a metallotioninek szintézisét is (intracelluláris védekezés). Az utóbbiak alacsony molekulású komplexeket (LMW) képeznek a kadmiummal, ami képes bejutni a vakuólumba a tonoplaszt ABC transzporterein át, ahol a kadmium-ionok újabb molekulák bekapcsolódásával nagyobb molekulású komplex formákba (HMWs) rendeződnek. Jobbra a Cd-indukálta reaktív oszidánformák (ROS), az antioxidáns rendszer aktiválódását is beindítják, melynek szintere a peroxiszóma.

ABA: abszcizinsav; ABC: ATP-kötő kazetta transzporter; APS: adenilil-szulfát; APX: aszkorbát-peroxidáz; CAT: kataláz; DAG: diacil-glicerol; DHAR: dehidro-aszkorbát-reduktáz; g-ECS: gamma-glutamil-ciszteinszintetáz; G: G-fehérje; GOGAT: glutamát szintáz; GR: glutation-reduktáz; G(SH)-S: glutation-szintáz; GS: glutamin-szintáz; IP3: inozitol-3-foszfát; LHCII: fénybegyűjtő komplex (II); LMW / HMW: kis / nagymolekulatömegű; MT: metallothionein; OAcSer-S: O-acetil-szerin szulfuriláz; PCs: fitokelatinok; PCS: fitokelatin-szintáz; PLP: foszfolipáz protein; PSI és II: fotorendszerek; ROS: reaktív oxigénformák; SOD: szuperoxid-diszmutáz

A fémek kelátképzésében másik fontos ligandumok az oxigéndonor karbonsavak, azonban nem valószínű, hogy meghatározóak a fémspecifikusság, illetve a hiperakkumulációs sajátosság tekintetében (*Harmens et al.*, 1994). A szerves savak szintézise a töltésegyensúly fenntartásához egy általános metabolikus válasz lehet a növények részéről (*Osmond*, 1976), mivel számos esetben megfigyelték, hogy a nehézfémekkel kezelt növényekben a citromsav, almasav, szalicilsav (*Krotz et al.*, 1989; *Pál et al.*, 2002) koncentrációja megemelkedett. A fentiekben leírt folyamatokat összefoglalóan szemléleti a *DalCorso et al.* (2008) által szerkesztett 5. ábra.

2.6. A mikroorganizmus-növény kapcsolat

Az elmúlt 20 évben jelentősen nőtt az érdeklődés a talaj-mikroorganizmusok szerepe iránt, így számos tanulmány készült a talaj-növény-mikroorganizmus kölcsönhatásokról a rhizoszférában (tápanyag körforgás, szén-, nitrogén- körforgás, a különböző ökoszisztémák szerepe). A növény- mikroorganizmus kölcsönhatások alapvetően 3 nagy csoportba sorolhatóak:

1. Negatív (patogén) kölcsönhatás
2. Pozitív kölcsönhatás:
 - *szimbiózis*: mindkét fél számára hasznos és nem származik hátrányuk ezen kapcsolatból egyiknek sem
 - *társulás*: a kapcsolatból mindkét félnek származik előnye és hátránya is.
3. Semleges (közömbös) kölcsönhatás: egyik partnernek sem származik közvetlen előnye sem hátránya

Ezen kölcsönhatásokhoz társul még két ellentétes visszacsatolási (feedback) típus a növények és a gyökereiket körülvevő mikroorganizmus közösségek között. *Pozitív feedback* történik, mikor a növények a gyökereik körül a számukra kedvező hatású mikroorganizmusokat akkumulálják úgy, mint a mikorrhiza gombákat, nitrogén fixálókat (*Bever et al.*, 1994; *Bever*, 2002). *Negatív feedback* történik, amikor a növények a rhizoszférájukban a patogén mikroorganizmusokat gyűjtik, ezáltal olyan feltételeket teremtve, amely további patogén kórokozók megjelenését fokozza (*Van der Putten et al.*, 1993; *Bever*, 1994; *Klironomos*, 2002).

A rizoszféra baktériumok közvetlen és közvetett úton serkenthetik a növények növekedését. A gyakorlatban alkalmazott, növényi növekedést elősegítő

baktériumoknak (Plant Growth Promoting Rhizobacterium: PGPR), számos követelménynek kell megfelelnie, így például huzamosabb ideig életképes legyen a talajban, ehhez azonban teljesülnie kell egy másik feltételnek, hogy kolonizációra képes legyen. A legtöbb PGPR ugyanis nem képes felvenni a versenyt a talajban már eredetileg honos baktérium törzsekkel szemben, ezek hatása így csak közvetetten nyilvánul meg (Suslow, 1982). Míg a gyökerek felszínén kolonizálódó mikroorganizmusok, közvetlenül fejtik hatásukat a gazdanövény növekedésére, elősegítve azok tápanyagfelvételét. Egyrészt mert fokozzák a tápanyagok feltáródását, mobilitását; másrészt, hogy közvetlenül növelik a tápanyagfelvételt. A növények tápanyag-gazdálkodása szempontjából igen fontos, a mikroorganizmusok különböző anyag- kiválasztása, úgy mint a sziderofor termelés, és egyes hormonok kiválasztása (Kloepper *et al.*, 1988). A mikroorganizmusok által kiválasztott hormonok – például az auxin, a gibberellin és a citokinin – növények növekedését pozitívan szabályozzák (Brown, 1974). Továbbá a PGPR-ok rövid életciklusuk után mineralizálódva, fokozzák a növény tápanyagellátását. A talaj szerves anyagainak bontásával jelentősen hozzájárulnak a talómaradványok gyorsabb bontásához, jelentős segítséget adva a talók megfelelő elmunkálásához. Elégtelen nitrogén ellátás esetén azonban a PGPR-ok mineralizációban betöltött szerepe drasztikusan csökken, közvetetten gátolva a növények növekedését (Baath és Johanson, 1990). A fentiek alapján megalapozottnak bizonyul az a feltevés, mely szerint: a baktériumtrágyák megfelelő alkalmazásával, mód nyílhat a felhasznált műtrágyák mennyiségének csökkentésére (El-Sirafy *et al.*, 2006; Canbolat *et al.*, 2006). Világviszonylatban, így hazánkban is fontossá vált a környezetkímélő gazdálkodási formák alkalmazása, olyan módszerek bevezetése, melyek vegyi anyagok alkalmazása nélkül, vagy azok felhasznált mennyiségének csökkentésével is megőrzik, sőt javítják a talaj termékenységét (Shen, 1997; Zsuposné, 2007).

Ugyanakkor a baktériumokon túl, a növényben élő arbuskuláris gombákra is figyelmet kell fordítanunk. Mivel ezek a szimbioták képesek lehetnek megóvni a gazdanövényt a nehézfém mérgeztől, így fontos szerepet játszhatnak a növények stressz toleranciájában. Ezért az elmúlt években megnőtt az érdeklődés a mikorrhiza szervezetek iránt, mivel a micorrhiza gombák Louis (1990) szerint a jobb tápanyagellátáson túl, még egyfajta fémtoleranciát is biztosítanak a gazdanövény számára, mert meg is gátolhatják egyes elemek felvételét a talajból. Bíró *et al.* (1995). Vizsgálataik során megállapították, hogy a hosszú távú nehézfém- stresszre, a tavaszi

árpa gyökerek belső mikorrhiza kolonizációja kevésbé viszonyult érzékenynek. Kadmium-érzékeny borsófajták gyökerén *Glomus* endomikorrhizát fejlesztve, *Repetto et al.* (2004), azt figyelték meg, hogy a nehézfémekkel kezelt, de gombával már kolonizált gyökerek növekedésének gátlása egészen mérsékelt volt, a kontroll kezelésekhez képest. Megállapították, hogy több, Cd-függő növényi fehérje – a szimbióta gomba jelenlétéhez köthetően – expressziója megváltozott. Más kutatók (*Ren et al.*, 2006) viszont ezzel ellentétesen azt állapították meg, hogy kadmiummal kezelt rozsban az endofiták jelenléte elősegítette a Cd akkumulációját. Számos fitoextrakciós vizsgálati eredmény azt támasztja alá, hogy az egyes ektomikorrhizát képző gombafajok változó előjellel befolyásolják a nehézfém-ion függvényében a felvételt és a növényen belüli nehézfém eloszlást is. *Leyval et al.* (1991) megfigyeléseik szerint a kisebb nehézfém-koncentrációnál az endomikorrhiza elősegíti az elemek felvételét, míg a magasabb koncentrációnál meggátolja a fém toxikus szintre emelkedését a hajtásban. A mikorrhiza externális hifája a felvett kadmiumnak, csak egy részét továbbítja a gyökérhez, így biztosítva a növény védelmét (*Turnau et al.*, 1993).

2.7. A nehézfémek hatása a talaj mikroorganizmusaira

A kadmium a fitotoxicitásán túl közvetve is hat, azáltal, hogy a talaj mikroorganizmusaira is potenciális veszélyt jelent (*Duxbury*, 1985). A kadmium közvetetten hatással van a növények ásványi anyag felvételére is, mivel befolyásolja az ásványi anyagok hozzáférhetőséget a talajban azáltal, hogy redukálja a talaj mikroorganizmusainak működését (*Moreno et al.*, 1999).

A talajhoz adott szerves vegyületek hatására, a mikrobiális biomassza mennyisége növekszik. *Brookes és McGrath* (1984) bizonyították, hogy a szennyvíziszappal kezelt talaj mikrobiális biomasszájának mennyisége fele volt, a mezőgazdasági kisüzemi szerves istállótrágyát kapott talajénak. A fémionokat tartalmazó iszap hozzáadása a megengedett határérték 3-5-szörösére növelte a talaj fémkoncentrációit, a Cd kivételével (*Brookes et al.*, 1986; *McGrath et al.*, 1988). Ugyanazzal a talajjal, azonban más vizsgálat során, *Brookes et al.* (1984) azt találták, hogy a biomassza egységnyi tömegére vonatkozó CO₂-kibocsátás jelentősen nagyobb volt a fémmel szennyezett talajban. A talajszennyezettség mértékének hasznos indikátorai lehetnek a talajlégzés és a mikrobiális biomassza mennyiségének vizsgálata, valamint a két mérés kombinációja.

A nehézfémek befolyásolhatják a mikroorganizmusok növekedését, morfológiáját és biokémiai aktivitását. Az emelkedő fémkoncentrációk megváltoztathatják a talaj teljes biodiverzitását, eltolódást okozva az ellenálló fajták felé, amelyek dominánssá válhatnak az ilyen talajokban. *Doelmann és Haanstra* (1984) rövid és hosszú távú kísérletekben, tanulmányozták a Cd, Pb, Ni, Cr, Cu, és Zn hatását a talajlégzésre, az abiotikus talajtényezőkkel összefüggésben. Általánosságban azt találták, hogy a nehézfémek az első nyolc hétben toxikusabbak voltak, mint hosszabb időintervallum után. Vagyis a nehézfémek toxicitása idővel csökkent; valamint, a kadmium, és kisebb mértékig a cink csökkenő toxicitásában az abiotikus faktor volt a döntő tényező. *Baath* (1989) megállapította, – tanulmányozva a nehézfémek hatását a talaj mikrobiális folyamataiban és populációiban – hogy az inkubáció során vizsgált fémek viszonylagos toxicitásának csökkenő sorrendje a következő volt: Cd > Cu > Zn > Pb.

Algaidi et al. (2007) kísérleteikben megállapították, hogy az inkubációs idő és a nehézfém-koncentráció növekedésével, a Cd - kezelt talajok CO₂-kibocsátása csökkent legnagyobb mértékben a művelt és nem művelt talajokban egyaránt, mely összhangban volt az aerob baktérium csíraszám vizsgálati eredményeikkel.

A nehézfémekkel szennyezett talajban lejátszódó mikrobiális légzés csökkenéséről számos kutató beszámolt (*Baath et al.*, 1991; *Insam et al.*, 1996; *Landiet et al.*, 2000; *Doelmann és Haanstra*, 1979; *Chaney et al.*, 1978; *Hattori*, 1989). A szennyezett talajmintákban a légzés csökkenését okozhatja, hogy a nehézfémek csökkenthetik az egyéb tápanyagok felvehetőségét, vagy komplexet képeznek azokkal; illetve elpusztíthatják a mikroorganizmusok egy részét. Ugyanakkor *Vozonov és Szidorov* (1999) azt figyelték meg, hogy a nehézfémek kis mennyiségben serkentőleg hatnak a mikroorganizmusok szaporodására, mivel strukurális és funkcionális alkotórészei számos enzimnek és biológiailag aktív vegyületnek. *Boyko et al.* (2008) eredményei szerint a nehézfém-szennyezéssel szemben legellenállóbbnak az aerob organotróf baktériumok; *in situ* feltételek között közepesen ellenállónak a mikroszkopikus gombák és a nitrogénkötő mikroorganizmusok bizonyultak. A nitrifikáció intenzitását kevésbé befolyásolta a Cd, Cu, és Ni, míg a Cr, Zn, Hg erősen csökkentette (*Beck*, 1981; *McGrath et al.*, 1987). Az oldható Cd, Cr, Cu, Zn, Ni és Hg- sók hatását vizsgálva a talajbaktériumokra és gombákra megállapították, hogy - a Hg kivételével – a gombák 10-50- szer ellenállóbbak voltak a nehézfémekkel szemben, mint a baktériumok (*Beck*, 1981).

Kárász (1992) szerint a nehézfémek akkumulációjával egyfajta rezisztencia is kialakulhat a mikroszervezeteknél, melynek mechanizmusa több úton is megvalósulhat:

- a sejtfal komponenseihez való kötődés bioszorpcióval,
- extracelluláris komplexképzéssel,
- intracelluláris megkötéssel,
- plazmid függő akkumulációval,
- periplazmás peptidglükánhoz való kötődéssel.

A nehézfémek a talaj egyéb magasabb rendű szervezeteire is káros hatással lehetnek, így például a televényférgerekre, melyeket ökotoxikológiai vizsgálatokhoz alkalmaznak testtálatként (Didden és Römbke, 2001; Dózsa-Farkas, 2002). Hazánkban Somogyi et al. (2004) is vizsgálták a mikroelem terhelés hatását a televényférgerekre. Vizsgálataikban a nagyhőrcsöki csernozjom talajon nézték, az *Enchytraeus albidus* mortalitását és reprodukcióját befolyásolja-e a kadmium hét évvel a szennyezés után. Megállapították, hogy a férgek mortalitását még a legmagasabb kadmium koncentrációnál sem befolyásolta jelentősen, azonban az állat reprodukcióját szignifikánsan csökkentette.

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

3.1. Nevelési körülmények

A növényeket a Debreceni Egyetem Agrár- és Gazdálkodástudományok Centruma, Növénytudományi Intézet, Növényteni és Növényélettani Tanszék laboratóriumában neveltük. Kísérleti növényként kukorica (*Zea mays L.*) és napraforgó (*Helianthus annuus L.*) hibrideket használtunk, melyek rövid ismertetője a 11. mellékletben található. A magvakat nedves szűrőpapír között csíráztattuk, majd hidropónikus körülmények között, tápoldaton neveltük (Lévai és Kovács, 2001). A tápoldat összetétele a következő volt: 2,0 mM $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$, 0,7 mM K_2SO_4 , 0,5 mM MgSO_4 , 0,1 mM KH_2PO_4 , 0,1 mM KCl , 1 μM MnSO_4 , 1 μM ZnSO_4 , 0,25 μM CuSO_4 , 0,01 μM $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}$. Az egyszikűeknél a tápoldatában a bór koncentrációja 1 μM H_3BO_3 , míg a kétszikűeknél 10 μM H_3BO_3 volt. A növények a vasat 10^{-4} M FeEDTA formában kapták. A kadmium kezelés CdSO_4 formájában történt, az alkalmazott koncentrációk a vizsgálat célját tekintve alkalmanként változott. A kísérletek során a környezeti feltételek szabályozottak voltak: a fényintenzitás $350 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, a hőmérséklet periodicitása 25/20 °C (nappal/éjjel), a relatív páratartalom (RH) 65-75%, a megvilágítás/sötét periódus 16 h/8 h volt.

A tápoldatok egyes kísérletnél élő baktériumokat is tartalmaztak, melyet egy kereskedelmi forgalomban kapható biotrágya formájában adtuk a tápoldathoz 1 ml dm^{-3} mennyiségben. Az alkalmazott biotrágya egy viszkózus folyadék, mely két baktérium törzset, egy szabadon élő nitrogénkötőt *Azotobacter chroococcum*-ot ($1-2 \times 10^9$ db cm^{-3}) és egy foszfort mobilizáló baktériumtörzset a *Bacillus megatherium var. phosphoricum*-ot ($1-2 \times 10^8$ db cm^{-3}) tartalmazott. Melynek használata biogazdálkodásban is elfogadott, biokontroll engedélyszáma: FM 9961/1992. A szabadalmi leírások szerint három lényeges alkalmazási területe van:

- a talaj nitrogéntartamának gazdagítása és a foszfor felvehetőségének javítása,
- nagy rosttartalmú tarlómaradványok mineralizációjának gyorsítása és
- a talajélet serkentése.

A kísérleteim során a növényeket néhány esetben talajon, rhizoboxokban neveltük, melyek részletes leírását a 3.9. és 3.10. fejezetek tartalmazzák.

3.2. A szárazanyag tartalom meghatározása

A növényi részek szárazanyag tömegét termo gravimetriás módszerrel határoztuk meg. A kísérleteket 6-8 ismétlésben állítottuk be, a növényi hajtás és gyökér részeket külön-külön előre felmelegített 85°C-os szárítószekrénybe helyeztük 48h időtartamra. Tömegállandóságig történő szárítás után négy tizedes jegy pontossággal visszamértük a szárazanyag tömeget. A mérésekhez OHAUS Explorer (Svájc) típusú analitikai mérleget használtunk.

3.3. A tápoldat és az apolaszt pH-értékének mérése

A tápoldatok pH-jának méréséhez OPTIMA 200A (USA) készüléket használtam, az apoplazmatikus pH méréséhez az előző készülékhez csatlakoztatott Orion Micro Combination pH elektródot használtam. Az apolaszt pH-jának méréséhez a növényeket magas páratartalmú térbe helyeztem, majd a guttációs cseppek megjelenése után, mértem azok pH-ját.

3.4. A relatív klorofill tartalom (SPAD-index) mérése

A relatív klorofill tartalom mérését (SPAD-index) SPAD-502 (Soil Plant Analysis System) (Minolta, Japán) klorofill mérővel végeztük. A műszer az össz-klorofill tartalomról ad információt, melyet a levélen áthaladó vörös (650 nm) és infravörös (940 nm) fény intenzitásából kalkulál. Méréseinket 10-szeres ismétlésben végeztük levelenként egyenletesen elosztva a levél alap és a levélcsúcs között. A módszer előnye, hogy gyors, a növényekre nem káros, így a növény fejlődése során folyamatosan nyomon követhető ezen a paraméter változása.

3.5. A fotoszintetikus pigmentek abszolút koncentrációjának meghatározása

A fotoszintetikus pigmentek meghatározásához a mintákból homogenizálás után 80%-os aceton felhasználásával pigment-kivonatot készítettünk (Wellburn, 1994). A klorofill-*a*, klorofill-*b* és az össz-karotinoidok koncentrációját spektrofotometriásan határoztuk meg (Metertek SP-830 UV/VIS, Japán). A kivonatban a koncentrációk (mg

g^{-1}) meghatározása a 663, 646 és 470 nm-en regisztrált abszorbanciák alapján történt. A zavarosság kiküszöbölésére a 750 nm-en mért abszorbanciával korrigáltuk az eredményeinket. A klorofill-*a*, a klorofill-*b* és az össz-karotinoid tartalmat egységnyi száraztömegre vonatkoztattuk. Illetve *Moran és Porath* (1980) módszerét alkalmaztam, melynek során 0,5 g friss levélmintát 5 ml DMF (N,N-Dimethylformamid)-ban oldottam 72 órán keresztül, 4°C-on. Majd spektrofotometriásan mértem a klorofill-*a* (664 nm), a klorofill-*b* (647 nm), és a karotinoidok mennyiségét 480 nm-es hullámhosszon. A mennyiségek meghatározásához az alábbi képleteket alkalmaztam:

$$\text{Klorofill-}a \text{ (mg/gSP)} = (11,65 A_{664} - 2,69 A_{647}) * v/sp$$

$$\text{Klorofill-}b \text{ (mg/gSP)} = (20,81 A_{647} - 3,14 A_{664}) * v/sp$$

$$\text{Karotinoidok (mg/gSP)} = (1000 A_{480} - 1,28 \text{ klorofill } a - 56,7 \text{ klorofill } b) / 245 * v/sp$$

ahol: A_{480} – az olvasható érték 480nm filternél;

A_{647} – az olvasható érték 647nm filternél;

A_{664} – az olvasható érték 664nm filternél;

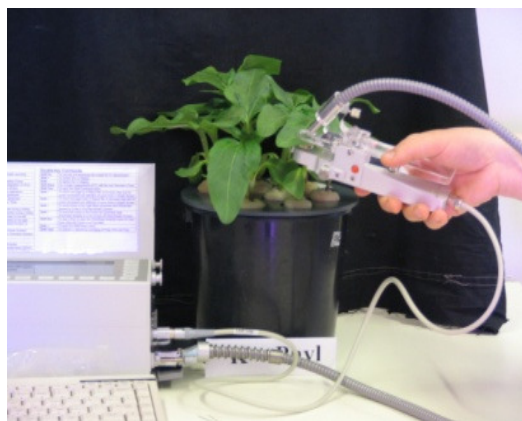
v – alkalmazott oldat ml-ben;

SP – mg friss növényi anyag, amely az extrakcióhoz fel lett használva.

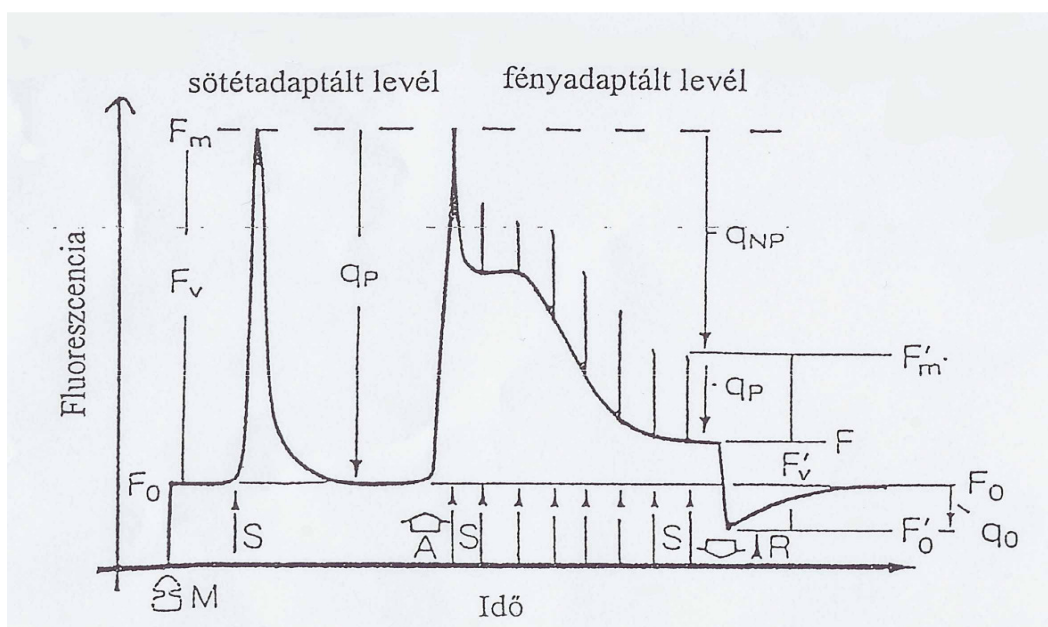
3.6. A fotoszintetikus aktivitás mérése klorofill-fluoreszcencia indukció módszer segítségével

A fotoszintézis aktivitásának a megállapításához, közvetett módszerként a klorofill fluoreszcencia indukciós módszert alkalmaztuk (*Schreiber et al.*, 1994). A sötétadaptált levelekben az *in vivo* klorofill fluoreszcenciát, a klorofill fluoreszcencia indukció gyors szakaszának a paramétereit PAM-2001 típusú fluorométerrel (WALZ GmbH, Németország) határoztuk meg (6. ábra). A mérések előtt a növényi mintát 20 percig sötét adaptáltuk, azaz a vizsgálandó levélfelület-részt letakartuk.

A mérés során előbb a sötétadaptált mintát gyenge mérőfényvel világítottuk meg, és mértük az alapfluoreszcencia (F_0) szintjét, majd telítési fényimpulzus ($6000 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) alkalmazása után, a műszer detektálta a maximális fluoreszcenciát (F_m). Az F_m sötétben kb. 20 s elteltével az F_0 szintre esik vissza (7. ábra). Az F_m és F_0 különbsége a változó fluoreszcencia (F_v) (7. ábra). Az F_v/F_m arányt a PSII maximális (potenciális) fotokémiai hatékonyság jellemzésére használtuk.



6. ábra: Fluorométer használat közben.

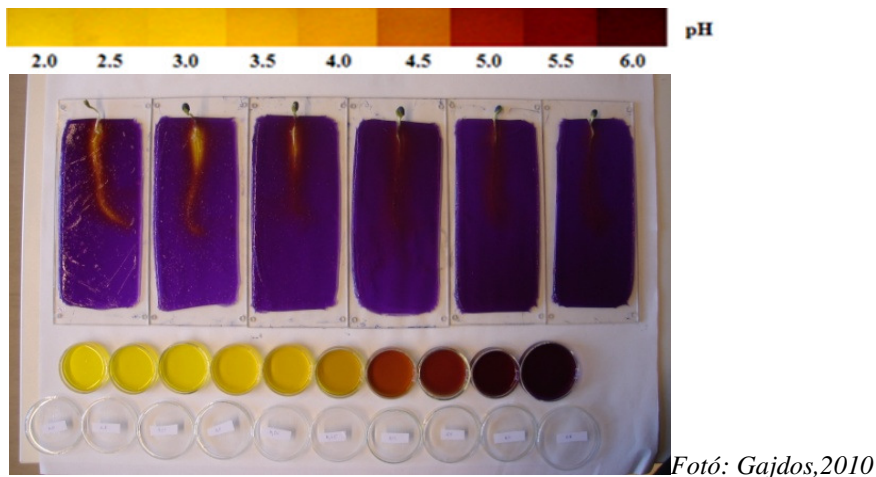


7. ábra: A klorofill fluoreszcencia indukciós görbéje

3.7. A gyökér savkiválasztásának vizsgálata

A növények által kiválasztott gyökérsav kimutatásához agar lapokat használtunk, az indikátor brómkrezol-bíbor volt. Az agar lap készítése az alábbiak szerint történt. Az agaros táptalaj 100 ml desztillált vizet, 1,25 g Agar-agart tartalmazott, melyet vízfürdőn forraltunk kb. 15 percig, majd hozzáadtunk 1 ml brómkrezol-bíbor indikátort. (Az indikátor-oldat 1,25% brómkrezol-bíbor (BCP-5',5''-dibromo-o-krezolszulfotalein) tartalmazott, melynek pH-ját 1 n-os NaOH-dal és 1 n-os H₂SO₄-val állítottam be 6.0 pH-ra.) Az így elkészített táptalaj pH-ja 6.0; a színe bordó lett. A pH értékek (0.5 léptékű) változtatásával létrehoztam egy színskálát, melynek segítségével azonosíthatóvá vált az

egyes pH értékekhez tartozó színtartomány. Az agar-agaros táptalajt 3mm vastag lapokba öntöttük ki, és ezen lapokat használtuk fel a gyökér savkiválasztásának kimutatására (Marshner *et al.*, 1982). Ez egy viszonylag szubjektív módszer a kiválasztott gyökérsav láthatóvá tételére, illetve a kiválasztott sav pH-jának becslésére.



8. ábra: Agar-agar lapok, bróm-krezol bíbor indikátorral, és a színskála sor a pH függvényében

3.8. A minták elemtartalmának meghatározása

Növényi minták kezelése

A vizsgálati növények gyökereinek és hajtásainak elemtartalmát külön határoztuk meg. A gyökerek felületén kötött ionokat 0,1n HCl-as, a sósav maradékokat desztillált vizes öblítéssel távolítottuk el. Az elemzések előtt a hajtásokat és gyökereket szárítószekrényben 85 °C -on tömegállandóságig szárítottuk. A növényi minták előkészítése az elem meghatározáshoz az alábbiak szerint történt: a megfelelően előkészített (tömegállandóságig szárított, aprított), minta 1 g-jához, az előroncsolás során, 10 ml HNO₃-at adtam, amit 30 percig 60 °C -on tartottam. A mintákat a lehülésük után 3 ml H₂O₂-dal egészítettem ki, a roncsolást további 90 percig 120 °C-on végeztem. A roncsolt mintákat, a lehülésük után ioncserélt vízzel 50 ml -re egészítettem ki, majd MN 640 W szűrőpapírral szűrtem és OPTIMA 3300DV ICP-OA (Perkin-Elmer) spektrofotométerrel analizáltuk a minták elemtartalmát a DE AGTC Műszerközpontjában. A középértékektől való eltérések szélsőértékeit a táblázatokban jelöltem.

Talajminták kezelése

A megfelelően előkészített (szárítás, darálás) talajmintákból 1 g-ot mértem be, amelyet az előroncsolás során 5 cm³ desztillált cc. HNO₃-val, 60 °C hőmérsékleten 30 percig roncsoltam. Ezt követően a főroncsolás előtt 5 cm³ 30%-os H₂O₂-ot adtunk hozzá, majd 270 percig 120 °C hőmérsékleten roncsoltam. A roncsolmány lehűlése után ioncserélt vízzel, 50 cm³-re töltöttem fel a kémcsöveket, majd Filtrak 388 szűrőpapírral szűrtem a mintákat. Ezt követően ICP-MS készülékkel mértük a minták össz-elemtartalmát.

3.9. Rhizoboxos kísérletek

Az egyes rizoboxokba 250g talajt tettem, egyenletesen összekeverve a szántóföldi vízkapacitás 50%-ának megfelelő deszt. vízzel, illetve a kezeléseknak megfelelő CdSO₄-oldatokkal nedvesítettem. A kadmium kezeléseknél (kadmiumra vonatkoztatott) 10, 30, 50, 100, 150 μmol-os CdSO₄-oldatot használtam. Mielőtt a talajt a rizoboxokba raktam, az egyes rizoboxok aljára ioncserélt vízzel benedvesített szűrőpapírt helyeztem. Ezáltal biztosítottuk az egyenletes nedvesség eloszlást a talajban. Naponta mértem az egyes rizoboxok tömegét és az egyes növények gyökereinek hosszát, a hiányzó vízmennyiséget (transpiráció, evaporáció) pótoltam. A rizoboxokba ültetett kukoricákat és napraforgókat az ültetést követő 5. napon értékeltem. A környezeti feltételek szabályozottak voltak (lsd.3.1. Nevelési körülmények).

3.10. A kísérletek során felhasznált talajok paraméterei

A rizoboxos kísérletekhez két különböző talajt használtunk fel. Az egyik a DE AGTC Látóképi Kísérleti Telepéről származó mészlepedékes csernozjom talaj, amely a kísérlet során kontrollként szerepelt, illetve az általam meghatározott koncentrációban tartalmazta a kadmiumot. Melynek paraméterei a következők voltak:

| | |
|---------------------------------------------------|--------------------------|
| Mélység | 0-30 cm |
| pH (KCl) | 5,71 |
| pH (H ₂ O) | 6,58 |
| Arany-féle kötöttség K _A | 43 |
| Vízoldható összes só | 0,015 % |
| CaCO ₃ | 0,202 % |
| Humusz | 4,75 % |
| KCl-oldható NO ₃ -N+NO ₂ -N | 8,04 mg kg ⁻¹ |
| AL-oldható P ₂ O ₅ | 199 mg kg ⁻¹ |
| AL-oldható K ₂ O | 451 mg kg ⁻¹ |
| AL-oldható Na | 332 mg kg ⁻¹ |
| KCl-oldható Mg | 176 mg kg ⁻¹ |
| KCl-oldható SO ₄ -S | 6,04 mg kg ⁻¹ |
| KCl-EDTA oldható Cu | 5,79 mg kg ⁻¹ |
| KCl-EDTA oldható Zn | 7,9 mg kg ⁻¹ |
| KCL-EDTA oldható Mn | 262 mg kg ⁻¹ |

A másik talaj bányászati tevékenységekből kifolyólag évek óta szennyezett területről, a Gyöngyösoroszi bánya meddő környékéről, a Toka-patak partjáról begyűjtött talaj (9. ábra). Ezen talajok paraméterei a következők:

1. talajszelvény eredményei:

| | | |
|----------------------------------------------------|----------------------------|---------------------------|
| Mélység | 0-40 cm | 40-80 cm |
| pH (KCl) | 7,20 | 4,97 |
| Ca | 5740 mg kg ⁻¹ | 40175 mg kg ⁻¹ |
| Humusz | 4,775 % | 1,085 % |
| KCL-oldható NO ₃ -N+NO ₂ -N: | 39,63 mg kg ⁻¹ | 16,15 mg kg ⁻¹ |
| AL-oldható P ₂ O ₅ | 46,5 mg kg ⁻¹ | 0,75 mg kg ⁻¹ |
| AL-oldható K ₂ O | 113,00 mg kg ⁻¹ | 83,55 mg kg ⁻¹ |
| KCl-oldható Mg | 8,59 mg kg ⁻¹ | 0,925 mg kg ⁻¹ |
| KCl-EDTA oldható Fe | 61,0 µg kg ⁻¹ | 11,56 mg kg ⁻¹ |
| KCl-EDTA oldható Zn | 93,4 µg kg ⁻¹ | 3,1 mg kg ⁻¹ |
| KCL-EDTA oldható Mn | 78,8 µg kg ⁻¹ | 2,63 mg kg ⁻¹ |

2. talajszelvény eredményei:



| | |
|----------------------------------------------------|------------------------------|
| Mélység | 0-40 cm |
| pH (KCl) | 6,27 |
| Ca | 4750 mg kg ⁻¹ |
| Humusz | 4,605 % |
| KCl-oldható NO ₃ -N+NO ₂ -N: | 32,91 mg kg ⁻¹ |
| AL-oldható P ₂ O ₅ | 34,84 mg kg ⁻¹ |
| AL-oldható K ₂ O | 102,4396 mg kg ⁻¹ |
| KCl-oldható Mg | 8,59 mg kg ⁻¹ |
| KCl-EDTA oldható Fe | 43,45 µg kg ⁻¹ |
| KCl-EDTA oldható Zn | 88,1 µg kg ⁻¹ |
| KCl-EDTA oldható Mn | 65,95 µg kg ⁻¹ |

| | |
|----------------------------------------------------|---------------------------|
| Mélység | 40-80 cm |
| pH (KCl) | 3,76 |
| Ca | 27875 mg kg ⁻¹ |
| Humusz | 1,065 % |
| KCl-oldható NO ₃ -N+NO ₂ -N: | 23,99 mg kg ⁻¹ |
| AL-oldható P ₂ O ₅ | 0,77 mg kg ⁻¹ |
| AL-oldható K ₂ O | 27,83 mg kg ⁻¹ |
| KCl-oldható Mg | 4,47 mg kg ⁻¹ |
| KCl-EDTA oldható Fe | 77,6 mg kg ⁻¹ |
| KCl-EDTA oldható Zn | 22,63 mg kg ⁻¹ |
| KCl-EDTA oldható Mn | 39,66 mg kg ⁻¹ |

9. ábra: Talajszelvény a Gyöngyösoroszi területről (Fotó: Gajdos, 2010)

3.11. Statisztikai kiértékelések

Az eredmények statisztikai kiértékelését Microsoft Excel 2007, Sigmaplot 8.0 (2001) és SPSS 14.0 programokkal végeztük. Az eredmények értékelése során az adatok eloszlásának normalitását Kolmogorov-Smirnov teszttel végeztük. A középértékek szimultán összehasonlítását Duncan-teszttel végeztük. A nem azonos varianciájú kezelések esetében kapott szignifikancia eredmények valódiságát t-próbával ellenőriztük.

4. EREDMÉNYEK

4.1. A kadmium hatása kukorica és napraforgó csíranövények néhány fiziológiai paraméterére

4.1.1. A Cd-kezelések hatása a gyökér növekedés kezdeti stádiumában

Munkám során vizsgáltam, hogyan befolyásolja a két kultúrnövény kezdeti gyökérnövekedését a növekvő kadmium koncentráció (0, 5, 10, 30, 50, 100, 150 μM), az inkubációs idő (1, 2, 3 h), valamint a kezelés után eltelt idő (6, 24, 30 h). A kísérletek során öt napos csíranövényeket kezeltünk. Ezen vizsgálat elvégzését indokolja számos kutató (Kádár, 1991; Filep, 1998; Fodor és Szabó, 2004) eredménye, miszerint a kadmium a talajban nehezen mozog, a felső rétegben kötődik meg. Így természetes körülmények között is a növények, leginkább a kezdeti növekedésük során vannak kitéve a kadmium toxikus hatásának, mivel az egyedfejlődésének előrehaladtával a növény gyökérzete „túlnőheti” ezt a kritikus, szennyezett réteget. A kísérlet több változó egyidejű megfigyelését is lehetővé tette. Egyrészt a növényfaj Cd-érzékenységét a gyökérnövekedés gátlásában, másrészt az egyes hibridek egyéni érzékenysége közti különbségek vizsgálatát. Az eredmények értékelése során vizsgáltam, hogyan alakul a kukorica és a napraforgó gyökérnövekedése CdSO_4 -kezelés hatására, a kezelési idő (óra), a kezelés után eltelt idő (óra) és a koncentráció (μM) függvényében.

4.1.1.1. A kezelési idő hatása a kukorica és napraforgó gyökérnövekedésére

A kezelési idő (kadmiummal való terhelés) hatása a kukorica és napraforgó csíranövények átlagos gyökérnövekedésére a 2. táblázatban láthatóak. A két növényfaj eltérően reagált a kezelés időtartamára.

2. táblázat: Kukorica és napraforgó gyökérnövekedése (cm) a kezelési idő függvényében, 24 órával a kezelést követően. (n=8, ** p <0,01; *** p <0,001)

| Kultúrnövény | Kezelési idő | | | F-érték |
|-------------------|--------------|---------|--------|------------------|
| | 1 óra | 2 óra | 3 óra | |
| Kukorica | 1,22 a | 1,04 b | 0,90 c | 10,48 *** |
| Napraforgó | 0,21 a | 0,17 ab | 0,13 b | 5,05 ** |

A kukorica érzékenyebb volt az inkubációs időtartamra, mint a napraforgó, a gyökérnövekedés visszaesése mindhárom kezelési időtartam (1, 2, 3 h) alatt szignifikáns csökkenés mutatott. A kukorica csíranövények átlagos gyökérnövekedése,

a kezelési idők növekedésével szignifikánsan csökkent. A napraforgónál szignifikáns különbséget csak az 1 és 3 órás inkubációs idők között tudtunk kimutatni. A napraforgó gyökérnövekedésének csökkenése a 3 órán át tartó CdSO₄-os kezelésnél volt a legerőteljesebb.

Mindkét növénynél a 3 órás inkubációs idő mellett volt a legkifejezettebb a kadmium gyökérnövekedést gátló hatása.

A kísérletben használt kukorica és napraforgó hibrideknél, az inkubációs idő függvényében a gyökérnövekedésben fellépő különbségek a 3. táblázatban láthatóak. A kukorica kadmium-terheléses vizsgálata során Duncan teszt alkalmazásával igazoltam, hogy a kezelési idő függvényében a gyökérnövekedés mértéke eltérő. A három vizsgált hibrid együttes értékelése (2. táblázat) során megállapítottam, hogy a kukorica szignifikánsan kisebb gyökérnövekedéssel reagált a 2 órás kezelésre, mint az egyórásra, valamint a háromórás kezelés statisztikailag igazolható mértékben kisebb gyökérnövekedést eredményezett, mint a kétórás kezelés. A kezelési idő hossza a különböző kukorica hibrdek gyökérnövekedését eltérő képen befolyásolta. A PR37D25-ös hibrid gyökérnövekedése a két- és háromórás kezelésben szignifikánsan kisebb volt, mint az egyórásban, viszont a két- és háromórás kezelés hatása között is adódott különbség (3. táblázat).

3. táblázat: Kukorica és napraforgó hibrdek gyökérnövekedése (cm) a kezelési idő függvényében, 24 órával a kezelést követően. (n=8, ** p <0,01; *** p <0,001; n.s.= nincs szignifikáns különbség)

| Kukorica hibrdek | Kezelési idő | | | F-érték |
|--------------------|--------------|---------|---------|------------------|
| | 1óra | 2 óra | 3 óra | |
| PR37D25 | 1,22 a | 0,84 b | 0,79 b | 8,30 *** |
| DKC4490 | 1,17 a | 1,13 a | 1,03 a | 0,61 n.s. |
| P9400 | 1,27 a | 1,15 a | 0,88 b | 5,87 ** |
| Napraforgó hibrdek | 1óra | 2 óra | 3 óra | F-érték |
| NK Brio | 0,22 ab | 0,19 b | 0,13 cb | 2,50 * |
| NK Ferti | 0,21 ab | 0,11 cb | 0,12 b | 3,00 * |
| NK Neoma | 0,19 a | 0,19 a | 0,12 a | 1,36 n.s. |

A P9400-a kukorica hibrid gyökérnövekedése, az egy- és kétórás kadmium kezelésben statisztikai értelemben azonos volt, viszont a háromórás kezelés hatása szignifikánsan erősebbnek bizonyult, mint a másik két kezelés esetében. A PR37D25 és

P9400 kukorica hibridekkel ellentétben a DKC4490 hibrid gyökérnövekedési ütemét a kezelési idő hossza nem befolyásolta (3. táblázat).

A napraforgó hibridek együttes értékelésével (2. táblázat) megállapítottam, hogy a gyökérnövekedés mértéke a kezelési idő függvényében eltérő volt. Az 1 órás kezelés szignifikánsan nagyobb gyökérnövekedést eredményezett, mint a háromórás kezelés, a kétórás kezelés viszont nem különbözött statisztikailag igazolható mértékben a másik két kezeléstől. A napraforgó hibridek a különböző hosszúságú kezelési időkre eltérő módon reagáltak. Az NK Brio és az NK Ferti hibridek az egy órás kezelésre szignifikánsan nagyobb gyökérnövekedéssel reagáltak, mint a háromórás kezelésre, a kétórás kezelésben mért gyökérnövekedések, viszont nem különböztek statisztikailag igazolható mértékben a háromórás kezelésben mért gyökérnövekedésektől. Az NK Neoma gyökérnövekedését a kezelési idő hossza nem befolyásolta (3. táblázat).

Az azonos kezelési idők tekintetében csak a 2 órás inkubációs idő alatt tudtunk gyenge szignifikáns különbséget kimutatni a vizsgált kukorica hibridek között (4. táblázat). Az azonos inkubációs időtartamoknál, a többi hibridnél nem tudtunk statisztikailag igazolható különbségeket kimutatni, a 24 óra alatt bekövetkezett gyökérnövekedése között.

4. táblázat: Kukorica és napraforgó hibridek átlagos gyökérnövekedése (cm) a kezelési idő függvényében, 24 órával a kezelést követően. (n=8, * p <0,05; n.s.= nincs szignifikáns különbség)

| Kukorica hibridek | Kezelési idő | | |
|---------------------|------------------|------------------|------------------|
| | 1óra | 2 óra | 3 óra |
| PR37D25 | 1,22 a | 0,84 b | 0,79 a |
| DKC4490 | 1,17 a | 1,13 a | 1,03 a |
| P9400 | 1,27 a | 1,15 a | 0,88 a |
| F-érték | 0,42 n.s. | 3,96 * | 1,69 n.s. |
| Napraforgó hibridek | 1óra | 2 óra | 3 óra |
| NK Brio | 0,22 a | 0,19 a | 0,13 a |
| NK Ferti | 0,21 a | 0,11 a | 0,12 a |
| NK Neoma | 0,19 a | 0,19 a | 0,12 a |
| F-érték | 0,25 n.s. | 1,34 n.s. | 0,31 n.s. |

4.1.1.2. *A Cd kezelések után eltelt idő hatása a kukorica és napraforgó gyökérnövekedésére*

Az 5 napos kukorica és napraforgó csíranövényekben bekövetkező gyökérnövekedés gátlás, a Cd- kezelés után eltelt idő függvényében (kezelés után 6, 24, 30 óra elteltével) az 5. táblázatban láthatóak. A kezelés után eltelt idő hatása a kukorica hibridek együttes értékelése (5. táblázat) és hibridek szerinti értékelése során (6. táblázat) is azonos módon alakult, vagyis a kezelés után eltelt időre a különböző hibridek azonos módon reagáltak. A kukoricánál a kezelés után, mindhárom mérési időpontban szoros szignifikáns különbségek voltak a gyökér növekedésében.

5. táblázat: Kukorica és napraforgó hibridek gyökérnövekedése (cm) a kezelés után eltelt idő függvényében. (n=8, *** p <0,001)

| Kultúrnövény | Kezelés után eltelt idő | | | F-érték |
|-------------------|-------------------------|--------|--------|------------------|
| | 6 óra | 24 óra | 30 óra | |
| Kukorica | 0,39 c | 1,15 b | 1,59 a | 177,5 *** |
| Napraforgó | 0,08 b | 0,21 a | 0,26 a | 22,16 *** |

A napraforgónál a 6 és 24 órás mérések között szignifikáns különbségek mutatkoztak, míg a 24 és 30 órás mérések között a gyökérnövekedésben már nem volt jelentős eltérés.

A napraforgó gyökérnövekedése a kadmium terhelés hatására hamarabb leállt, mint a kukorica esetében. A kezelés után hat órával mért gyökérnövekedés szignifikánsan kisebb, mint a kezelés után 24 és 30 órával meghatározott gyökérnövekedés, a kezelés utáni 24. és 30. órában mért értékek viszont statisztikai értelemben azonosak voltak. Vagyis ilyen jellegű vizsgálatok során érdekesebb 6 óránál nagyobb léptékű időintervallumokban elvégezni a méréseket, azaz minimum 12 órás léptékű mérési időpontokat célszerű megadni, a statisztikailag igazolható különbségek kimutathatóságához.

A kezelések után eltelt mérési idők közötti gyökérnövekedésbeli különbségek az egyes hibridekre vonatkozóan a 6. táblázatban követhetők nyomon. A kísérletben alkalmazott kukorica hibrideknél az összes időpontban mért gyökérnövekedési értékek között szignifikáns különbségek mutatkoztak.

A kukoricához hasonlóan a kezelés után eltelt időre a különböző napraforgó hibridek eltérően reagáltak. Az NK Brio esetében a gyökérnövekedés mértékében nem volt szignifikáns különbség kimutatható a 24 és 30 óra között mért adatok között. De a kezelés után hat órával mért gyökérnövekedés szignifikánsan alacsonyabb volt, mint a 24. órában mért értékek. Az NK Neoma esetében szignifikánsan csak a kezelés után 30 órával mért érték különbözött a 6 és 24 órás mért értékekhez képest. Az NK Ferti esetében is hasonló eredményeket kaptunk.

6. táblázat: Kukorica és napraforgó hibridek gyökérnövekedése (cm) a kezelés után eltelt idő függvényében. (n=8, *** p <0,001)

| Kukorica hibridek | Kezelési után eltelt idő | | | F-érték |
|----------------------------|--------------------------|---------------|---------------|------------------|
| | 6 óra | 24 óra | 30 óra | |
| PR37D25 | 0,41 c | 1,02 b | 1,39 a | 38,96 *** |
| DKC4490 | 0,34 c | 1,25 b | 1,69 a | 67,80 *** |
| P9400 | 0,41 c | 1,19 b | 1,68 a | 77,55 *** |
| Napraforgó hibridek | 6 óra | 24 óra | 30 óra | F-érték |
| NK Brio | 0,06 b | 0,20 a | 0,26 a | 9,58 *** |
| NK Neoma | 0,11 b | 0,19 b | 0,37 a | 35,87 *** |
| NK Ferti | 0,05 b | 0,24 a | 0,24 a | 11,45 *** |

A kukorica és a napraforgó hibridek gyökérnövekedése közti különbségek az egyes érési időpontokban a 7. táblázatban láthatóak. A kukorica hibrideknél az időegység alatti gyökérnövekedésükben szignifikáns különbségeket 24 és 30 órával a kezelés után tudunk kimutatni. Míg a napraforgónál már 6 és 30 óra elteltével a Cd- kezeléseket után szignifikáns különbségek adódtak az egyes hibridek gyökérnövekedése között. A 24 órával a kezeléseket követően, nem tudunk szignifikáns különbségeket kimutatni az egyes hibridek gyökérnövekedése között. Ezt befolyásolhatja a Cd-koncentrációra való nagyobb érzékenység is. Ezért a továbbiakban az alkalmazott Cd-koncentrációk hatását vizsgáltam.

7. táblázat: Kukorica és napraforgó hibridek gyökérnövekedése (cm) a kezelés után eltelt idő függvényében. (n=8, * p <0,05; ** p <0,01; n.s.= nincs szignifikáns különbség)

| Kukorica hibridek | Kezelés után eltelt idő | | |
|---------------------|-------------------------|------------------|----------------|
| | 6 óra | 24 óra | 30 óra |
| PR37D25 | 0,41 a | 1,02 b | 1,39 b |
| DKC4490 | 0,34 a | 1,25 a | 1,69 a |
| P9400 | 0,41 a | 1,19 ab | 1,68 a |
| F-érték | 1,53 n.s. | 2,53 * | 2,90 * |
| Napraforgó hibridek | 6 óra | 24 óra | 30 óra |
| NK Brio | 0,06 b | 0,20 a | 0,26 a |
| NK Neoma | 0,11 a | 0,19 a | 0,37 b |
| NK Ferti | 0,05 b | 0,24 a | 0,24 a |
| F-érték | 7,10 ** | 0,60 n.s. | 5,60 ** |

4.1.1.3. *Az eltérő Cd koncentrációk hatása a kukorica és napraforgó gyökérnövekedésére*

A két növényfaj érzékenységét, gyökérnövekedésük tekintetében, a növekvő kadmium koncentráció függvényében az 8. táblázat szemlélteti. A napraforgó gyökérnövekedését már az igen alacsony kadmium koncentráció (5 µM) is jelentős mértékben gátolja (~63 %-kal csökkent a gyökér növekedése 24 órával a kezeléseket követően).

8. táblázat: Kukorica és napraforgó gyökérnövekedése (cm) a kadmium koncentráció függvényében, 24 órával a kezelést követően. (n=8, *** p <0.001)

| Cd (CdSO ₄) koncentráció (µM) | Kukorica | Napraforgó |
|-------------------------------------------------|------------------|------------------|
| 0 | 1,63 a | 0,45 a |
| 5 | 1,43 b | 0,17 b |
| 10 | 1,27 b | 0,08 c |
| 30 | 0,66 c | 0,02 c |
| 50 | 0,69 c | 0,00 c |
| 100 | 0,25 d | 0,00 c |
| 150 | 0,08 d | 0,00 c |
| F-érték | 86,87 *** | 73,87 *** |

A kukoricára csak az ennél magasabb, 30 µM feletti Cd- koncentráció okozott a napraforgóhoz hasonló mértékű (~60 %-os) visszaesést a gyökérnövekedésben. A

kukorica erősebb Cd toleranciáját jelzi az is, hogy az egészen magas kadmium koncentráció mellett is képes volt némi gyökérnövekedést produkálni. Míg a napraforgónál 50 µM Cd- koncentráció felett teljesen gátolt volt a gyökérnövekedés.

A Cd gyökérnövekedést gátló hatása az egyes kukorica és napraforgó hibridekre a 9. táblázatban látható. A PR37D25-ös hibrid esetében a gyökérnövekedést az 5 és 10 µM-os Cd kezelés nem fogta vissza szignifikáns mértékben. Statisztikailag kimutatható gyökérnövekedés gátlást a 30 és 50 µM feletti kadmium kezelések eredményeztek. A DKC4490 kukorica hibrid érzékenyebbnek bizonyult, mint a PR37D25 hibrid, ami abban nyilvánult meg, hogy a 10 µM-os kadmium kezelés már szignifikáns mértékben gátolta a gyökérnövekedést, a kezeletlen növényekhez képest. A kadmium terhelés a P9400-as hibrid gyökérnövekedését gátolta a legerőteljesebben, ugyanis a gyökérnövekedést már az 5 µM-os kezelés is szignifikánsan gátolta a kontrolhoz képest. A magas Cd koncentrációval kezelt növények a növekedési intenzitása megközelítőleg 2/3-ra esett vissza. A 100 µM Cd koncentrációnál a gyökerek növekedése 80-90%-kal csökkent.

9. táblázat: Kukorica és napraforgó hibridek gyökérnövekedésének (cm) érzékenysége közötti különbségek a növekvő kadmium koncentráció függvényében, 24 órával a kezelést követően. (n=8, *** p <0.001)

| Cd (CdSO₄) koncentráció (µM) | PR37D25 | DKC4490 | P9400 | NK Brio | NK Neoma | NK Ferti |
|--------------------------------------------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|
| 0 | 1,41 a | 1,75 a | 1,74 a | 0,51 a | 0,48 a | 0,29 a |
| 5 | 1,38 a | 1,49 ab | 1,42 b | 0,20 b | 0,14 b | 0,16 b |
| 10 | 1,21 a | 1,39 b | 1,20 bc | 0,05 c | 0,09 bc | 0,10 bc |
| 30 | 0,61 b | 0,71 c | 0,68 de | 0,01 c | 0,02 bc | 0,04 c |
| 50 | 0,56 b | 0,56 c | 0,93 cd | 0,00 c | 0,00 c | 0,00 c |
| 100 | 0,23 c | 0,14 d | 0,37 ef | 0,00 c | 0,00 c | 0,00 c |
| 150 | 0,03 c | 0,09 d | 0,11 f | 0,00 c | 0,00 c | 0,00 c |
| F-érték | 25,80 *** | 32,25 *** | 30,85 *** | 47,78 *** | 28,68 *** | 10,19 *** |

A kukoricával ellentétben a vizsgálatba bevont összes napraforgó gyökérnövekedése már az 5 µM-os kadmium koncentráció felett majdnem a nullával volt egyenértékű, a 30 µM-os koncentráció felett pedig gyakorlatilag leállt. A különböző napraforgó hibridek sem azonos módon reagáltak az eltérő kadmium koncentrációkra. Az NK Brio esetében az 5 µM-os kezelésben statisztikai értelemben kisebb gyökérnövekedés jelentkezett,

mint a kontrollban, és szignifikánsan nagyobb, mint a többi kezelésben. Ezzel ellentétben az NK Ferti 5 μM -os kezelése nem különbözik szignifikánsan a 10 μM -os kezeléstől, a 30 μM -os kezeléshez viszonyítva viszont szignifikánsan nagyobb gyökernövekedést eredményezett. Az NK Neoma 5 μM -os kezelése a 10 és 30 μM -os kezeléstől sem különbözik szignifikánsan, az 50 μM -os kezeléshez viszonyítva viszont statisztikailag igazolható mértékben nagyobb gyökernövekedést eredményezett (9. táblázat).

Mind a kukorica, mind a napraforgó hibridek eltérően reagáltak a különböző kadmium koncentrációk hatása, ami az egyes hibridek eltérő kadmium érzékenységét bizonyítja. Ezt erősíti meg a 10. és 11. táblázat is.

A kukorica hibridek gyökernövekedése közti különbség már a kezeletlen (kontroll) csíranövényeken megmutatkozott (10. táblázat). Az eltérő kadmium koncentrációk függvényében a hibridek érzékenysége között az alacsonyabb kadmium koncentrációnál nincs jelentős különbség a gyökernövekedésre gyakorolt hatásukban, míg nagyobb (50 μM) kadmium koncentrációnál a hibridek érzékenysége, illetve toleranciája közötti különbségek újra szignifikánssá váltak.

10. táblázat: Kukorica hibridek gyökernövekedésének (cm) érzékenysége közötti különbségek, a növekvő kadmium koncentráció függvényében, 24 órával a kezelést követően (n=8, * p <0.05)

| Cd (CdSO₄) koncentráció (μM) | PR37D25 gyökér- növekedés (cm) | DKC4490 Gyökér- növekedés (cm) | P9400 Gyökér- növekedés (cm) | F-érték |
|------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------|------------------------------------------------|----------------------------------------------|----------------|
| 0 | 1,41 b | 1,75 a | 1,74 a | 3,27 * |
| 5 | 1,38 a | 1,49 a | 1,42 a | 0,24 n |
| 10 | 1,21 a | 1,39 a | 1,20 a | 1,07 n |
| 30 | 0,61 a | 0,71 a | 0,68 a | 0,42 n |
| 50 | 0,56 b | 0,56 b | 0,93 a | 4,21 * |
| 100 | 0,23 ab | 0,14 b | 0,37 a | 2,67 * |
| 150 | 0,03 a | 0,09 a | 0,11 a | 1,64 n |

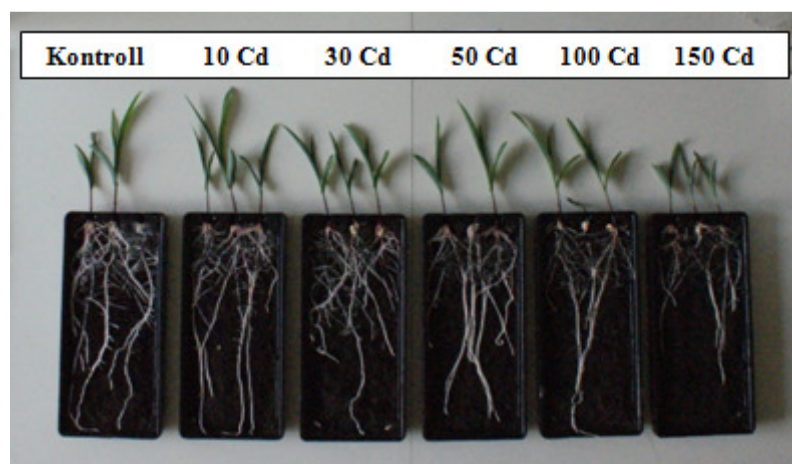
A napraforgó hibridek érzékenysége közti különbségek – a gyökernövekedés kezdeti szakaszában – jóval jelentősebbek voltak a kukoricához képest (11. táblázat). A napraforgónál is az 50 μM Cd koncentráció volt a határvonal, mivel ennél magasabb Cd adagoknál már teljesen gátoltá vált a gyökér növekedése. Az ennél alacsonyabb kadmium koncentrációknál viszont szignifikáns különbségek voltak kimutathatók az egyes hibridek között.

11. táblázat: Napraforgó hibridek kezdeti gyökérnövekedésének (cm) érzékenysége közötti különbségek a növekvő kadmium koncentráció függvényében, 24 órával a kezelést követően. (n=8, * p <0.05; ** p <0.01)

| Cd (CdSO₄) koncentráció (μM) | NK Brio gyökérnövekedés (cm) | NK Neoma gyökérnövekedés (cm) | NK Ferti gyökérnövekedés (cm) | F-érték |
|--------------------------------------------------------|---------------------------------------------|----------------------------------------------|----------------------------------------------|----------------|
| 0 | 0,51 a | 0,48 a | 0,29 b | 5,36 ** |
| 5 | 0,20 a | 0,14 a | 0,16 a | 1,17 n |
| 10 | 0,05 b | 0,09 ab | 0,10 a | 2,92 * |
| 30 | 0,01 b | 0,02 b | 0,04 a | 8,22 ** |
| 50 | 0,00 c | 0,00 c | 0,00 c | 0,00 n |
| 100 | 0,00 c | 0,00 c | 0,00 c | 0,00 n |
| 150 | 0,00 c | 0,00 c | 0,00 c | 0,00 n |

4.2.1. Kukorica és napraforgó csíranövények szárazanyag termelésének alakulása a Cd-kezelések függvényében

Látóképről származó, ismert paraméterekkel rendelkező talajt (lásd Anyag és Módszer 3.10. fejezet) különböző kadmium koncentrációkkal kezeltünk (Kontroll, 10, 30, 50, 100, 150 μM Cd, a kezelés CdSO₄ formájában történt). A kísérletben egy kukorica hibridet az Mv343, illetve egy napraforgó hibridet a Nova-t használtam, melyeket 2 napos csíranövényként, a kezelt talajokkal feltöltött rhizoboxokban helyeztem el (10. és 11. ábra), és további nyolc napig neveltem. Naponta pótoltam az elhasznált víz (transpiráció, evaporáció) mennyiségét, illetve a kísérlet felszámolása után mértem a hajtás friss és száraz tömegét, valamint a gyökér száraz tömegét, melynek eredményei 12. –13. táblázatban láthatóak.



10. ábra: Kukorica (Mv343) kadmiummal (μmol CdSO₄) kezelt talajokon, rhizoboxban

12. táblázat: Rhizoboxban nevelt 10 napos kukorica hajtás és gyökér száraz tömege (g) a kadmium koncentráció függvényében (n=3)

| Kukorica (MV343) | | |
|-------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| | Hajtás száraz tömege | Gyökér száraz tömege |
| Kontroll | 0,0633±0,01 | 0,1177±0,04 |
| 10 µM Cd | 0,0607±0,03 | 0,1152±0,06 |
| 30 µM Cd | 0,0593±0,01 | 0,0995±0,02 |
| 50 µM Cd | 0,0485±0,01 | 0,0757±0,02 |
| 100 µM Cd | 0,0358±0,02 | 0,0713±0,05 |
| 150 µM Cd | 0,0290±0,01 | 0,0641±0,01 |

A 12. táblázat eredményei alapján jól látható, hogy a kukorica (*Zea mays L. cv* MV343) mind a hajtásának, mind a gyökerének száraz tömege csökkent a kadmium kezelések hatására. A 150 µM-os CdSO₄ kezelések hatására a kontrollhoz képest mind a hajtás, mind a gyökér száraz tömege megközelítőleg a felére csökkent.

A napraforgó (*Helianthus annuus L. cv* Nova) hajtásának és gyökerének száraz tömege igen eltérő eredményt mutat a kukoricához képest (13. táblázat). Azt tapasztaltuk, hogy a hajtás száraz tömegében nem volt jelentős eltérés a kontrollhoz képest a kadmium kezelések hatására. A gyökér száraz tömege ugyan csökkent a kadmium kezelések hatására, de nem olyan jelentős mértékben, mint a kukoricánál. Az eredményeket befolyásolhatja, hogy a két növényfaj eltérő tápanyag-felvételi mechanizmussal rendelkezik. A korábbi gyökérművekedési vizsgálatokat tekintve, ahol a növények CdSO₄ deszt. vizes oldatával átitatott szűrőpapíron voltak nevelve, érzékenyebben reagáltak a kadmium kezelésekre, mint amikor azokat a koncentrációjú kadmium oldatokat a talajhoz adtuk.



11. ábra: Napraforgó (Nova) kadmiummal (µmol Cd) kezelt talajokon, rhizoboxban

13. táblázat: Rhizoboxban nevelt 10 napos napraforgó hajtás és gyökér száraz tömege (g) a kadmium koncentráció függvényében (n=3)

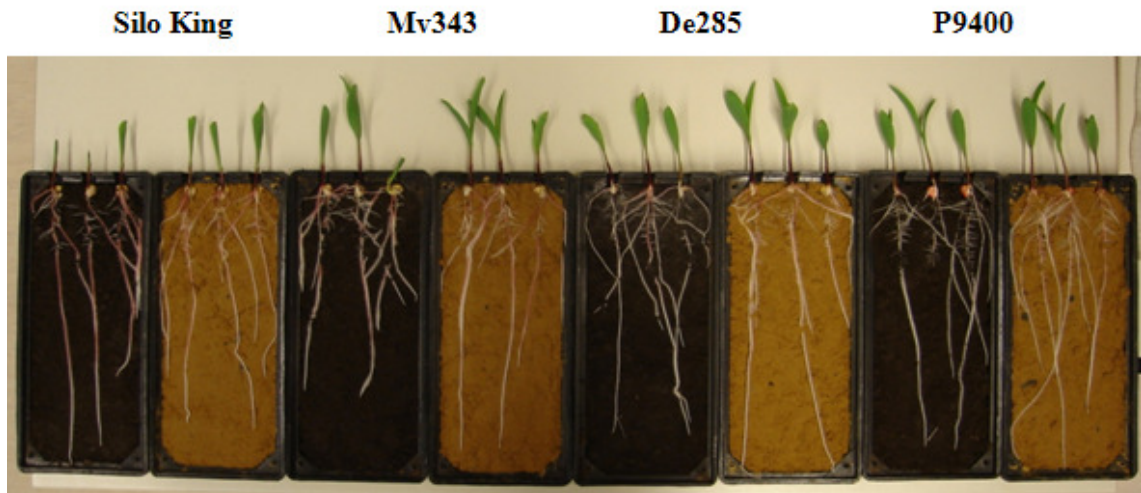
| Napraforgó (Nova) | | |
|--------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| | Hajtás száraz tömege | Gyökér száraz tömege |
| Kontroll | 0,0319±0,01 | 0,0358±0,01 |
| 10 µM Cd | 0,0357±0,00 | 0,0325±0,01 |
| 30 µM Cd | 0,0355±0,01 | 0,0237±0,01 |
| 50 µM Cd | 0,0342±0,01 | 0,0238±0,01 |
| 100 µM Cd | 0,0337±0,01 | 0,0211±0,01 |
| 150 µM Cd | 0,0377±0,00 | 0,0255±0,01 |

Ennek magyarázata egyrészt, hogy a talajban más, a kadmiumhoz hasonló elemek is, (például cink) jelen voltak, melyek ionjai kompetícióban vannak a kadmiummal a kötőhelyekért, így jelentősen csökkenhetett a felvett Cd²⁺ mennyisége. Másrészt a talajkolloidok felületén lejátszódó specifikus adszorpciós folyamatok hatására az oldattal bejuttatott kadmium egy része megkötődött és a növények számára felvehetetlenné vált. Számos kutatás (*Clemens et al.*, 1999; *Ha et al.*, 1999; *Howden et al.*, 1995a, b) számol be arról, hogy a fitokelatinok mennyisége megnő a kadmiummal stresszelt magasabb rendű növényekben, ahol fontos szerepet játszik a kadmium méregtelenítésében azáltal, hogy a Cd-ot kevésbé mérgező, komplex formába alakítja át. Ezért állította *Rausser* (1999), hogy a Cd tolerancia növekedésével magasabb ezen növényekben a fitokelatinok koncentrációja.

A fitokelatinok szintézise azonban energiaigényes folyamat, vagyis a fitokelatinok szintézisének energia felhasználása a gyökérnövekedés rovására történik (*Meuwly és Rausser*, 1992).

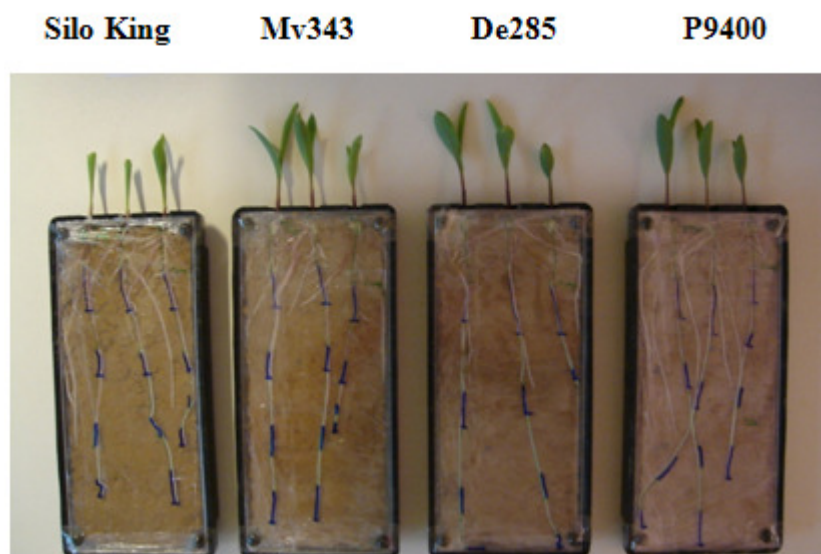
Vizsgáltam, eltérő talajtípusokon, illetve nehézfémekkel már korábban szennyezett talajon hogyan fejlődik a kukorica. Ehhez két eltérő, de ismert paraméterű talajt használtam, az egyik a kísérleteimben állandó kontrollként szereplő Látóképi biogazdálkodásból származó talaj, a másik a Gyöngyösorsoszi bánya meddő (korábban Pb-Zn bányászat központja volt) mellett futó Toka-patak partjáról, 40-80 cm-es mélységből vett, nehézfémekkel (Pb_{220.353} tartalom: 727,5 mg kg⁻¹, Cd_{228.802} tartalom: 12,0 mg kg⁻¹) szennyezett talaj (*12. ábra*). 1991-ben a Heves megyei ÁNTSZ a Toka-patak medrének partjainál elterülő 60-60m-es teleksávokat veszélyeztetett területnek nyilvánította, melyen zöldségfélék termesztését nem javasolja, mivel ezen területeken a Pb, Zn, Cd és As terhelés, az egészségügyi határértékeket meghaladja (*Záray*, 1991). A

flotációs meddő szürke, finomszemű homokjában elsősorban kvarc, földpátok és pirit található. A több mint másfél évtized alatt (utolsó flottátum kihelyezése) megtörtént a pirit felszíni oxidációja, limonit és jarosit keletkezett, melyeknek köszönhetően a homok vörössárgára színeződött el (Ódor et.al., 1998).



12. ábra: Kukorica hibridek fejlődése kezeletlen Látóképi talajon (sötét barna) illetve kezeletlen Gyöngyösoroszi talajon (világos barna)

Vizsgálataim során mértem a kísérleti növények száraz tömegét, valamint a nappali és éjszakai gyökernövekedés intenzitását, melyet a 13. ábra szemléltet. Azt tapasztaltam, hogy a gyöngyösoroszi talajban a kukorica éjszakai növekedése ($25,63 \pm 5,74$) intenzívebb volt, mint a nappali ($22,33 \pm 4,77$) mm-ben kifejezett átlagos gyökernövekedés ($n=26$). A látóképi talajon is hasonló képpen alakult az éjszakai átlagos gyökernövekedés ($23,59 \pm 6,77$) mm volt, míg a nappali ($20,00 \pm 4,67$) mm volt.



13. ábra: A kukorica gyökerének éjszakai és nappali növekedés mérése rhizoboxban, Gyöngyösoroszi talajon

A kukorica hibridek hajtásának és gyökerének száraz tömegét mérve azt tapasztaltam, hogy a hibridek a 2 számú, Gyöngyösorosziából származó szennyezett talajon jobb szárazanyag termelést mutattak, mint a szennyezetlen, kontrollként használt látóképi talajon (14. táblázat). Ez ebben az esetben valószínűleg a talaj szerkezetbeli különbségével indokolható, mivel a Gyöngyösoroszi talaj homokos szerkezetű, kevésbé kötött talaj, így a gyökerek kisebb ellenállás mellett tudtak növekedni, ami nagyobb gyökérfelületet tudott biztosítani, ami a hajtás száraztömegére is kedvezően hatott. Hozzá járulhatott továbbá az is, hogy a Gyöngyösoroszi talajban az évek óta felhalmozott nehézfémek, különböző kémiai folyamatok során átalakultak, a növények számára kevésbé felvehető formákká.

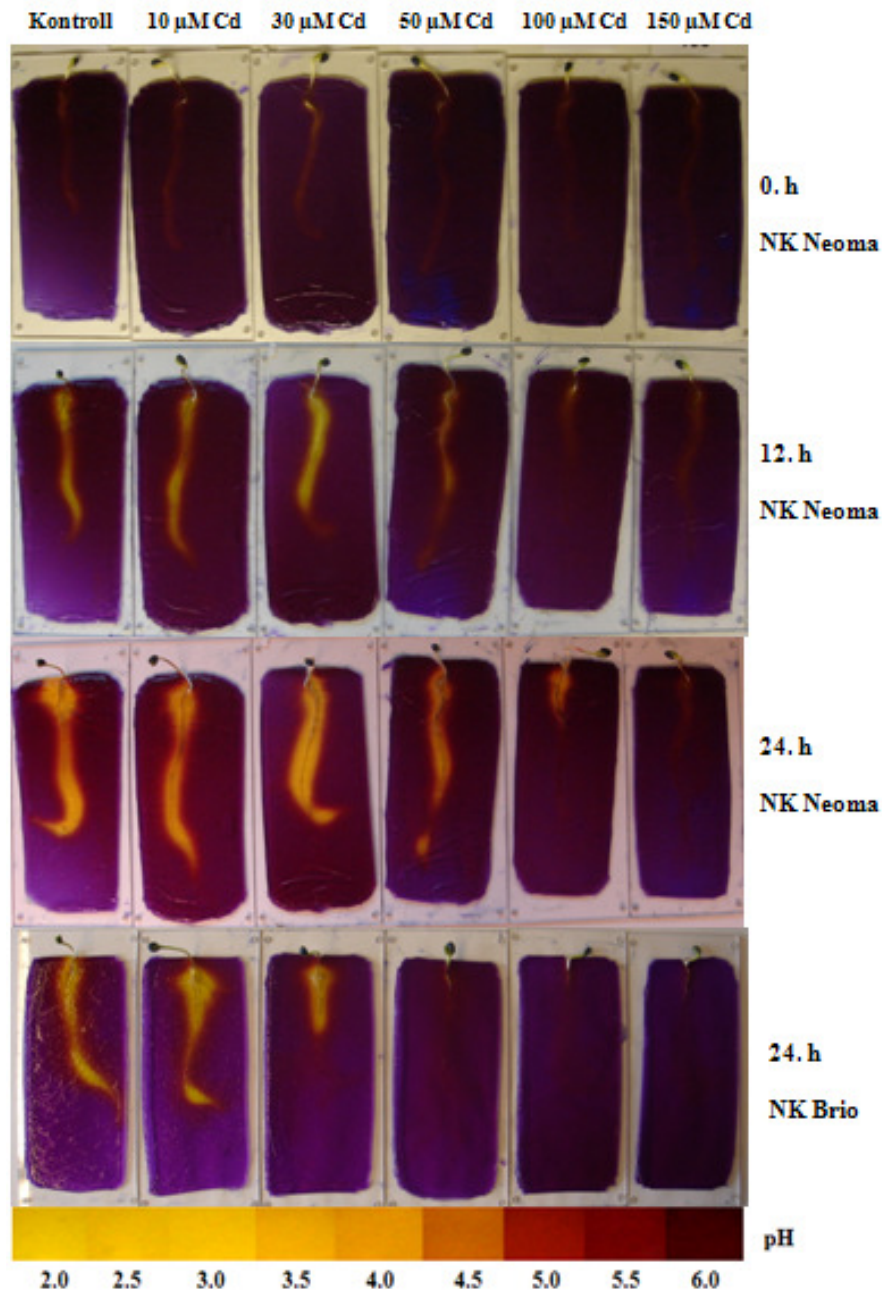
14. táblázat: Kukorica hibridek hajtás és gyökér száraz tömege (g) eltérő talajokon
(1: Látóképi talaj, 2: Gyöngyösoroszi talaj)

| | Siló King | | Mv343 | | De285 | | P9400 | |
|---|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | gyökér | hajtás | gyökér | hajtás | gyökér | hajtás | gyökér | hajtás |
| 1 | 0,1245±0,04 | 0,0154±0,00 | 0,1846±0,01 | 0,0214±0,01 | 0,1199±0,04 | 0,0188±0,01 | 0,1034±0,00 | 0,0183±0,00 |
| 2 | 0,1559±0,00 | 0,0201±0,01 | 0,2750±0,06 | 0,1053±0,12 | 0,1559±0,06 | 0,0254±0,01 | 0,1810±0,05 | 0,0223±0,00 |

4.2.2. Az eltérő Cd kezelések hatása a gyökérsavak kiválasztásra

A tápanyag felvételt, így a nehézfémek felvételét is jelentősen befolyásolja a gyökér környezetének pH-ja, amely függ a gyökér által kiválasztott savak mennyiségétől (Herms és Brümmer, 1980). A gyökerek közvetlen közelében (rizoszféra) a kémhatás jelentős mértékben eltérhet a gyökerektől távoli talajrészek kémhatásától. Ez egyrészt a magasabb rendű növények gyökérsavcseréjével, másrészt a rizoszférában erősebb a mikroorganizmusok tevékenysége, mint a gyökerektől távolabb lévő talajban (Bledsoe és Zaoski, 1983; In: Römheld és Marschner, 1986).

A vizsgálat során először agarból, melyhez 6.0 pH-ra beállított bróm-krezol bíbor indikátort adtam, 3mm vastagságú agar lapokat öntöttem ki. Ezeket a lapokat helyeztem rá az előzetesen 3 órán át kadmiummal előkezelt napraforgó csíranövények gyökereire. A kadmium kezelések koncentrációja (5, 10, 30, 50, 100 µM) CdSO₄ formájában, a kontroll desztillált víz volt. Az agarlapok színváltozásából következtethettünk a gyökérsav kiválasztás intenzitására, illetve a kiválasztott sav pH-jára, egy szintén agar-agarból készített színskála segítségével. A 14. ábrán látható, hogy a gyökerek közvetlen környezetében termelődő savak pH-ja igen alacsony, 3 pH körüli.



Fotó: Gajdos, 2010.

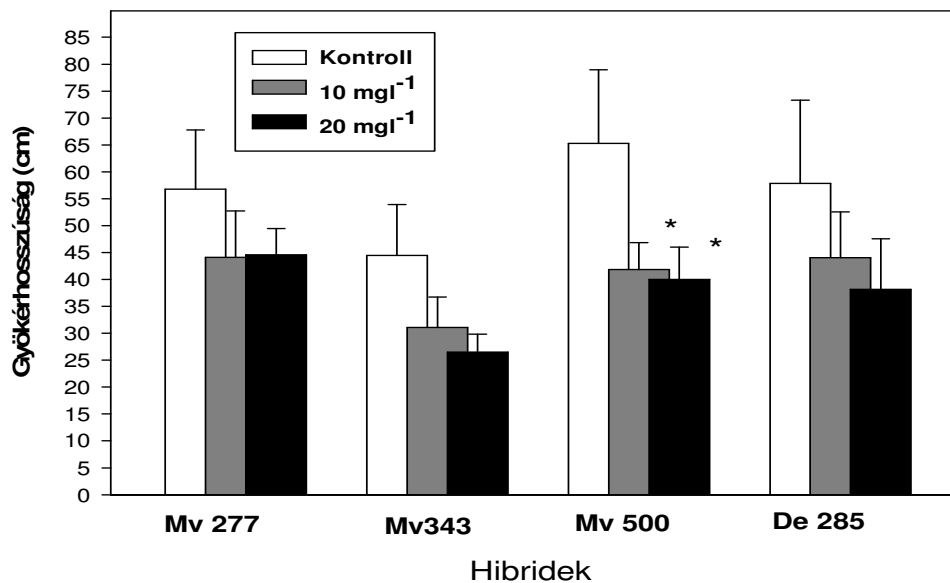
14. ábra: Napraforgó hibridek gyökérsav kiválasztási intenzitása 12 illetve 24 órával a kadmium kezelése után

A fotókon (14. ábra) a gyökérre helyezett agarlapokon 24 óra elteltével már jelentős eltérések mutatkoztak a gyökérsav kiválasztásban. A növekvő kadmium koncentráció hatására jelentősen lecsökkent a savkiválasztás mértéke, így a rhizoszféra pH-ja is emelkedett. A fenti fotó az egyes hibridek között adódó jelentős különbséget is szemlélteti.

4.2. A kadmium hatása a négy hetes kukorica és napraforgó néhány fiziológiai paraméterére

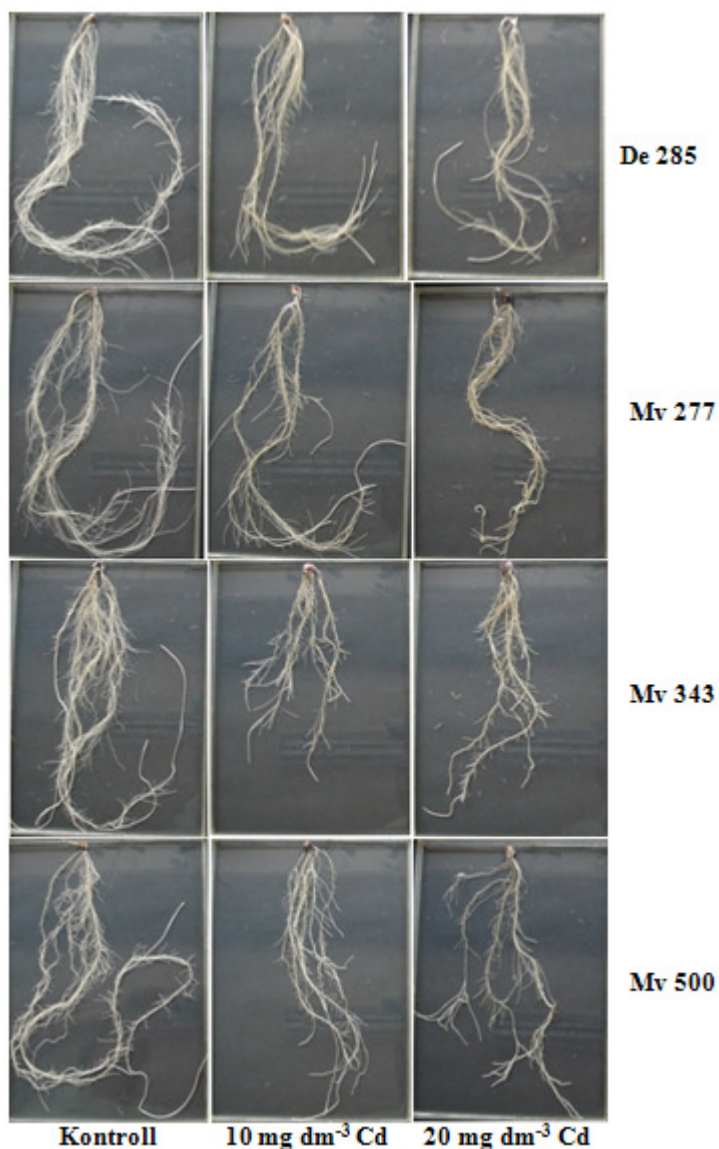
4.2.1. A Cd kezelés hatása a gyökér növekedésére, morfológiai alakulására

A kísérletek záró értékelése során (3 hétig tartó Cd-kezelés után) mértem a gyökerek hosszát (cm). Míg a napraforgó hibridek (17. ábra) viszonylag egyöntetű érzékenységgel reagáltak az alkalmazott kadmium koncentrációkkal szemben, addig a kukorica hibridek (15. ábra) között sokkal hektikusabb eredményeket kaptam a gyökérhosszúság vizsgálatokor.



15. ábra: Kukorica gyökérhosszúsága (cm) a különböző kadmium kezelések függvényében (n=8± s.e.) p <0.05*

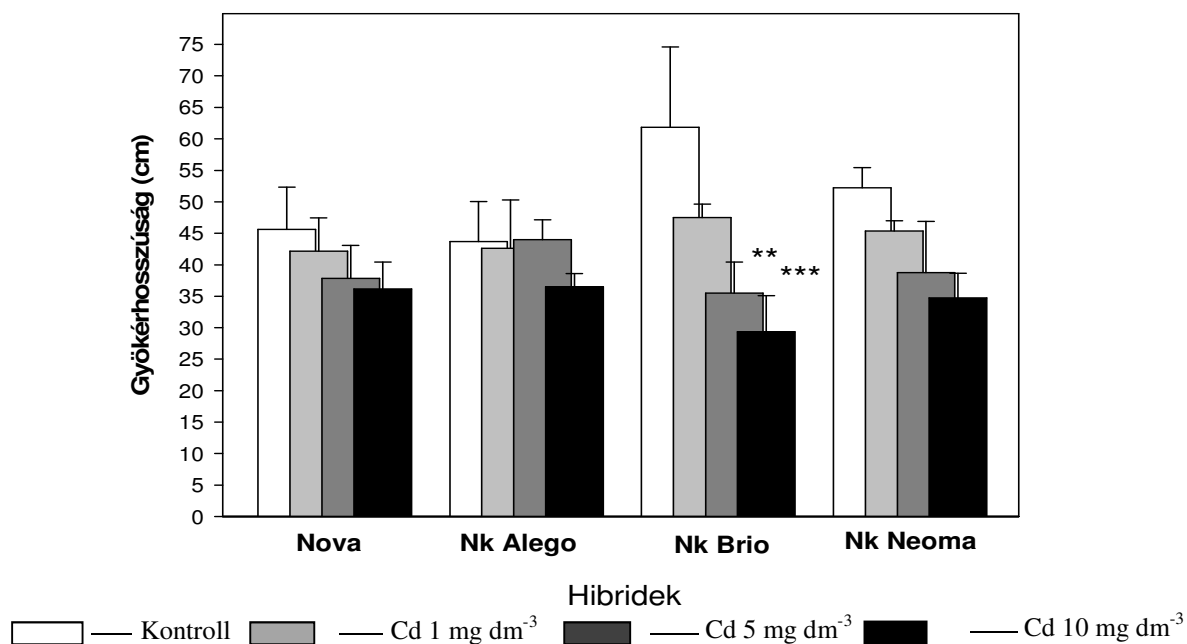
A kukorica hibridek kontrolljait összehasonlítva az Mv500-as produkálta legnagyobb átlagos gyökérhosszúságot (65 cm), azonban a kadmium kezelésekre is ez a hibrid volt a legérzékenyebb. A legkisebb átlagos gyökérhosszúságot (44 cm) az Mv343-as hibridnél mértem.



16. ábra: Kukorica (26 napos) gyökerek morfológiai alakulása a kadmium kezelések hatására

A vizsgálatomban szereplő napraforgó hibridek közül szintén egy, az Nk Brio emelkedett ki a többi közül, - hasonlóan az Mv500-as kukoricához - ez a hibrid volt a legérzékenyebb a kadmium kezelésekre. A $10 \text{ mg dm}^{-3} \text{ Cd}$ kezelés megközelítőleg 50%-os visszaesést jelentett az átlagos gyökérhosszúságban.

A kezelések végén a növények gyökerét és hajtását szeparáltam a száraz tömeg meghatározása céljából. A szárítás előtt a gyökerekről fotót készítettem egy desztillált vizet tartalmazó edényben (16. ábra), így láthatóvá váltak az oldalgökök és a hajszálgyökök mennyisége és mérete, amelyek a kadmium kezelésekre hatására jelentősen lecsökkentek.



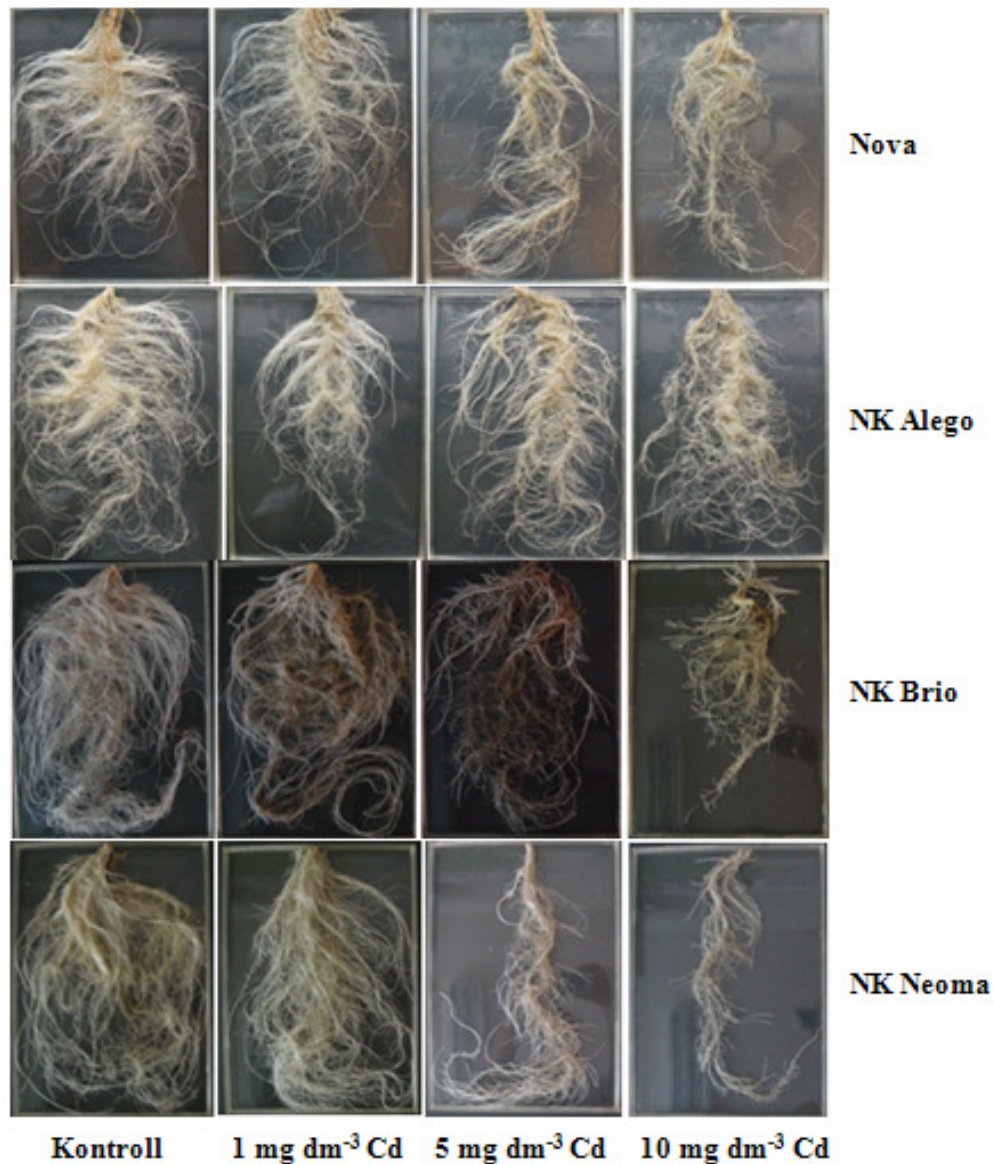
17. ábra: Napraforgó (26 napos) gyökérhosszúsága (cm) a különböző kadmium kezelések függvényében ($n=8 \pm$ s.e.) $p < 0.01^{**}$, $p < 0.001^{***}$

A napraforgó hibrideknél (17. ábra) a növekvő kadmium-koncentrációk hatására csökkent a gyökér hosszúsága, azonban ez a csökkenés statisztikailag, csak az NK Briónál volt kimutatható az 5 és 10 mg dm⁻³ kadmium kezelések hatására. A kontroll gyökérnövekedését vizsgálva is a fenti hibrid emelkedik ki a többi közül jelentős (60 cm feletti) gyökérhosszúságával, a többi vizsgált hibrid kezeletlen gyökereinek átlagos hosszúsága 40 és 53 cm közzé esik.

A kukorica és napraforgó átlagos gyökérhosszúságait, a kadmium kezelések függvényében a 15. táblázat tartalmazza. A napraforgó gyökerek morfológiai különbségeit a 18. ábra szemlélteti.

15. táblázat: Napraforgó és kukorica átlagos gyökérhosszúsága (cm) a kadmium kezelések függvényében ($n=16 \pm$ s.e.) * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$

| | Kontroll | 1 mg dm ⁻³ Cd | 5 mg dm ⁻³ Cd | 10 mg dm ⁻³ Cd | 20 mg dm ⁻³ Cd |
|-------------------|------------|--------------------------|--------------------------|---------------------------|---------------------------|
| Napraforgó | 60,0±11,05 | 53,1±9,63 | 47,6±12,63* | 39,9±18,07** | - |
| Kukorica | 54,3±14,80 | - | - | 41,7±12,90* | 40,5±8,80** |



18. ábra: Napraforgó (26 napos) gyökerek morfológiai alakulása a Cd kezelések hatására

A kadmium fiziológiai hatásainak vizsgálatait a gyökérre nézve fontosnak találom, ugyan is ez az első szerv, amelyre a kezelés a hatását kifejti. A csíranövényeknél és a néhány hetes növények vizsgálata során megállapítottam, hogy a Cd gátolja a gyökérnövekedését, melyről már a korábban említett számos kutató beszámolt. Ezen hosszanti növekedés gátlásának számos oka lehet, így a gátolt mitózis, a károsodhatott Golgi-apparátus, a sejtfal alkotóknak csökkent a szintézise, vagy a gyökérsüvegben megváltozott poliszacharid anyagcsere (*Punz és seighardt, 1993*), valamint a gyökérsejtek megnyúlásának gátlása (*Ernst et al., 1992*).

4.2.2. Kukorica hibridek relatív klorofill tartalmának alakulása a Cd kezelések hatására

A fotoszintézis hatékonysága nagymértékben befolyásolja a szárazanyag gyarapodást. A klorofill-ok fotonos szerepet játszanak a fotoszintézisben, ezért egy gyors és hatékony módszert választottam a várható szárazanyag produkció előrejelzésére. A kukorica növények 2. és 3. levelében mértem a relatív klorofill tartalmat a kadmium kezelések függvényében.

16. táblázat: A kadmium kezelések hatása a kukorica hibridek relatív klorofill tartalmára (SPAD-érték) (n=5, Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: *p <0,05; **p <0,01; ***p <0,001; az egyes hibridek közötti különbséget a felső indexben lévő betűkkel jelöltem)

| | 2. levél | | | |
|--------------------------------|------------------------------|-----------------------------|------------------------------|-----------------------------|
| | Mv343 | Mv277 | Mv500 | De285 |
| Kontroll | 39,3 ^a ± 0,97 | 42,8 ^a ± 3,18 | 37,1 ^b ± 2,56 | 34,6 ^b ± 2,33 |
| 10 mg L⁻¹ Cd | 21,4 ± 3,13* | 24,1 ± 2,79*** | 24,7 ± 3,32*** | 22,1 ± 3,10** |
| 20 mg L⁻¹ Cd | 14,9 ^a ± 12,3* | 15,4 ^a ± 5,31*** | 21,2 ^b ± 1,26*** | 14,8 ^a ± 6,05*** |
| | 3. levél | | | |
| | Mv343 | Mv277 | Mv500 | De285 |
| Kontroll | 43,4 ^a ± 2,56 | 44,7 ^a ± 2,11 | 40,6 ^b ± 1,86 | 36,1 ^c ± 1,18 |
| 10 mg L⁻¹ Cd | 31,9 ^{ab} ± 1,46*** | 34,4 ^a ± 2,12*** | 32,0 ^{ab} ± 1,91*** | 29,1 ^b ± 3,62** |
| 20 mg L⁻¹ Cd | 27,7 ^b ± 5,04*** | 30,4 ^a ± 1,06*** | 28,2 ^{ab} ± 1,46*** | 26,0 ^b ± 3,38*** |

A 16. táblázatból jól látható, hogy a kontrollhoz képest a kadmium kezelések minden esetben szignifikáns csökkenést eredményeztek a relatív klorofill tartalomban. Vagyis a kadmium kezelések hatására csökkent fotoszintetikus aktivitással kell számolnunk, ami a termésprodukciónban is megjelenik. A hibridek közötti különbségeket 5 %-os szignifikancia szinten a kis betűkkel szemléltettem. Egyedül a 10 mg dm⁻³ kadmium kezelésnél, a második levélben mért SPAD-értékek nem mutatnak szignifikáns különbséget a hibridek között, míg a többi kezelésnél egyes hibridek között szignifikáns különbségek adódtak. A kadmium kezelés hatására csökkenő relatív klorofill tartalom oka lehet, hogy a kadmium zavart okoz a kloroplaszt metabolizmusban, gátolja a klorofill bioszintézist és csökkenti a CO₂ fixációban résztvevő enzimek aktivitását (Stobart et al, 1985; De Filippis és Ziegler, 1993).

4.2.3. Kukorica hibridek fotoszintetikus pigment tartalmának változása Cd-kezelések hatására

Kísérleteim során vizsgáltam a kezelt növények abszolút klorofill tartalmát, hogy megállapíthassam a különböző fotoszintetikus pigmentek mennyiségét és arányát az eltérő kadmium kezelések hatására. Arra is fényt akartam deríteni, hogy hasonló genetikai háttérrel rendelkező hibridek között van-e jelentős különbség az adott paraméterekben azonos stressz-kezelések hatására. Ehhez 3 martonvásári hibridet választottam, melyek eltérő FAO számokkal rendelkeznek (Mv277, Mv343, Mv500). Viszonyítási alapul egy genetikailag eltérő alapú, magyar hibridet a De285-öt választottam. A hibridek rövid jellemzése a 11. melléklet (3. táblázatában) található. A növényeket 3 hétig neveltem különböző kadmium koncentrációjú tápoldaton, majd mértem a 26 napos növényegyedek 2. és 3. levelének klorofill tartalmát. Mérési eredményeim az alábbi négy táblázatban (17-20. táblázat) láthatók.

17. táblázat: Kukorica (*Zea mays L. cv MV277*) abszolút klorofill tartalma (mg g^{-1}) a Cd koncentrációk (mg dm^{-3}) függvényében
(a kezelések közti különbséget $p < 0,05$ szignifikancia szinten betűkkel jelöltem)

| Mv277 | kontroll | 10 Cd | 20 Cd | kontroll | 10 Cd | 20 Cd |
|---------------|----------------------------|---------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|
| | 2. levél | | | 3. levél | | |
| Kl a | 11,935 ^a ± 2,47 | 6,018 ^b ± 1,53 | 4,599 ^b ± 0,97 | 15,523 ^a ± 1,87 | 10,596 ^b ± 0,66 | 9,645 ^{bc} ± 2,16 |
| Kl b | 4,253 ^a ± 1,04 | 2,061 ^b ± 0,66 | 1,710 ^{bc} ± 0,39 | 5,882 ^a ± 1,38 | 3,568 ^b ± 0,48 | 3,246 ^{bc} ± 0,50 |
| Kar. | 2,427 ^a ± 0,45 | 1,490 ^b ± 0,24 | 1,363 ^{bc} ± 0,37 | 3,25 ^a ± 0,45 | 2,051 ^b ± 0,12 | 1,854 ^{bc} ± 0,49 |
| Kl a/b | 2,81 | 2,92 | 2,69 | 2,64 | 2,97 | 2,97 |
| Kl a/c | 4,92 | 4,04 | 3,37 | 4,76 | 5,17 | 5,20 |

18. táblázat: Kukorica (*Zea mays L. cv MV343*) abszolút klorofill tartalma (mg g^{-1}) a Cd koncentrációk (mg dm^{-3}) függvényében
(a kezelések közti különbséget $p < 0,05$ szignifikancia szinten betűkkel jelöltem)

| Mv343 | kontroll | 10 Cd | 20 Cd | kontroll | 10 Cd | 20 Cd |
|---------------|----------------------------|---------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|
| | 2. levél | | | 3. levél | | |
| Kl a | 13,576 ^a ± 1,54 | 5,491 ^b ± 0,86 | 5,671 ^b ± 5,19 | 15,726 ^a ± 0,91 | 11,380 ^b ± 0,88 | 9,846 ^c ± 1,46 |
| Kl b | 4,820 ^a ± 0,97 | 2,028 ^b ± 0,17 | 2,097 ^b ± 1,63 | 6,053 ^a ± 0,53 | 3,606 ^b ± 0,56 | 3,062 ^{bc} ± 0,54 |
| Kar. | 3,415 ^a ± 0,39 | 1,384 ^b ± 0,14 | 1,769 ^{bc} ± 0,50 | 3,952 ^a ± 0,32 | 2,226 ^b ± 0,19 | 1,939 ^{bc} ± 0,35 |
| Kl a/b | 2,82 | 2,71 | 2,70 | 2,60 | 3,16 | 3,22 |
| Kl a/c | 3,98 | 3,97 | 3,21 | 3,98 | 5,11 | 5,08 |

19. táblázat: Kukorica (*Zea mays L. cv MV500*) abszolút klorofill tartalma (mg g⁻¹) a Cd koncentrációk (mg dm⁻³) függvényében
(a kezelések közti különbséget p < 0,05 szignifikancia szinten betűkkel jelöltem)

| Mv500 | kontroll | 10 Cd | 20 Cd | kontroll | 10 Cd | 20 Cd |
|---------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|---------------------------|--------------------------|---------------------------|
| | 2. levél | | | 3. levél | | |
| Kl a | 7,967 ^a ±0,58 | 7,582 ^b ±1,28 | 5,087 ^c ±0,34 | 15,216 ^a ±0,51 | 9,304 ^b ±2,10 | 7,642 ^c ±0,60 |
| Kl b | 3,049 ^a ±0,22 | 2,632 ^b ±0,31 | 1,902 ^c ±0,24 | 5,975 ^a ±0,27 | 3,208 ^b ±0,46 | 2,622 ^c ±0,17 |
| Kar. | 1,726 ^a ±0,10 | 1,759 ^a ±0,26 | 1,393 ^b ±0,13 | 3,319 ^a ±0,15 | 1,946 ^b ±0,46 | 1,783 ^{bc} ±0,18 |
| Kl a/b | 2,61 | 2,88 | 2,67 | 2,55 | 2,90 | 2,91 |
| Kl a/c | 4,62 | 4,31 | 3,65 | 4,58 | 4,78 | 4,29 |

20. táblázat: Kukorica (*Zea mays L. cv MV285*) abszolút klorofill tartalma (mg g⁻¹) a Cd koncentrációk (mg dm⁻³) függvényében
(a kezelések közti különbséget p < 0,05 szignifikancia szinten betűkkel jelöltem)

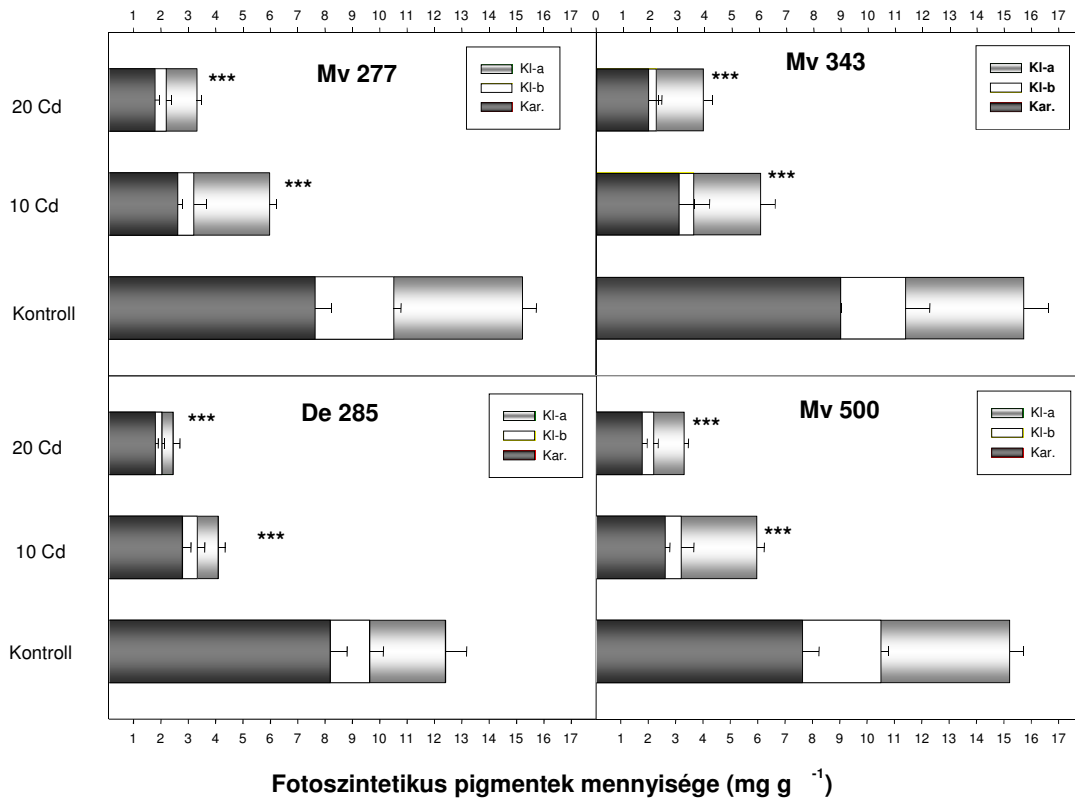
| De285 | kontroll | 10 Cd | 20 Cd | kontroll | 10 Cd | 20 Cd |
|---------------|--------------------------|--------------------------|---------------------------|---------------------------|--------------------------|---------------------------|
| | 2. levél | | | 3. levél | | |
| Kl a | 9,158 ^a ±1,10 | 4,920 ^b ±0,84 | 3,503 ^b ±1,43 | 11,881 ^a ±1,06 | 9,631 ^b ±0,50 | 8,192 ^{bc} ±0,61 |
| Kl b | 3,251 ^a ±0,18 | 1,908 ^b ±0,42 | 1,346 ^{bc} ±0,76 | 4,096 ^a ±0,26 | 3,331 ^b ±0,27 | 2,790 ^c ±0,31 |
| Kar. | 1,930 ^a ±0,22 | 1,172 ^b ±0,17 | 1,017 ^{bc} ±0,29 | 2,454 ^a ±0,24 | 2,044 ^b ±0,08 | 1,800 ^{bc} ±0,11 |
| Kl a/b | 2,82 | 2,58 | 2,60 | 2,90 | 2,89 | 2,94 |
| Kl a/c | 4,75 | 4,20 | 3,44 | 4,84 | 4,71 | 4,55 |

Mind a négy kukorica hibridnél szignifikáns különbség volt a kontroll és a kadmium kezelések között az összes vizsgált pigment csoport tekintetében. Azonban a 10 mg dm⁻³ és 20 mg dm⁻³ kadmium kezelések között a klorofill-*a* tartalom szignifikáns csökkenése csak az Mv343 hibrid 3. levelében, az Mv500 hibrid 2. és 3. levelében volt kimutatható. A klorofill-*b* tartalomnál az Mv500 2. és 3. levelében, illetve a De285 hibrid 3. levelében volt 5%-os szignifikancia szinten különbség. A karotinoidok kevésbé reagáltak érzékenyen a kadmium-koncentráció különbségekre. A kadmium növekvő koncentrációjára az Mv500-as hibrid reagált a legérzékenyebben.

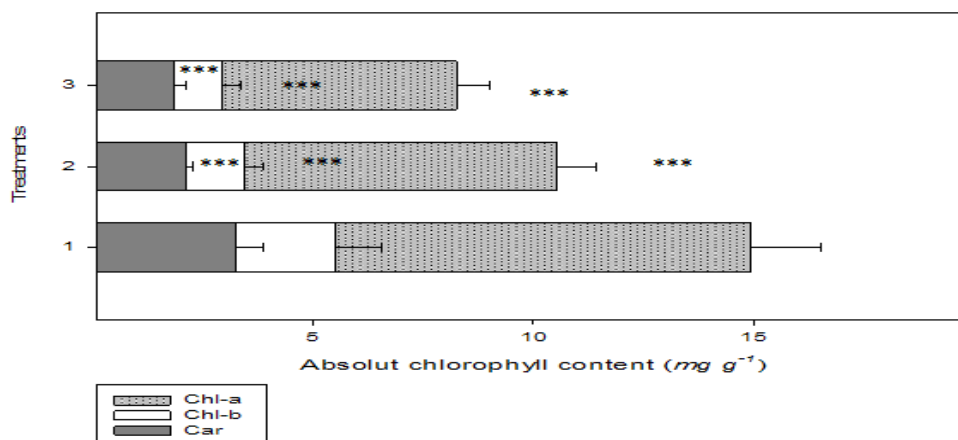
A kukorica hibridek abszolút klorofill tartalma a kadmium kezelések hatására szignifikánsan (60-75 %) csökkent a kontrollhoz képest (19. ábra). A három martonvásári hibrid közel azonos eredményeket produkált, míg a De285 az össz fotoszintetikus pigmentek mennyiségét tekintve kicsit elmaradt tőlük. Általánosságban a vizsgált kukorica hibridnél a klorofill-*a* és -*b* érzékenyebben reagált a növekvő kadmium koncentrációra, mint a karotinoidok.

A négy kukorica hibrid összesített eredményei az 20. ábrán láthatóak. A kukoricánál azt tapasztaltuk, hogy a kontrollhoz (táplolat kadmium nélkül) képest, mindkét kezelés szignifikánsan (p < 0.001) csökkentette mind a klorofill-*a*, -*b*, illetve a karotinoidok

mennyiségét. Ez a szignifikáns különbség megmaradt a klorofill-a mennyiségeknél mindhárom kezelés között. A 10 és 20 mg dm⁻³ CdSO₄ kezelések hatására a klorofill-*b* mennyisége között is szignifikáns (p <0.01) különbséget figyeltünk meg. Míg a karotinoidok mennyisége között nem volt szignifikáns különbség, a két kadmium koncentrációval végzett kezelés között.



19. ábra: Az abszolút klorofill tartalom (mg g⁻¹) változása a különböző kadmium kezelések hatására a 26 napos kukorica növények 3. levelében (n=3 ± s.e.) kadmium kezelések (10 mg dm⁻³ CdSO₄, illetve 20 mg dm⁻³ CdSO₄); p <0.001***



20. ábra: Az abszolút klorofill tartalom (mg g⁻¹) változása a különböző kadmium kezelések hatására a 26 napos kukorica növények 3. levelében (n=12 ± s.e.) kadmium kezelések (**1:** kontroll, **2:** 10 mg dm⁻³ CdSO₄, **3:** 20 mg dm⁻³ CdSO₄); p <0.001***

4.2.4. A napraforgó hibridek relatív klorofill tartalmának alakulása a Cd kezelések függvényében

A különböző napraforgó hibridek relatív klorofill tartalma eltérő érzékenységgel reagált a kadmium kezelésekre (21. táblázat). A 2. leveleken mért klorofill kevésbé csökkent a növekvő kadmium –koncentrációk hatására, mint a 3. levekben mért relatív klorofill tartalom. Mindkét levélen mért értékeket figyelembe véve az NK Brio bizonyult a legérzékenyebbnek. A kontroll mérési eredményeket összevetve is ennek a hibridnek volt a legmagasabb relatív klorofill tartalma.

21. táblázat: A kadmium kezelése hatására a napraforgó hibridek relatív klorofill tartalmára (SPAD-érték) (n=5, Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: *p <0,05; **p <0,01; ***p <0,001; az egyes hibridek közötti különbséget a felső indexben lévő betűkkel jelöltem)

| | 2. levél | | | |
|---------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|----------------------------|----------------------------|
| | NK Brio | NK Neoma | NK Alego | Nova |
| Kontroll | 52,3 ^a ± 1,6 | 44, 2 ^b ± 1,1 | 43,0 ^b ± 1,49 | 42,7 ^b ± 2,32 |
| 1 mg dm⁻³ Cd | 44,7 ^a ± 2,5 | 45,8 ^a ± 1,9 | 40,7 ^b ± 1,61 | 40,6 ^b ± 1,28 |
| 5 mg dm⁻³ Cd | 42,6 ± 4,8* | 41,1 ± 3,3 | 42,5 ± 0,79 | 41,8 ± 3,08 |
| 10 mg dm⁻³ Cd | 40,1 ^a ± 3,3* | 36, 8 ^b ± 0,8* | 41,2 ^a ± 1,19 | 39,6 ^a ± 2,10 |
| | 3. levél | | | |
| Kontroll | 49,0 ^a ± 1,69 | 47,1 ^{ab} ± 0,90 | 41,2 ^c ± 1,24 | 43,9 ^{bc} ± 2,09 |
| 1 mg dm⁻³ Cd | 45,7 ^a ± 1,64* | 45,0 ^a ± 1,04 | 40,1 ^b ± 0,36 | 42,7 ^b ± 2,28 |
| 5 mg dm⁻³ Cd | 38,8 ± 1,50** | 39,5 ± 0,26*** | 38,2 ± 1,17* | 38,6 ± 3,13* |
| 10 mg dm⁻³ Cd | 32,5 ^a ± 3,20*** | 26,5 ^b ± 2,11*** | 38,1 ^{cd} ± 1,28* | 35,9 ^{ad} ± 2,41* |

A növekvő kadmium kezelése hatására csökkent a napraforgó levelek klorofill tartalma, mely megegyezik *Gadallah* (1995) eredményeivel. *Nyitrai* (1997) szerint a kadmium kezelése változást idézhetnek elő a növények hormon-háztartatásában is, amely hatással lehet a fotoszintetikus apparátus összetételére. A kadmium nagymértékben csökkenti a klorofill-protein komplexek, különösen a PSI mennyiségét az idősebb levelekben. A PSI nagyobb érzékenységét okozhatja, hogy a Cd gátolja az antioxidáns enzimeket (*Gallego et al.*, 1996). A kadmiummal kezelt növények klorofill tartalma, hasonlóan alacsony volt, mint a vashiányos növényekben, függetlenül az alkalmazott vas-komplextől. Az *in vivo* ¹⁴CO₂ fixáció több mint 50%-os gátlását okozta a kadmium, Fe-EDTA mellett, míg Fe-citrát hatására ez a 90%-ot is meghaladta (*Fodor et al.*, 1996).

4.2.5. Napraforgó hibridek fotoszintetikus pigment tartalmának változása Cd-kezelések hatására

Az alábbi napraforgó hibridek fotoszintetikus pigmentjeinek mennyisége és aránya, a különböző kadmium kezelések hatására a következő táblázatokban (22.-25. táblázat) láthatók. A napraforgónál többféle és kisebb kadmium koncentrációkat használtunk, mivel korábbi kísérleteinkben azt tapasztaltuk, hogy a 20 mg dm^{-3} kadmium koncentráció már jelentős mértékben károsítja, a növényeket.

A napraforgónál a fotoszintetikus pigmentek kevésbé reagáltak érzékenyen a kadmium kezelésekre. Igaz, a két növény reálisan csak a 10 mg dm^{-3} Cd koncentrációnál mért eredmények alapján hasonlíthatók össze. De még ezen eredmények is azt bizonyítják, hogy mindegyik napraforgó hibridnél volt (ak) olyan pigment csoportok, melyek ezen Cd-koncentrációnál sem mutattak szignifikáns csökkenést, a kontrollhoz képest. Ez leginkább azonban az idősebb, 2. levélen mért értékekre volt igaz. *Skórzyńska-Polit és Baszyński (1997)* szerint a fotoszintetikus apparátus érzékenysége függ a kadmium-kezelés időtartamától és a növény korától is. Megállapították, hogy a Cd-kezelés az idősebb növényekben alacsonyabb PSII aktivitást eredményezett, mint a fiatalabbakban. *Larbi et al., 2002* a Cd-kezelés hatását vizsgálták a cukorrépa fotoszintetikus pigmentjeire, megállapították, hogy a Cd hatására csökkent a levelek klorofill és karotinoid koncentrációja, nőtt a karotinoid/klorofill és a klorofill a/b arány.

22. táblázat: Napraforgó (*Helianthus annuus L. cv Nk Alego*) abszolút klorofill tartalma (mg g^{-1}) a Cd koncentrációk (mg dm^{-3}) függvényében

| NK Alego | kontroll | 1 mg L ⁻¹ Cd | 5 mg L ⁻¹ Cd | 10 mg L ⁻¹ Cd | kontroll | 1 mg L ⁻¹ Cd | 5 mg L ⁻¹ Cd | 10 mg L ⁻¹ Cd |
|----------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|
| | 2. levél | | | | 3. levél | | | |
| <i>Kl a</i> | 14,474 ^a ± 0,42 | 14,830 ^b ± 0,92 | 13,480 ^c ± 0,16 | 12,966 ^d ± 0,92 | 17,586 ^a ± 0,06 | 16,023 ^b ± 0,10 | 13,619 ^c ± 0,56 | 13,810 ^c ± 0,96 |
| <i>Kl b</i> | 5,097 ± 0,23 | 5,334 ± 0,79 | 4,449 ± 0,28 | 4,577 ± 0,67 | 8,268 ^a ± 0,25 | 6,517 ^b ± 0,33 | 5,087 ^c ± 0,12 | 5,349 ^c ± 0,96 |
| <i>Karotin</i> | 3,383 ± 0,13 | 3,698 ± 0,51 | 3,011 ± 0,37 | 3,156 ± 0,22 | 4,940 ^a ± 0,09 | 4,309 ^b ± 0,14 | 3,591 ^c ± 0,08 | 3,826 ^c ± 0,31 |
| <i>Kl a/b</i> | 2,84 | 2,78 | 3,03 | 2,83 | 2,13 | 2,46 | 2,68 | 2,58 |
| <i>Kl a/c</i> | 4,28 | 4,01 | 4,48 | 4,11 | 3,56 | 3,72 | 3,79 | 3,61 |

23. táblázat: Napraforgó (*Helianthus annuus L. cv Nk Brio*) abszolút klorofill tartalma (mg g^{-1}) a Cd koncentrációk függvényében

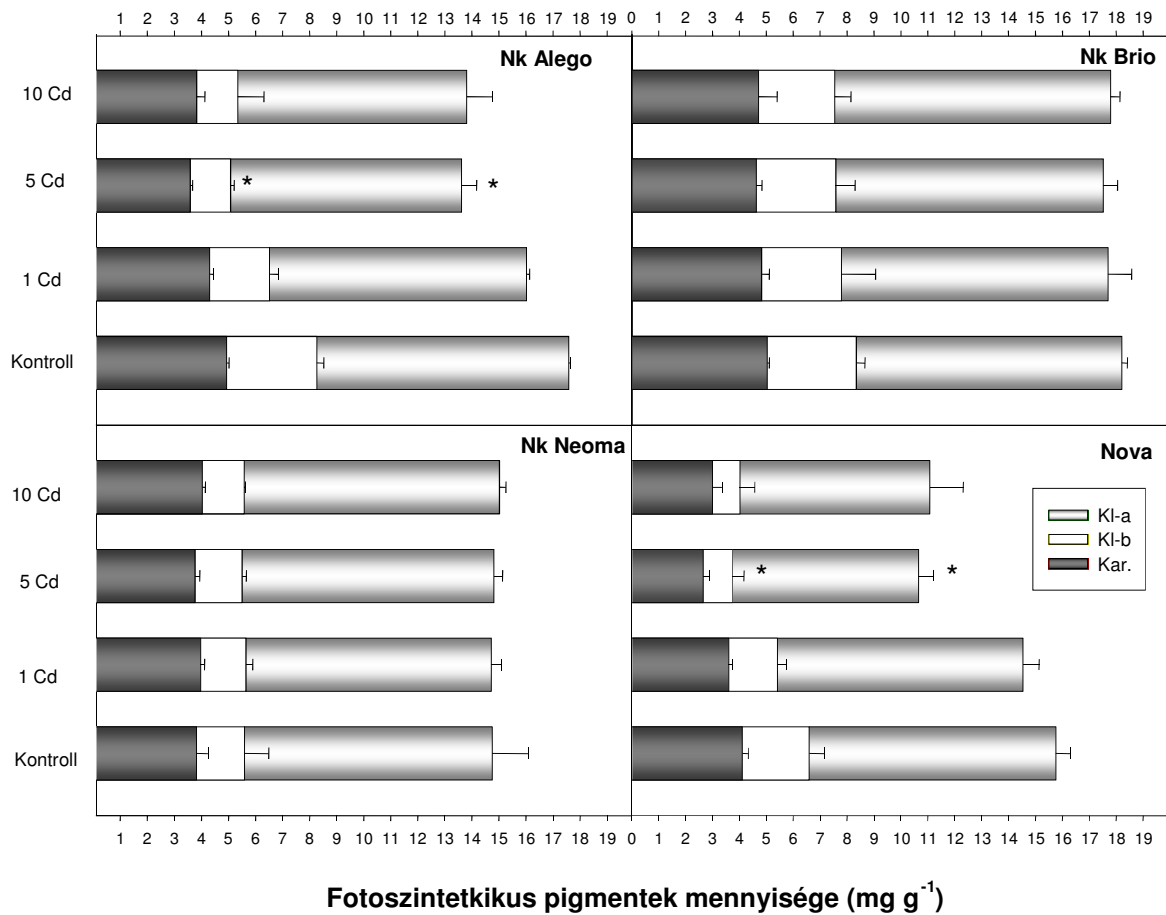
| NK Brio | kontroll | 1 mg L ⁻¹ Cd | 5 mg L ⁻¹ Cd | 10 mg L ⁻¹ Cd | kontroll | 1 mg L ⁻¹ Cd | 5 mg L ⁻¹ Cd | 10 mg L ⁻¹ Cd |
|----------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|-----------------------------|
| | 2. levél | | | | 3. levél | | | |
| <i>Kl a</i> | 16,338 ± 1,84 | 15,701 ± 1,33 | 14,915 ± 1,41 | 15,786 ± 9,33 | 18,210 ^a ± 0,21 | 17,698 ^a ± 0,87 | 17,523 ^a ± 0,52 | 11,860 ^b ± 10,27 |
| <i>Kl b</i> | 8,332 ^a ± 0,46 | 5,931 ^b ± 0,84 | 5,591 ^b ± 1,13 | 3,851 ^c ± 3,43 | 8,348 ^a ± 0,31 | 7,796 ^a ± 1,26 | 7,588 ^a ± 0,71 | 5,026 ^b ± 4,37 |
| <i>Karotin</i> | 4,648 ^a ± 0,03 | 3,982 ^b ± 0,32 | 3,544 ^b ± 0,27 | 3,889 ^b ± 0,00 | 5,041 ^a ± 0,07 | 4,826 ^a ± 0,28 | 4,631 ^{ab} ± 0,21 | 4,222 ^b ± 0,00 |
| <i>Kl a/b</i> | 1,96 | 2,65 | 2,67 | 2,80 | 2,18 | 2,27 | 2,31 | 2,36 |
| <i>Kl a/c</i> | 3,52 | 3,94 | 4,21 | 4,03 | 3,61 | 3,67 | 3,78 | 3,78 |

24. táblázat: Napraforgó (*Helianthus annus L. cv Nk Neoma*) abszolút klorofill tartalma (mg g⁻¹) a Cd koncentrációk függvényében

| NK Neoma | kontroll | 1 mg L ⁻¹ Cd | 5 mg L ⁻¹ Cd | 10 mg L ⁻¹ Cd | kontroll | 1 mg L ⁻¹ Cd | 5 mg L ⁻¹ Cd | 10 mg L ⁻¹ Cd |
|---------------|--------------|-------------------------|-------------------------|--------------------------|--------------|-------------------------|-------------------------|--------------------------|
| | 2. levél | | | | 3. levél | | | |
| Kl a | 11,649± 0,66 | 13,335± 0,96 | 12,554± 1,39 | 12,524± 0,91 | 14,748± 1,33 | 14,716± 0,39 | 14,812± 0,32 | 15,019± 0,24 |
| Kl b | 4,120± 0,41 | 4,921± 0,61 | 4,856± 0,22 | 4,314± 0,12 | 5,597± 0,89 | 5,649± 0,25 | 5,506± 0,15 | 5,584± 0,04 |
| Karotin | 2,862± 0,21 | 3,434± 0,20 | 3,190± 0,35 | 3,173± 0,08 | 3,818± 0,43 | 3,972± 0,14 | 3,768± 0,17 | 4,036± 0,11 |
| Kl a/b | 2,83 | 2,71 | 2,59 | 2,90 | 2,63 | 2,61 | 2,69 | 2,69 |
| Kl a/c | 4,07 | 3,88 | 3,94 | 3,95 | 3,86 | 3,70 | 3,93 | 3,72 |

25. táblázat: Napraforgó (*Helianthus annus L. cv Nova*) abszolút klorofill tartalma (mg g⁻¹) a Cd koncentrációk függvényében

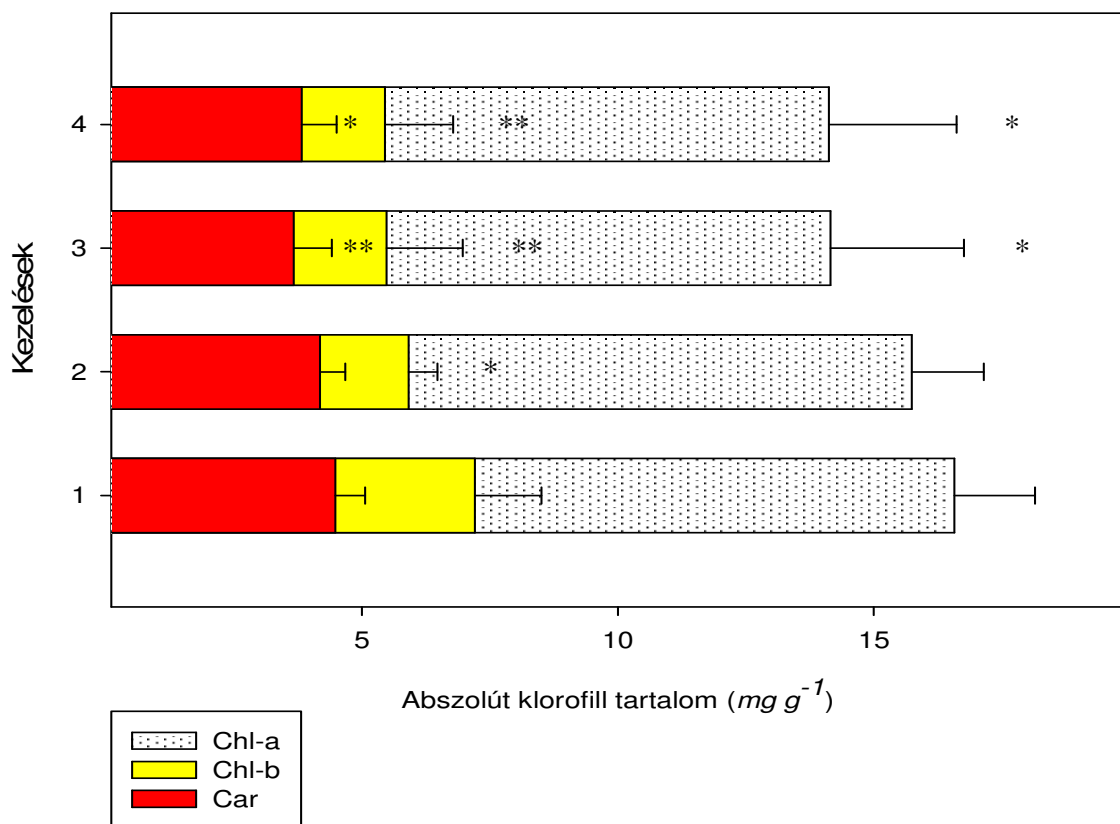
| Nova | kontroll | 1 mg L ⁻¹ Cd | 5 mg L ⁻¹ Cd | 10 mg L ⁻¹ Cd | kontroll | 1 mg L ⁻¹ Cd | 5 mg L ⁻¹ Cd | 10 mg L ⁻¹ Cd |
|---------------|--------------|-------------------------|-------------------------|--------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|
| | 2. levél | | | | 3. levél | | | |
| Kl a | 12,924± 0,54 | 11,800± 1,78 | 12,418± 0,24 | 12,282± 0,80 | 15,755 ^a ± 0,55 | 14,540 ^a ± 0,59 | 10,654 ^b ± 0,56 | 11,079 ^b ± 1,24 |
| Kl b | 4,613± 0,28 | 4,470± 0,76 | 5,106± 0,04 | 4,593± 0,35 | 6,595 ^a ± 0,57 | 5,414 ^b ± 0,31 | 3,743 ^c ± 0,43 | 4,026 ^c ± 0,54 |
| Karotin | 2,934± 0,12 | 2,624± 0,50 | 2,513± 0,04 | 2,761± 0,40 | 4,112 ^a ± 0,22 | 3,604 ^a ± 0,16 | 2,659 ^b ± 0,23 | 2,998 ^b ± 0,35 |
| Kl a/b | 2,80 | 2,64 | 2,43 | 2,67 | 2,39 | 2,69 | 2,85 | 2,75 |
| Kl a/c | 4,40 | 4,50 | 4,94 | 4,45 | 3,83 | 4,03 | 4,01 | 3,70 |



21. ábra: Az abszolút klorofill tartalom (mg g^{-1}) változása a különböző kadmium kezelések hatására a 26 napos napraforgó növények 3. levelében ($n=3 \pm \text{s.e.}$) kadmium kezelések ($1 \text{ mg dm}^{-3} \text{ CdSO}_4$, $5 \text{ mg dm}^{-3} \text{ CdSO}_4$, $10 \text{ mg dm}^{-3} \text{ CdSO}_4$); $p < 0.05^*$)

A napraforgónál az Nk Brio és Nk Neoma hibrideknél nem volt jelentős csökkenés a fotoszintetikus pigmentek mennyiségében a kadmium kezelések hatására (21. ábra). Vagyis ezek a hibridek fotoszintetikus pigmentjei kevésbé bizonyultak érzékenyek a kadmiummal szemben. Az Nk Alego illetve Nova viszont érzékenyebben reagált, de a kontrollhoz képest csak az $5 \text{ mg dm}^{-3} \text{ Cd}$ koncentráció okozott szignifikáns csökkenést (20-30 %) a fotoszintetikus pigment tartalomban. A kukorica és napraforgó eredményeket tekintve azonban megállapítható, hogy a fotoszintetikus pigmentek szintézise a napraforgónál kevésbé érzékenyek a kadmium kezelésre, mint a kukoricánál. Vagyis a napraforgó szárazanyag termelését valószínűleg nem a fotoszintetikus pigmentek mennyiségének csökkenése révén gátolja, hanem valamilyen más folyamaton keresztül.

A napraforgó hibridek összesített eredményei alapján (22. ábra) a kontrollhoz képest az 1 mg dm⁻³ Cd koncentráció nem okozott szignifikáns különbséget a klorofill-*a* mennyiségében, azonban az 5 és 10 mg dm⁻³ Cd kezelés hatására már jelentősen csökkent (≈ 20%) a klorofill-*a*. A klorofill-*b* mennyisége is hasonló módon alakult a kezelések hatására, de itt a magasabb Cd adagnál még jelentősebb csökkenés (≈25%) volt kimutatható és az 1 mg dm⁻³ Cd koncentrációnál is szignifikáns (p <0.5) csökkenést eredményezett a kontrollhoz képest. A karotinoidoknál viszont az 5 mg dm⁻³ kadmium koncentráció mellett volt a legjelentősebb csökkenés. A napraforgónál az egyes kadmium kezelések között nem volt szignifikáns különbség kimutatható.

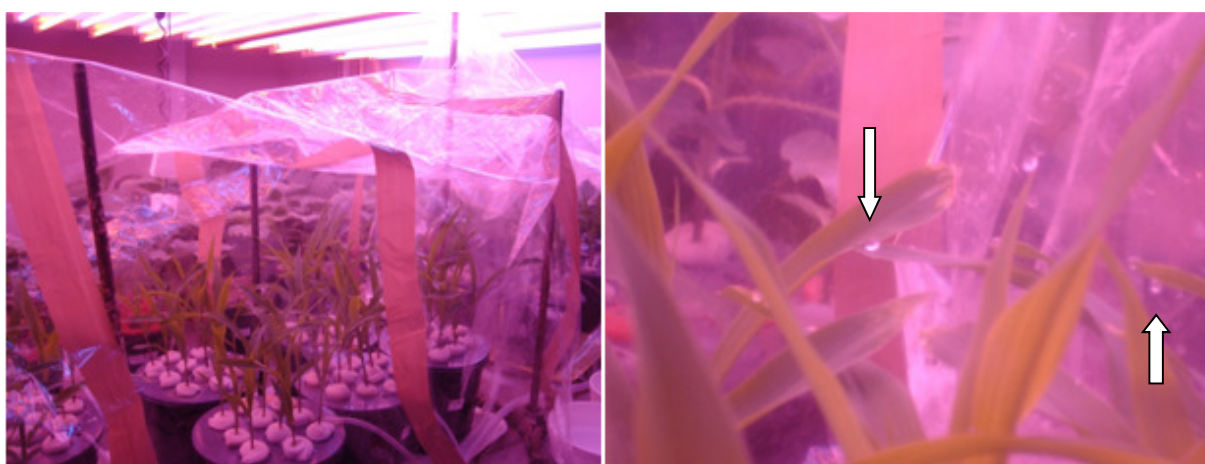


22. ábra: Az abszolút klorofill tartalom (mg g⁻¹) változása a különböző kadmium kezelések hatására, a 26 napos napraforgó növények 3. levelében (n=12 ± s.e.) kadmium kezelések (**1:** kontroll, **2:** 10 mg dm⁻³ CdSO₄, **3:** 20 mg dm⁻³ CdSO₄); p <0.05*, p <0.01**)

Az eredmények megegyeznek *Ferretti et al.* (1993) eredményeivel, miszerint a nehézfémek hatására csökken a fotoszintézis, valamint a klorofillok mennyisége, noha ez a napraforgónál nem volt olyan kifejezett, mint a kukoricánál.

4.2.6. Az apoplazmatikus pH alakulása kukorica hibridekben a Cd koncentráció függvényében

A növények a hidatódák segítségével képesek vizet kiválasztani magas páratartalom esetén, amikor a transpiráció gátolt, de a gyökérintomás - a növényen belüli vízszállítás alsó végmozgatója - működik. A hidatódák (víznyílás) a levél csúcson vagy széleken lévő specializált (gázcsere nyílásokhoz hasonló alakú, de mindig nyitott állapotban lévő) szerv. Guttáláskor a levelek csúcsán, szélén figyelhetők meg guttációs cseppek, amely a xilémben lévő vizet és a benne oldott összetevőket (pl. sók, cukrok) tartalmazza. A guttáció jól mutatja a gyökérintomás jelentőségét, ilyenkor a párologtatás lecsökken, az ebből adódó szívóerő nem működik.



23. ábra: Guttációs cseppek kukorica levélen

26. táblázat: Guttációs csepp pH-jának alakulása a különböző koncentrációjú kadmium (CdSO_4) kezelésekre kukorica hibrideken (n=5-7)

| Hibrid | Kezelés | $\text{pH}_{\text{guttációs csepp}}$ | ΔpH |
|--------|------------------------------------|--------------------------------------|-------------------|
| MV 343 | Kontroll | $9,1 \pm 0,71$ | |
| | $10 \text{ mg dm}^{-3} \text{ Cd}$ | $9,0 \pm 0,44$ | -0.1 |
| | $20 \text{ mg dm}^{-3} \text{ Cd}$ | $7,9 \pm 1,41$ | -1.2 |
| MV 500 | Kontroll | $8,6 \pm 0,22$ | |
| | $10 \text{ mg dm}^{-3} \text{ Cd}$ | $8,3 \pm 0,00$ | -0.3 |
| | $20 \text{ mg dm}^{-3} \text{ Cd}$ | $8,1 \pm 1,26$ | -0.5 |
| De 285 | Kontroll | $8,7 \pm 0,74$ | |
| | $10 \text{ mg dm}^{-3} \text{ Cd}$ | $8,1 \pm 0,66$ | -0.6 |
| | $20 \text{ mg dm}^{-3} \text{ Cd}$ | $7,2 \pm 0,40$ | -1.5 |

A növényeket magas páratartalmú térbe helyeztem 23. ábra, majd a guttációs cseppek megjelenése után mértem azok pH-ját. A levelek apoplazmatikus pH-ját vizsgálva megállapítottam, hogy a kontroll növények pH-ja mindhárom hibridnél a

bázikus tartományba esik (8.6 – 9.1). A növekvő kadmium koncentrációk hatására pedig csökkent a pH értéke. A 10 mg dm⁻³ Cd koncentrációnál ez 8.1 – 9.0 között alakult, míg a 20 mg dm⁻³ Cd kezelésnél 7.2 és 8.1 között változott a pH értéke (26. táblázat).

A növények számára a gyökéren keresztül történő vízszállítás létfontosságú, mivel a növény vízellátásán kívül, az ionellátását is meghatározza. Az ily módon felvett ionok és molekulák mennyiségét a növényekben, nagymértékben befolyásolják a membránok transzport mechanizmusai, amelyek különösen érzékenyek a nehézfémekre (*Marschner és Römheld, 1983*). Fodor et al. (1995) megállapították, hogy a kadmium kezelése hatására a napraforgóban és búzában a membránok rigidebbekké váltak és az ATP-áz aktivitás is lecsökkent. Azonban *Burzyński és Kolano (2003)* szerint a kukorica gyökérből izolált plazmalemmában nem volt kimutatható az ATP-áz hidrolitikus aktivitásának csökkenése. A kadmium gátolja a gyökérlégzést is (*Llamas et al., 2000*).

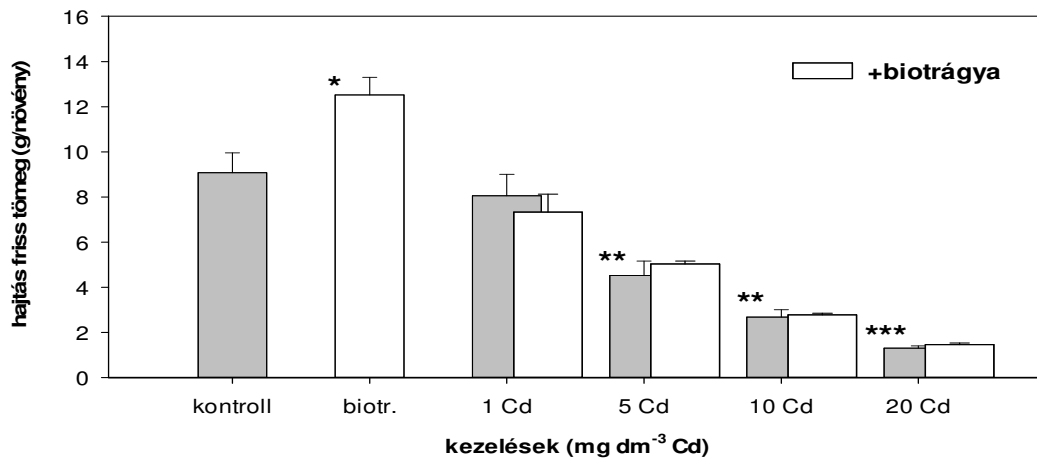
A citoszol átlagos pH értéke 7.5, míg az apoplast és a vakuólum átlagos pH-értéke 5.5 (*Tai és Zeiger, 2010*). A guttációs cseppek pH értéke az apoplazmatikus pH-érték alakulásáról nyújt információt. Mindegyik hibridnél általános tendencia, hogy a növekvő Cd-koncentráció hatására csökkent a guttációs cseppek pH-ja. Ennek egyik lehetséges oka, hogy a vakuólumba bekerülő Cd²⁺ hatására H⁺ -ionok áramolnak onnan ki a citoszolba, csökkentve annak pH-ját. A Cd²⁺ ionok több csatornán keresztül is átjuthatnak a citoszolból a vakuólumba. Az egyik lehetséges út az antiportereken keresztül, a másik amikor a Cd-PC komplexet képezve az ún. ABC transzporterén keresztül, amely ATP felhasználásával jár. A légzési lánc működése során protonok pumpálódnak a mátrixból az intermembrán térbe, így kémiai és elektromos potenciál alakul ki. A kialakuló protongradiens működteti az ATP szintetizáló komplexet. A protonok számára a membrán nem átjárható, visszaáramlásuk csak az ATP szintáz komplexen keresztül történhet, vagyis az átjutás ATP szintézisével kapcsolt folyamat.

4.3. Kadmium stressz és a biotrágya kezelések hatása kukoricára és napraforgóra

A vizsgálataim során megállapítottam, hogy már a kis koncentrációjú kadmium kezelések is jelentős változásokat, károsodásokat idéznek elő a növényekben. Napjainkban azonban az erőteljesen növekvő népesség igényeinek kielégítésére, egyre nagyobb területeket kell kiaknázni a mezőgazdaságnak. Így akár gyengébb minőségű, esetleg szennyezett talajokat is bevonhatnak a termelésbe. Ezért a kísérletembe egy olyan alternatív környezetkímélő anyagot használtam, amellyel esetlegesen csökkenteni lehet a kadmium- stressz okozta tüneteket a termesztett növényekben, mellyel piacképesebbé lehetne tenni az egyes növényeket, (mivel számos növénynél, így a mák és a tök esetében is, akár 1 mg kg^{-1} Cd mennyiség túllépése is gátolja az értékesíthetőségét). Ilyen alternatív lehetőségként egy biotrágyát vontam be a kísérleteimbe. A biotrágya alatt azon termékeket értem, amelyek olyan élő mikroorganizmusokat tartalmaznak, melyek fontos szerepet játszanak a talajéletben és a növények tápanyagellátásában. Az ilyen mikrobiális közösség, mely jótékony hatást fejt ki a növények növekedésére a gyökérzetükkel való kolonizáció kapcsán a növény növekedését elősegítő rhizobaktériumoknak (PGRB) is nevezik (*Koppler és Schroth, 1978*). Az elmúlt három évtizedben számos vizsgálatot végeztek a PGRB-ok azonosítására, a különböző növénytermesztési rendszerekben és agrár-ökológiai zónákban (*Vessy, 2003; Zahir et al., 2004.*). Mivel a biotrágyák egyik előnye, hogy elősegítik a tápanyagfelvételt, kérdésként merülhet fel az alkalmazhatóságuk a kadmiummal szennyezett területeken. A további vizsgálataimban az ezekkel kapcsolatos mérési eredményeimet ismertetem.

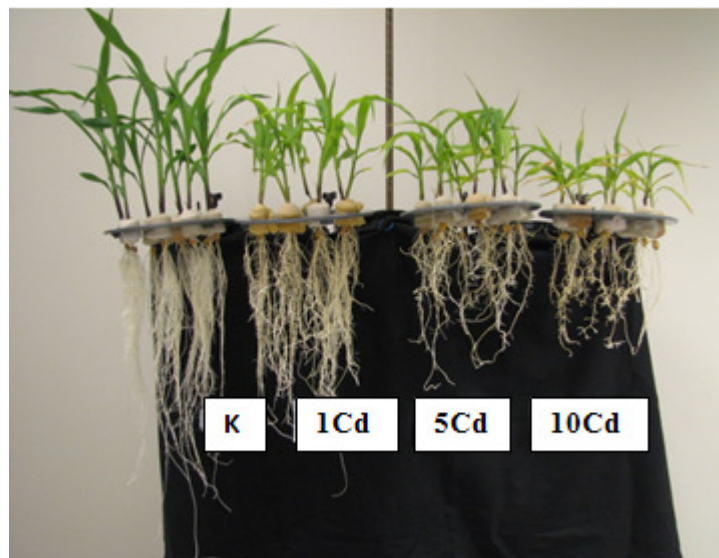
4.3.1. A friss tömeg változása Cd és biotrágya kezelés hatására

A kukorica hajtás friss tömegének mért értékeit mutatja be a *24. ábra*, különböző koncentrációjú kadmium és biotrágya kezelések hatására. Eredményeink szerint az alkalmazott kadmium kezelések csökkentették a teszt növényként választott kukorica hajtásának friss tömegét. Amint az a *25. ábrán* látható, már 1 mg dm^{-3} koncentrációjú kadmium is 10%-kal kisebb friss tömeget eredményezett a kontrollhoz viszonyítva. A talajok átlagos kadmium tartalma néhány tized mg kg^{-1} , azaz $0,5\text{-}1 \text{ mg kg}^{-1}$ közötti értékek fordulhatnak elő (*Kádár, 1991*), amelyet a már korábban említett szennyező források tovább emelhetnek.



24. ábra: Különböző koncentrációjú kadmium (Cd) és biotragya kezelés hatása kukorica friss tömegére (g/növény). (n=6-8 ±s.e) (kontrollhoz képest Cd kezelés hatása: P <0.05*, p <0.01**, p <0.001***)

Az általunk alkalmazott nagyobb mennyiségű kadmium kezelés jelentősen (50-85%), csökkentette a friss tömeget a kontrollhoz képest, amely szignifikánsnak bizonyult. A biotragya kezelés hatására viszont a kontrollhoz képest közel 30%-kal nagyobb volt a friss tömeg (24., 26. ábra). Azokban az esetekben, amikor a kadmium kezeléseket biotragyával egészítettük ki, az 1 mg dm⁻³ Cd koncentráció kivételével kismértékben, de növekedett a friss tömeg mennyisége, a biotragya kezelést nem kapott növényekhez viszonyítva, de a kadmium koncentráció növelésével fokozódó növekedés gátlása ezeknél a növényeknél is megfigyelhető.



Fotó: Gajdos, 2008

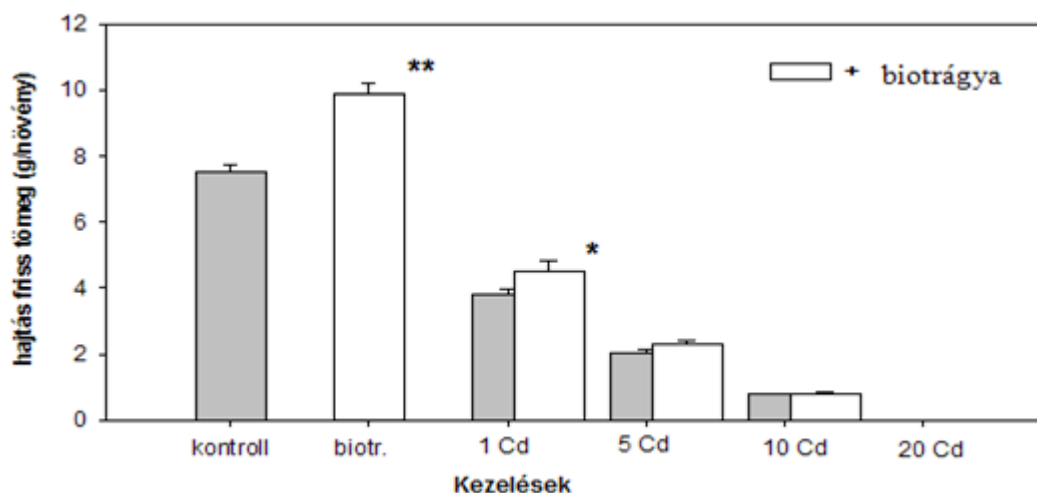
25. ábra: A növekvő kadmium koncentráció (mg dm⁻³) hatása a friss tömegre (a kontrollhoz képest) kukorica növényen



Fotó: Gajdos, 2008

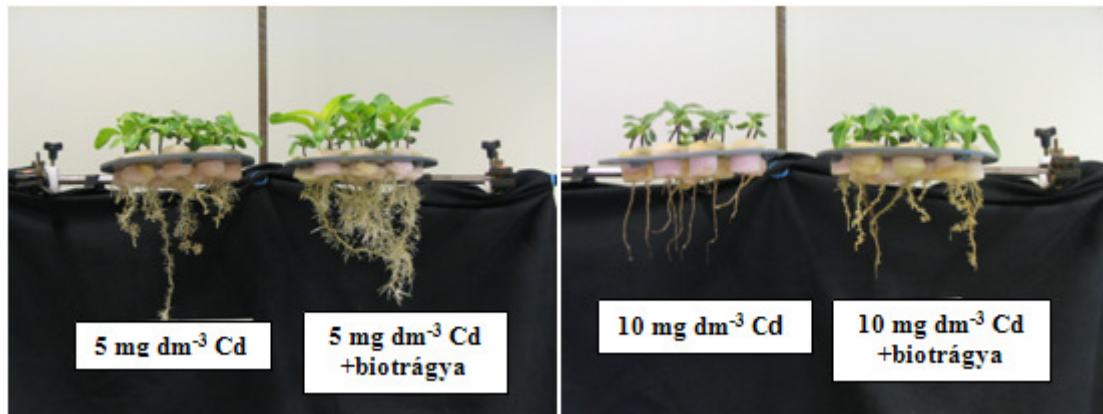
26. ábra: A biotrágya a kadmium kezelés (mg dm^{-3}) hatása a kukorica hajtás és gyökér növekedésére

A 27. ábra a napraforgó hajtás friss tömeg értékeit mutatja be, különböző koncentrációjú kadmium és biotrágya kezelések hatására. A kukorica eredményeihez képest a napraforgónál a kadmium kezelések jelentősebben csökkentették a hajtás friss tömegét. Már 1 mg dm^{-3} kadmium is 50%-kal kisebb friss tömeget eredményezett a kontrollhoz képest, ez a kukorica esetében csak 10% volt. A napraforgó érzékenyebbnek bizonyult a kukoricánál, mivel a 20 mg dm^{-3} kadmium koncentrációnál már nem is tudtuk a növényeket felnevelni, a 30. ábrán is csak a szemléltetés miatt hagytuk jelölve ezt a kezelést is.



27. ábra: Különböző koncentrációjú kadmium (Cd) és biotrágya kezelés hatása napraforgó friss tömegére (g/növény). ($n=6-8 \pm \text{s.e}$) (kontrollhoz képest Cd kezelés hatása: $p < 0.05^*$, $p < 0.01^{**}$)

A biotrágya kezelés hatására a kontrollhoz képest 25%-kal nagyobb friss tömeget mértem a napraforgónál. Azokban az esetekben, amikor a kadmium kezeléseket biotrágyával egészítettük ki, az 1 mg dm⁻³ Cd koncentrációnál szignifikánsan növekedett a friss tömeg mennyisége. Míg az 5 és 10 mg dm⁻³ Cd koncentrációnál ugyan a biotrágyával kiegészített kadmium kezeléseknél nagyobb volt a hajtás és a gyökér növekedése, azonban nem volt kimutatható szignifikáns különbség (28. ábra).



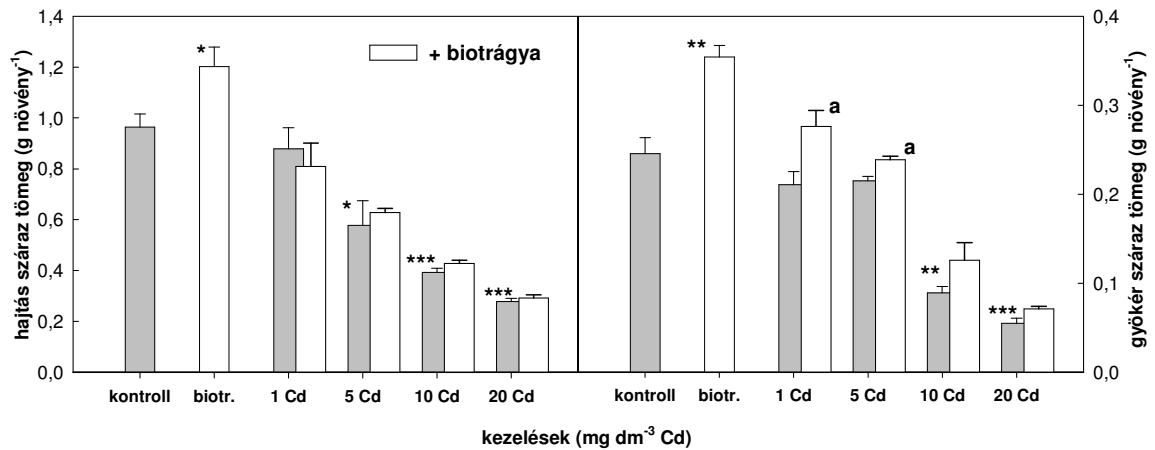
Fotó: Gajdos, 2008

28. ábra: A biotrágya a kadmium kezelés hatása a napraforgó hajtás és gyökér képződésére

4.3.2. Cd és biotrágya kezelés hatása a száraz anyag tartalom változására

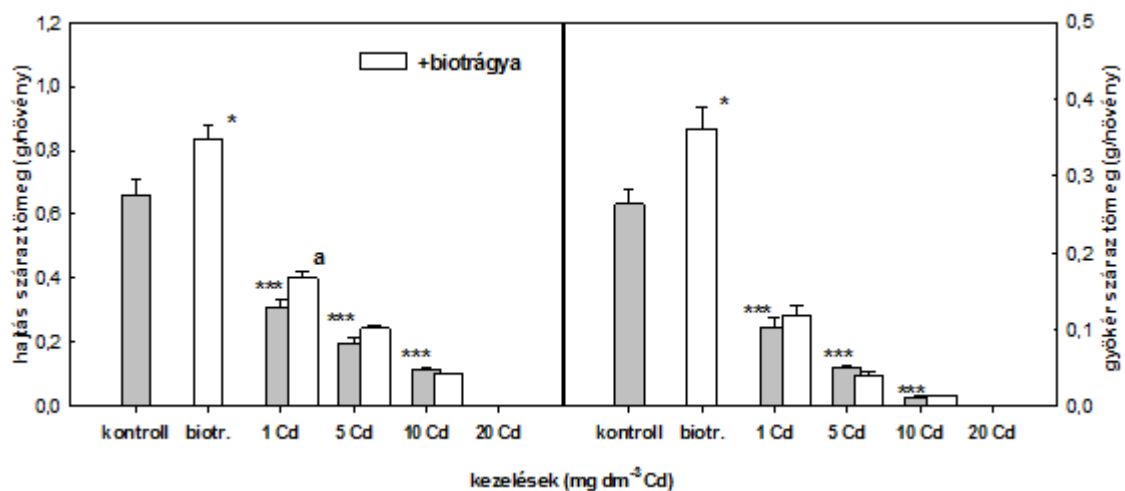
A 29. ábra kukorica hajtás és a gyökér száraz anyag tartalmának a változását mutatja be különböző koncentrációjú kadmium és biotrágya kezelés hatására. A hajtás száraz anyag tartalma már az 1 mg dm⁻³ Cd kezelés hatására is alacsonyabb a kontrollhoz képest, azonban az 5, 10, és a 20 mg dm⁻³-es Cd kezeléseknél szignifikánsan kisebb a kontrollhoz képest. A gyökér esetében hasonló változást tapasztaltunk, azaz a kadmium kezelés hatására csökken a száraz anyag tartalom, ez az 1 és 5 mg dm⁻³ Cd kezelésnél kisebb mértékű volt, míg a 10 és 20 mg dm⁻³ Cd koncentrációknál 60-80%-kal kisebb száraz anyag tartalmat mértünk a kontrollhoz viszonyítva. A biotrágya kezelés mind a hajtás, mind a gyökér esetében növelte a száraz anyag mennyiségét. Ez a pozitív hatás szárazanyag termelésre a gyökérnél nagyobb mértékű volt (30%), mint a hajtásnál (20%). A kadmium kezelés mellett alkalmazott biotrágya kiegészítés a hajtás friss tömegénél (29. ábra) tapasztalt változásokhoz hasonlóan az 1 mg dm⁻³ Cd kezelés kivételével nagyobb száraz anyag tartalom volt mérhető, mint a biotrágya alkalmazása nélkül, de az eltérések nem szignifikánsak.

A biotrágya kezelés hatására a kadmiummal kezelt növények gyökereinek száraz anyag tartalma nagyobb volt, mint a biotrágya hozzáadása nélküli kadmium kezelésnél. Továbbá az 1 és 5 mg dm⁻³ Cd és biotrágya kezelésnél a különbségek szignifikánsak voltak.



29. ábra: Kukorica hajítás és gyökér száraz anyag (g/növény) tartalmának változása különböző koncentrációjú kadmium (Cd) kezelés hatására, valamint biotrágya alkalmazása esetén. (n=6-8 ±s.e) (kontrollhoz képest Cd kezelés hatása: p <0.05*, p <0.01**, p <0.001***; biotrágya kezelés hatása p <0.05^a)

A napraforgó hajítás és gyökér száraz anyag tartalmának a változását különböző koncentrációjú kadmium és biotrágya kezelés hatására a 30. ábra mutatja be.



30. ábra: Napraforgó hajítás és gyökér száraz anyag (g/növény) tartalmának változása különböző koncentrációjú kadmium (Cd) kezelés hatására, valamint biotrágya alkalmazása esetén. (n=6-8 ±s.e) (kontrollhoz képest Cd kezelés hatása: p <0.05*, p <0.01**, p <0.001***; biotrágya kezelés hatása p <0.05^a)

A napraforgó hajtás száraz anyag tömege az alkalmazott legkisebb Cd kezelésekben (1 mg dm^{-3}) is szignifikánsan kisebb a kontroll eredményekhez viszonyítva. A napraforgó gyökér száraz anyag tömege is szignifikánsan csökkent a kadmium kezelések hatására a kontrollhoz képest. Mind a hajtás, mind a gyökér száraz anyag tömegének a kadmium kezelés hatására bekövetkezett csökkenése a napraforgónál nagyobb mértékű volt, mint a kukoricánál. Már 1 mg dm^{-3} Cd kezelés 50-60%-kal kisebb száraz anyag tömeget eredményez a napraforgó hajtása és gyökere esetén is. A biotrágya kezelés a legtöbb esetben fokozta a hajtás száraz anyag gyarapodását a kadmium kezeléseknél, mely a 1 mg dm^{-3} Cd koncentrációnál szignifikáns volt. A napraforgó gyökerének száraz anyag tömegét vizsgálva megállapíthatjuk, hogy az 1 mg dm^{-3} Cd kezelésnél a kiegészítő biotrágya nem adott szignifikánsan nagyobb értéket, viszont a többi kadmium koncentrációnál nem tudtuk kimutatni a biotrágya kedvező hatását, mint a kukoricánál.

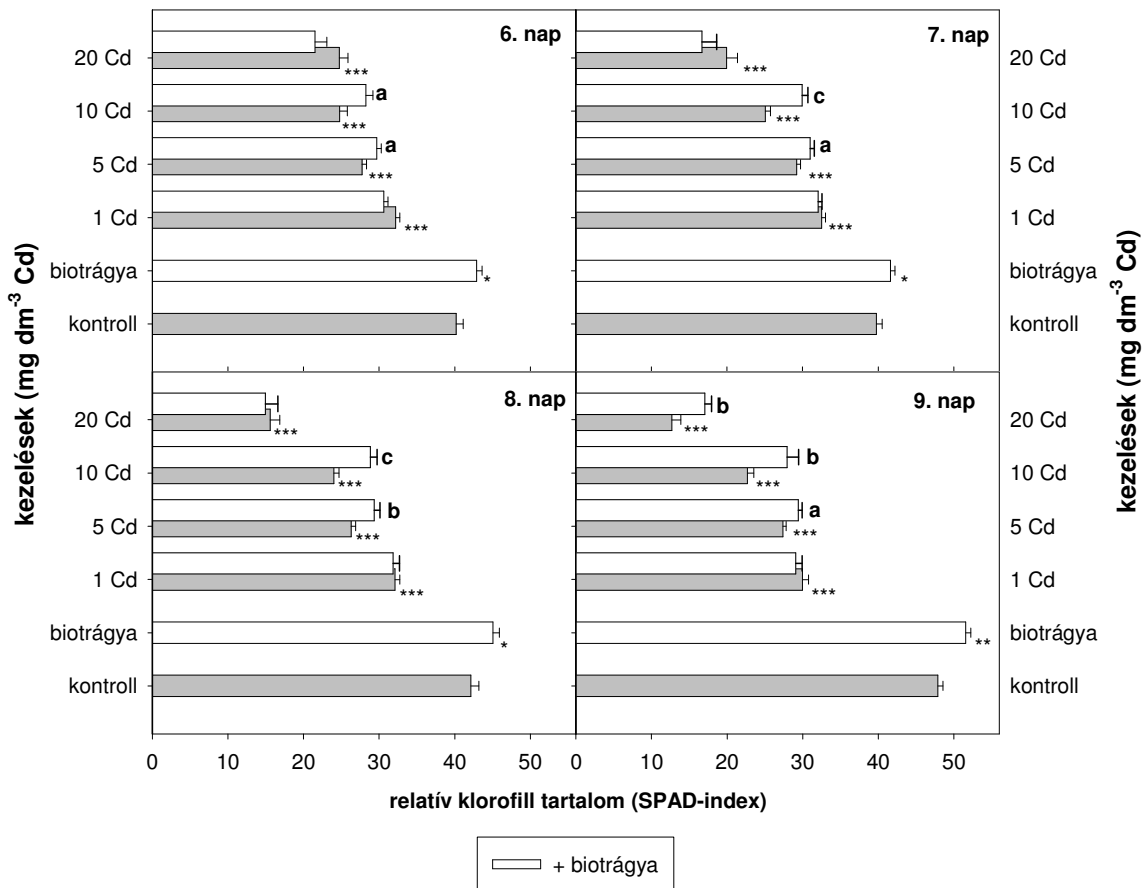
4.3.3. A relatív klorofill tartalom (Spad-index) változása Cd és biotrágya kezelés hatására

A szárazanyag termelés szempontjából az egyik leginkább meghatározó anyagcsere-folyamat a fotoszintézis. A fotoszintézis intenzitása, a fotoszintetikus pigmentek működésének és mennyiségének a függvénye. Ebből a szempontból is központi jelentősége van az egyik fő pigment csoportnak, a klorofilloknak. A klorofill tartalom és a szárazanyag gyarapodás között szoros pozitív korreláció van. Vizsgálataink során nyomon követtük, hogy kadmium és biotrágya kezelés hatására hogyan változik a levelek relatív klorofill tartalma, melyet SPAD-indexben fejeztem ki a *31. ábrán*.

A kadmium kezelés hatására szignifikánsan csökkent a relatív klorofill tartalom. Stobart et al. (1985), valamint De Filippis és Ziegler (1993) eredményei szerint a kadmium zavart okoz a kloroplasztisz metabolizmusban azáltal, hogy gátolja a klorofill bioszintézist és csökkenti a CO_2 fixációban résztvevő enzimek aktivitását. Eredményeink alátámasztják ezt a megfigyelést, mivel a kontrollhoz képest, a hatodik napon már az 1 mg dm^{-3} Cd kezelés is mintegy 20% csökkenést eredményezett a relatív klorofill tartalomban. Ez a csökkenés 30-40%-os volt a magasabb kadmium koncentrációnál. A kezelés további napjaiban az 1 és 5 mg dm^{-3} Cd koncentrációk nem okoztak további számottevő csökkenést a SPAD-indexben, viszont a nagyobb koncentrációkban alkalmazott kadmium kezeléseknél további csökkenést tapasztaltunk.

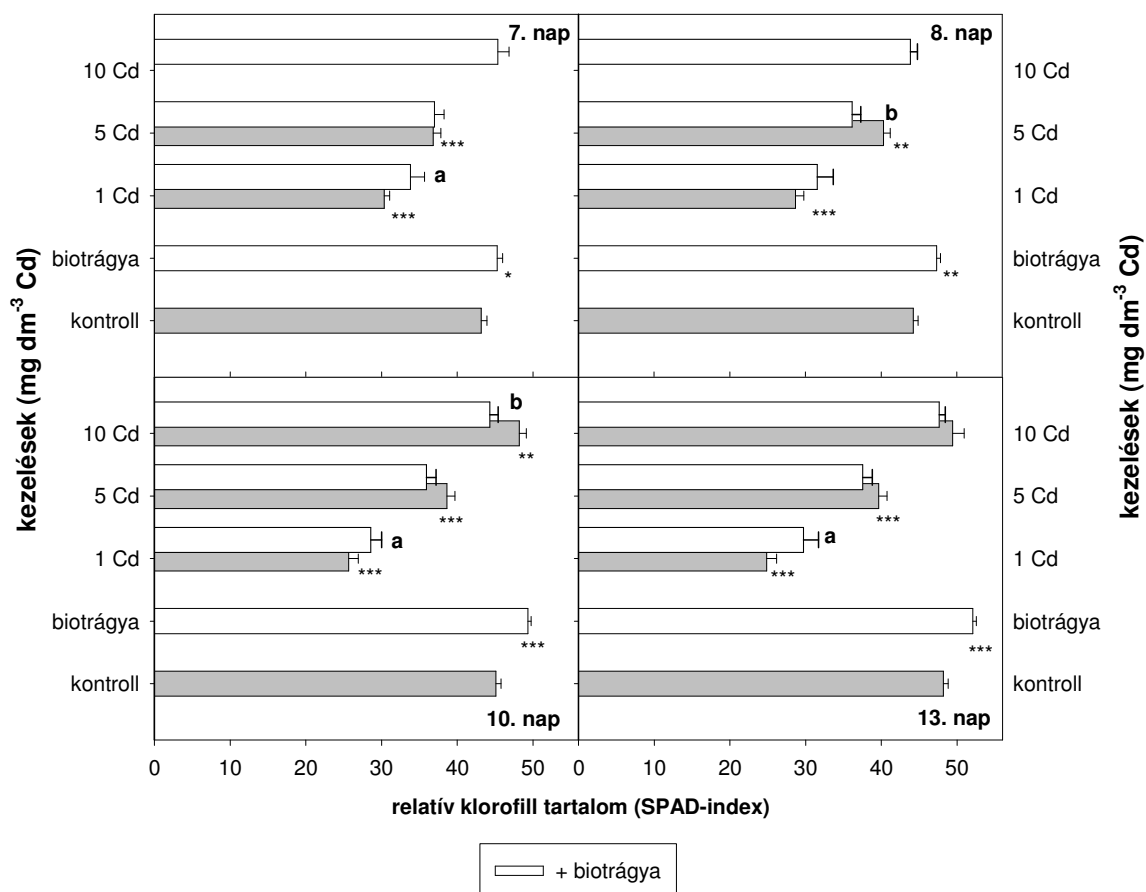
Így például a 10 mg dm⁻³ Cd-nál -a kilencedik napon a hatodik naphoz képest- további 10%-kal csökkent a relatív klorofill tartalom értéke.

Az önmagában alkalmazott biotrágya kezelés hatására a kontrollhoz képest közel 10%-kal nagyobb relatív klorofill tartalom értékeket mértünk a 6. napon, viszont a további napokban ez szignifikánsan csökkent. Eredményeink szerint a biotrágya kiegészítés kompenzálta a kadmium kezelés relatív klorofill tartalmat csökkentő hatását. A kadmium kezeléssel párhuzamosan alkalmazott biotrágya kezelés az 5 és 10 mg dm⁻³-es koncentrációk esetében szignifikánsan nagyobb SPAD-index értékeket eredményezett, az 5 és 10 mg dm⁻³ kadmium kezelésekhez képest. A kezelés 9. napján a 20 mg dm⁻³ Cd + biotrágya kezelésnél szignifikánsan nagyobb relatív klorofill tartalmat mértünk, a SPAD-index mintegy 27%-kal volt nagyobb, mint a 20 mg dm⁻³ kadmium kezelésnél.



31. ábra: A relatív-klorofill tartalom (SPAD-index) értékének változása különböző koncentrációjú kadmium (Cd) és biotrágya kezelés hatására 6, 7, 8 és 9 napja kezelt kukorica növény esetében. (n=80-100 ±s.e) (kontrollhoz képest Cd kezelés hatása: p <0.05*, p <0.01**, p <0.001***; biotrágya kezelés hatása p <0.05^a, p <0.01^b, p <0.001^c)

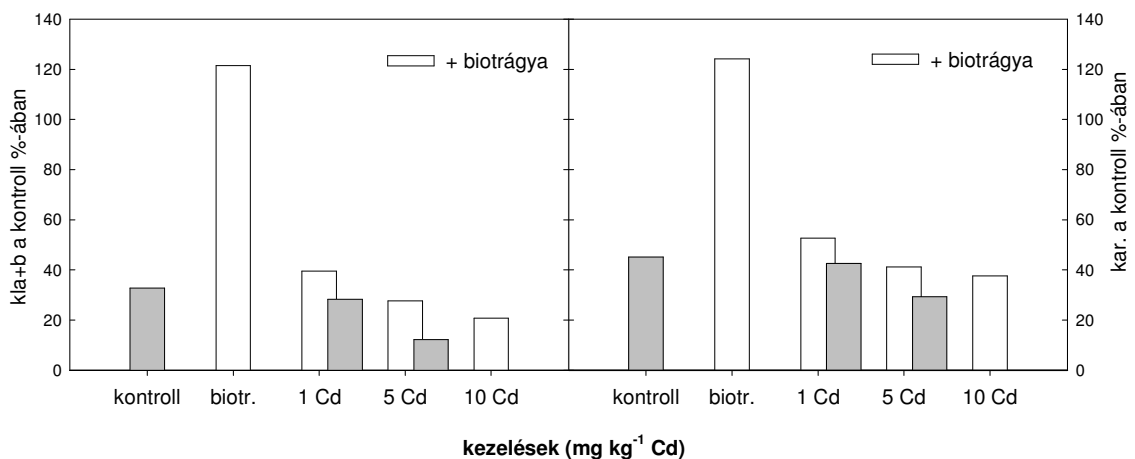
A napraforgó hajtás relatív klorofill tartalmának változását kadmium és biotrágya kezelés hatására, az idő függvényében a 32. ábra mutatja be. Míg a kukoricánál az alkalmazott kadmium kezelések hatására a koncentráció függvényében csökkent a relatív klorofill tartalom, addig a napraforgónál kicsit bonyolultabb a helyzet. Az 1 mg dm⁻³ kadmium koncentráció szignifikánsan csökkentette a Spad-index értékét már az első mérési, azaz a hetedik napon. Ez a csökkenés figyelhető meg a kukoricánál is, de itt attól nagyobb mértékű, a kontrollhoz képest 30%-kal kisebb Spad-indexet mértünk az 1 mg dm⁻³ kadmium kezelés hatására. A többi mérési napon tovább csökkent a különbség a kontroll és az 1 mg dm⁻³ kadmiummal kezelt növények Spad-indexe között, a 13. napos napraforgó növények esetében közel 51%-kal alacsonyabb a kezelt minták relatív klorofill tartalma. Az 5 és 10 mg dm⁻³ kadmium kezelés hatására a kontrollhoz képest nem volt szignifikáns különbség a Spad-index értékeiben, az 1 mg dm⁻³ Cd kezeléssel összehasonlítva viszont a nagyobb kadmium koncentráció nem okozott nagyobb mértékű csökkenést, mint azt a kukorica hajtás esetében tapasztalhattuk. A nagyobb kadmium koncentrációval kezelt napraforgó növények ugyan kisebbek, 'satnyábbak' voltak – amint az a hajtás friss tömeg értékein (27. ábra) és a hajtás száraztömeg értékeknél is látható (30. ábra) –, mégis ez a relatív klorofill tartalmukon nem látszik. Valószínűleg a kezelés inkább gátolta a szárazanyag gyarapodást, mint a klorofill szintézist, ezért az eltérő hatás eredményeképpen a kisebb tömegben a kevésbé csökkenő klorofill- tartalom hasonló, vagy magasabb SPAD-értékeket adhat. A kiegészítő biotrágya kezelést az 1 mg dm⁻³ kadmium koncentráció mellett alkalmazva az összes mérési napon szignifikánsan növelte a relatív klorofill tartalom értékét, a többi kadmium koncentrációval szemben hatástalan volt. Érdeemes viszont megemlíteni, hogy a 7. és 8. napon a 10 mg dm⁻³ kadmium koncentrációnál csak a biotrágyával kiegészítetten kezelt növények levelei voltak alkalmasak a SPAD-index mérésre.



32. ábra: Napraforgó hajtás relatív-klorofill tartalom (SPAD-index) értékének változása különböző koncentrációjú kadmium (Cd) és biotrágya kezelés hatására 7, 8, 10 és 13 napja kezelt növény esetében. (n=80-100 \pm s.e) (kontrollhoz képest Cd kezelés hatása: p <0.05*, p <0.01**, p <0.001***; biotrágya kezelés hatása p <0.05^a, p <0.01^b)

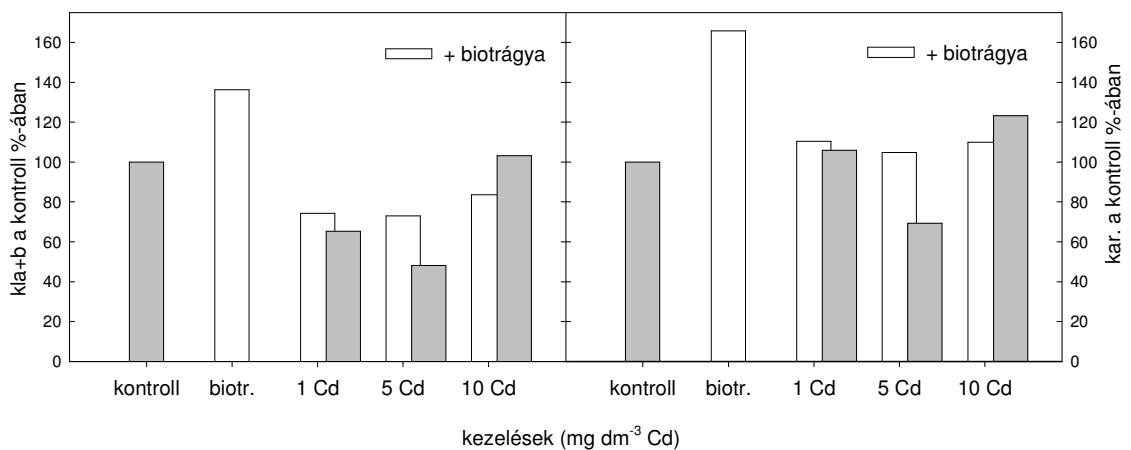
4.3.4. A fotoszintetikus pigment tartalom változása Cd és biotrágya kezelésre

Az intenzív fotoszintézis egyik alapja a fotoszintetikus pigmentek megfelelő minőségű és mennyiségű jelenléte. A klorofill molekulák, mint fő fotoszintetikus pigmentek, központi jelentőségűek a szerves anyagok előállításához nélkülözhetetlen energia megtermelésében. Mennyiségi változásuk indikátor a szerves anyag gyarapodás szempontjából. Eredményeink szerint (33. ábra) a kadmium kezelések csökkentették a klorofilok, valamint a védő- és segéd- pigmentekként ismert karotinoidok mennyiségét. A kontrollhoz képest már az 1 mg dm⁻³ kadmium kezelés 50-60 százalékos csökkenést eredményezett mindkét esetben. A 10 mg dm⁻³ kadmium kezelés 12%-ra redukálta a klorofilok mennyiségét, a karotinoidok valamivel kevésbé érzékenyen reagáltak, ugyanez a kezelés a kontroll érték 30%-át eredményezte.



33. ábra: Különböző koncentrációjú kadmium és kiegészítő biotrágya kezelés hatása a kukorica hajtás összklorofill (kla+b) és karotinoid (kar.) tartalmára a kontroll %-ban.

Az önmagában alkalmazott biotrágya növelte a fotoszintetikus pigmentek mennyiségét, a klorofilokét 20, a karotinoidokét 25%-kal a kontrollhoz viszonyítva. A biotrágya alkalmazása kadmium kezeléssel párhuzamosan csökkentette a kadmium negatív hatását. Ez a 10 mg dm⁻³ kadmium kezelés esetében közel 10%-kal kisebb redukciónak jelentett mindkét pigment csoportot tekintve.



34. ábra: Különböző koncentrációjú kadmium és kiegészítő biotrágya kezelés hatása napraforgó hajtás összklorofill (kla+b) és karotinoid (kar.) tartalmára a kontroll %-ban.

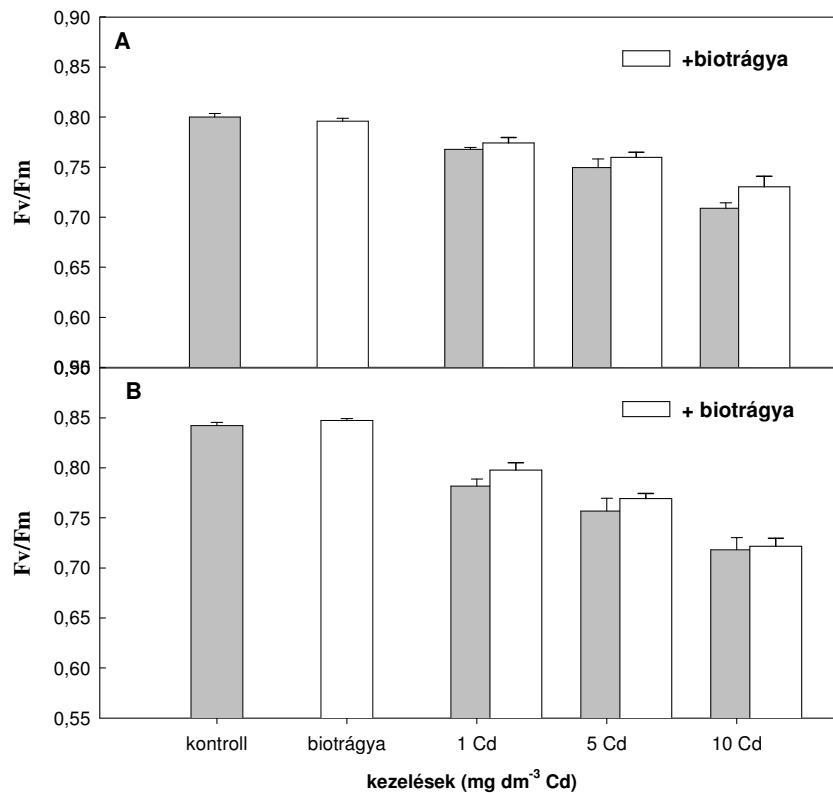
A kadmium kezelések a napraforgónál is (34. ábra) csökkentették a klorofilok mennyiségét, bár a 10 mg dm⁻³ Cd kezelés kontrollhoz közeli értéket adott, ahogyan azt a Spad-index értékeknél is láthattuk (32. ábra). A karotinoidok esetében ugyanennél a kezelésnél mintegy 20%-os növekedést mérhettünk. Míg a kukorica hajtás esetében egyértelműen a fotoszintetikus pigmentek csökkenését mutattuk ki kadmium kezelés

hatására, addig a napraforgónál a magas koncentrációjú kadmium kezelés növelte a szárazanyag tartalomra vonatkoztatott fotoszintetikus pigment mennyiségeket. Ezek az eredmények megfelelnek a Spad-index mérési eredményeivel.

Az önmagában alkalmazott biotrágya a napraforgó fotoszintetikus pigmentjeiek mennyiségét is növelte, jóval nagyobb mértékben, mint azt a kukorica hajtásnál tapasztaltuk. Csak biotrágyával kezelt napraforgó hajtás össz-klorofill tartalma közel 40%-kal volt nagyobb, mint a kontrollé, a karotinoidok esetében pedig mintegy 65%-kal nagyobb értéket mérhettünk a kontrollhoz viszonyítva. A biotrágya alkalmazása a kukorica eredményeihez hasonlóan a kadmium kezeléssel párhuzamosan csökkentette a kadmium negatív hatását. Ez azonban a napraforgó esetében az 1 és 5 mg dm⁻³-es koncentrációkra igaz, míg 10 mg dm⁻³-es kadmium kezelésnél már nem tapasztalható ez a pozitív hatás.

4.3.5. Cd és biotrágya kezelés hatása a fotoszintetikus hatékonyságra

A klorofill fluoreszcencia indukciós- módszert széles körben alkalmazzák növények fiziológiai állapotának a vizsgálatára (*Lichtenthaler és Rinderle, 1988; Mészáros et al., 2001; Veres et al., 2000; Tóth et al., 2002*). Sötétadaptált levelekben a klorofill fluoreszcencia indukció gyors szakaszában megfigyelhető intenzitásbeli változások közvetlenül a PSII reakcióközpontok redox-állapotával állnak összefüggésben. A klorofill fluoreszcencia indukció gyors szakaszából meghatározható a PSII optimális fotokémiai hatékonysága, melyről az F_v/F_m tájékoztató számszerűen. Az akkumulálódó felesleges gerjesztési energia a fotokémiai rendszereket potenciálisan károsíthatja, tehát, a felesleges mennyiségben abszorbeált energia fénygátlást (fotoinhibíció), vagy súlyosabb esetben fénykárosodást (fotooxidáció) okoz. A klorofill fluoreszcencia indukció módszer alkalmazása során a sötétadaptált állapotú levelek F_v/F_m értékeinek csökkenése alapján következtetni tudunk a fotoinhibíció meglétére és mértékére. Az optimális fejlődési körülmények között élő, hajtásos növényekre becsült F_v/F_m értéke 0.832 ± 0.004 (*Björkmann és Demmig-Adams, 1987*).



35. ábra: A potenciális fotokémiai hatékonyság (F_v/F_m) értékének változása különböző koncentrációjú kadmium (Cd) és biotrágya kezelés hatására kukorica (A) és napraforgó (B) növények esetében. $n=6 \pm s. e$

A potenciális fotokémiai hatékonyság értékének változását vizsgáltuk kadmium és biotrágya kezelésekre kukorica és napraforgó növényeken. Eredményeinket a 35. ábra mutatja be. Mindkét vizsgált növényenél az F_v/F_m értéke közelít az optimálisan becsült értékhez, a biotrágya kezelés hatására is ilyen magas maradt. A különböző koncentrációjú kadmium kezelésekre hatására csökkent az F_v/F_m . A csökkenés a napraforgónál nagyobb volt, mint a kukoricánál. A napraforgónál az 1 mg dm⁻³-es kadmium koncentráció is már 10% mérséklődést eredményezett az F_v/F_m értékben, a 10 mg dm⁻³ kadmium kezelésnél ez már F_v/F_m 15%. A kiegészítő biotrágya kezelés hatására az 1 és 5 mg dm⁻³ kadmium kezeléseknél nagyobb F_v/F_m értékeket mértünk, mint biotrágya kezelés nélküli kadmium hatására, bár ezek a különbségek nem voltak szignifikánsak.

A kukoricánál a 10 mg dm⁻³-es kadmium kezelés biotrágyával kiegészítve kompenzálja a kadmium hatását, azaz itt is nagyobb F_v/F_m értékeket mértünk biotrágya kiegészítéssel, mint nélküle. A napraforgónál viszont minimális különbség sem

mutatható ki a 10 mg dm^{-3} kadmium kezelés és a biotrágya kiegészítés F_v/F_m értékeket befolyásoló hatása között.

4.3.6. Cd és biotrágya kezelés hatása a növények kadmium tartalmára

A kadmium kezelésekre hatására növekedett a kadmium mennyisége a hajtásban és a gyökérben egyaránt a kontrollhoz képest (27. táblázat), ami a kadmium tényleges felvételét is igazolja. A gyökér kadmium tartalma többszöröse a hajtás kadmium tartalmának az összes kezelésnél, ami megfelel *Cataldo et al.* (1983) eredményeinek, mely szerint a felvett kadmium a gyökérben marad és csak viszonylag kis része szállítódik a hajtásba.

27. táblázat A kadmiummal és biotrágyával kezelt kukorica hajtásának és gyökerének kadmium tartalma ($n=3 \pm s.e.$) (szignifikancia vizsgálat azonos kadmium kezelés és biotrágya kiegészítés között, * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$)

| | HAJTÁS ($\mu\text{g/növény}$) | GYÖKÉR ($\mu\text{g/növény}$) |
|-------------------------------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|
| Kontroll | 1,31 $\pm 0,10$ | 11,50 $\pm 0,72$ |
| 1 mg dm^{-3} Cd | 134,67 $\pm 9,06$ | 597,00 $\pm 23,52$ |
| 5 mg dm^{-3} Cd | 215,33 $\pm 18,09$ | 950,33 $\pm 24,39$ |
| 10 mg dm^{-3} Cd | 345,50 $\pm 20,50$ | 1602,33 $\pm 64,68$ |
| 20 mg dm^{-3} Cd | 514,00 $\pm 5,51$ | 2548,33 $\pm 118,44$ |
| 1 mg dm^{-3} Cd+biotrágya | 159,33 $\pm 22,26$ | 653,33 $\pm 39,22$ |
| 5 mg dm^{-3} Cd+biotrágya | 209,67 $\pm 12,41$ | 880,67 $\pm 80,88^*$ |
| 10 mg dm^{-3} Cd+biotrágya | 249,67 $\pm 6,38^{**}$ | 1179,00 $\pm 49,86^{**}$ |
| 20 mg dm^{-3} Cd+biotrágya | 563,33 $\pm 28,39$ | 3520,00 $\pm 236,43$ |

Biotrágya kezelés hatására nem emelkedett meg jelentős mértékben a felvett kadmium mennyisége, sőt egyes esetekben csökkent a hajtás és gyökér Cd-tartalma, az önmagában alkalmazott kadmium kezelésekhöz képest. A biotrágya kiegészítés a 10 mg dm^{-3} -es kadmium kezelésnél mintegy 30%-kal csökkentette a felvett kadmium mennyiségét, így mérsékelve annak toxikus hatását. A kontroll kadmium tartalma ugyan elenyésző mennyiség, de mégis felmerül a kérdés, mi lehet ennek a magyarázata. Ennek oka lehet, hogy a növényeket műanyag edényekben neveltük, és a műanyaggyártásnál stabilizáló szerként, illetve festékanyagként is használnak kadmiumot, amely egy része kioldódhatott, illetve sterilizálás során a csávázószerrel nem tudjuk 100%-osan eltávolítani, amely szintén tartalmazhat kadmiumot.

A napraforgónál az alkalmazott kadmium kezelésekre hatására ugyancsak növekedett a kadmium mennyisége a hajtásban és a gyökérben egyaránt a kontrollhoz képest (28.

táblázat), ami itt is igazolja a kadmium tényleges felvételét. A napraforgó a kadmium kezelés hatására nagyobb mennyiségű kadmiumot halmozott fel a hajtásban, és a gyökérben is, a kukoricához képest. Ez magyarázza a fentebbi vizsgálatok eredményeit, mely szerint a napraforgó nagyobb érzékenységet mutatott kadmiummal szemben, mint a kukorica. Továbbá a napraforgóra is igaz *Cataldo et al.* (1983) megfigyelése, mely szerint a gyökér kadmium tartalma többszöröse a hajtás kadmium tartalmának az összes kezelés esetében. A kadmium felhalmozódása a gyökérben a toxikus hatás egyik lényeges kiváltója, hiszen a növény egészének fiziológiáját meghatározó gyökérfolyamatok sérülhetnek.

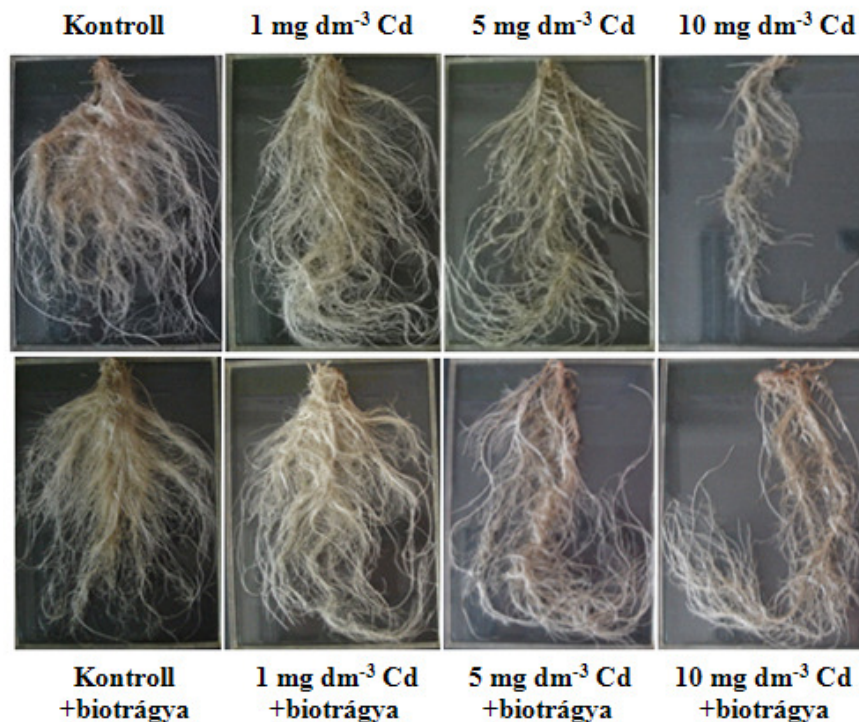
28. táblázat A kadmiummal és biotrágyával kezelt napraforgó hajtásának és gyökerének kadmium tartalma (n=3±s.e.) (szignifikancia vizsgálat azonos kadmium kezelés és biotrágya kiegészítés között, *p <0,05, **p <0,01)

| | HAJTÁS (µg/növény) | GYÖKÉR (µg/növény) |
|-------------------------------------------|---------------------------|---------------------------|
| Kontroll | 4,68 ±0,07 | 12,67 ±1,35 |
| 1 mg dm⁻³ Cd | 272,67 ±16,75 | 604,00 ±84,36 |
| 5 mg dm⁻³ Cd | 797,67 ±13,86 | 2047,33 ±61,65 |
| 10 mg dm⁻³ Cd | 922,33 ±76,91 | 11334,66 ±1220,34 |
| 1 mg dm⁻³ Cd+biotrágya | 216,00 ±19,86 | 512,00 ±155,47 |
| 5 mg dm⁻³ Cd+biotrágya | 800,67 ±52,87 | 2329,33 ±352,77 |
| 10 mg dm⁻³ Cd+biotrágya | 504,00 ±57,04** | 6745,67 ±676,96** |

Biotrágya kezelés hatására nem emelkedett meg túlzott mértékben az egyes növényi részek Cd tartalma, sőt néhány esetben mérséklődött a kimutatott kadmium mennyisége a hajtásban és a gyökérben is, bár szignifikáns különbséget csak a 10 mg dm⁻³ kadmium kezelés esetében tudtunk kimutatni. Magas kadmium (20 mg dm⁻³) koncentrációnál viszont már nem mutatható ki a biotrágyázás pozitív hatása a kukoricánál sem, a napraforgót nem lehetett 20 mg dm⁻³-es kadmium koncentráción felnevelni. Előzetes eredményeink szerint a biotrágya alkalmazása pozitívan befolyásolja a tápelemek felvételét. A biotrágya hasznos mikroorganizmusai kompenzálják a kadmium negatív hatásait, ezáltal elősegítve szennyezett talajon is a növény számára megfelelő tápanyagfelvételt, tápanyag-gazdálkodást.

4.3.7. A gyökér növekedése és morfológiai változásai a Cd és biotrágya kezelések hatására

A gyökerek morfológiai alakulása 3 hetes növényeken, különböző kadmium és biotrágyával kiegészített kadmium kezelések hatására látható az alábbi képen (36. ábra). Az 36. ábrán szereplő gyökérfotók az NK Neoma hibrid gyökerének morfológiai alakulását mutatja a kezelések függvényében. Azt tapasztaltuk a Neománál és minden más napraforgó, illetve kukorica hibridnél, hogy a magas kadmium koncentráció hatására a gyökerek mérete erőteljesen csökkent, viszont a hajszálgyökereken lévő gyökérszőrök megerősödtek. Ennek oka valószínűleg az, hogy a növény így próbálta a kisméretű gyökerek tápanyagfelvevő felületét növelni. A lenti kép jól szemlélteti az alkalmazott biotrágya kedvező hatását a gyökérnövekedésre, mely jó alternatívát jelenthet a kadmiummal szennyezett területeken történő növénytermesztésben, mivel képes kompenzálni a Cd negatív hatásait.



Fotó: Gajdos, 2010

36. ábra: A 26. napos NK Neoma napraforgó hibrid gyökerének morfológiája a kadmium és azt kiegészítő biotrágya kezelések függvényében

5. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK

Kutatómunkám során vizsgáltam a néhány napos kukorica és napraforgó csíranövények néhány növényfiziológiai paramétereinek érzékenységét a kadmium kezelésekkel szemben.

- Megállapítottam, hogy a napraforgó csíranövény gyökerének növekedése az 50 μM Cd-koncentráció felett teljesen gátoltta vált, míg a kukorica gyökérnövekedését csak a 150 μM feletti kadmium koncentráció blokkolná teljesen. Néhány napos csíranövények fiziológiai vizsgálatánál, a kadmium-stressz hatásának megismeréséhez először célszerű alacsonyabb, 50 μM alatti kadmium- koncentrációkat alkalmazni, abban az esetben, ha különböző növényfajok válaszreakcióit szeretnénk összehasonlítani. A kadmium kezelések negatív hatását befolyásolja az inkubációs idő, azaz milyen hosszan éri a nehézfém stressz a növényeket. Eltérő fajú növény egyedek vizsgálata során célszerű az inkubációs időt minimum 3 órában meghatározni, mivel a különbségek kifejezettebbé válnak, mint az ennél rövidebb ideig tartó kezelések során. A változásokat minimum 24 óra elteltével célszerű vizsgálni, eltérő növényfajok összehasonlító vizsgálata során.
- A növekvő kadmium koncentráció hatására 24 óra elteltével jelentősen lecsökkent a gyökerek savkiválasztásának mértéke, így a rhizoszféra a pH-ja is emelkedett. Az egyes hibridek kadmium érzékenysége között voltak kimutatható különbségek. A gyökérsav kiválasztásának mértéke azonban összhangban állt és hasonló tendenciákat mutatott, a gyökérnövekedés során megállapított gátló kadmium-koncentrációkkal, a legintenzívebb gyökérsav kiválasztást a napraforgónál az 50 μM alatti kadmium- koncentrációknál tapasztaltuk, a gyökérnyak közelében. A kukoricánál a 150 μM -os Cd-kezeléseknél is intenzív savkiválasztás volt megfigyelhető, főleg a gyökér csúcs közelében. Mivel a gyökerek savkiválasztása elősegíti a tápanyag felvételt, eredményeink szerint a kukorica tápanyag-felvételi mechanizmusa eltérő a napraforgóétól és kevésbé érzékeny a kadmium kezelésekkel szemben.

- A talajhoz adott kadmium kezelések hatására a *kukorica* csíranövények *hajtásának és gyökerének száraz tömege csökkent* a kontrollhoz képest. Az alkalmazott legnagyobb, 150 μM -os CdSO_4 kezelések hatására a kontrollhoz képest, mind a hajtás, mind a gyökér száraz tömege megközelítőleg a felére csökkent. A *napraforgó hajtás száraz tömegében nem volt jelentős eltérés* a kontrollhoz képest a talajhoz adott kadmium kezelések hatására. A *gyökér száraz tömege ugyan csökkent a kadmium kezelések hatására*, de nem olyan jelentős mértékben, mint a kukoricánál.

Eltérő szerkezetű talajtípusokon (csernozjom, homok) a csíranövények gyökérnövekedése is eltérően reagált, a nehézfém koncentrációtól függetlenül.

A fentiek jól bizonyítják a talajok hatásának komplexségét, összetettségét, mivel az önmagában alkalmazott kadmium kezelések vizes közegben eltérő eredményeket produkáltak, mint amikor ezen dózisokat a talajokhoz adtuk és úgy neveltük a csíranövényeket.

Vizsgáltam a fiatal, néhány hetes kukorica és napraforgó növények fiziológiai paramétereinek változását a Cd-kezelések hatására

- Mind a kukoricánál, mind a napraforgónál az *oldalgyökerek és a hajszálgökerek mennyisége és mérete jelentősen lecsökkent* a tápoldathoz adott kadmium kezelések hatására.
- A kukoricánál a kontrollhoz képest a kadmium kezelések szinte minden esetben szignifikáns csökkenést eredményeztek a relatív klorofill tartalomban. A egyes hibridek között szignifikáns különbségek adódtak a kadmium kezelések függvényében. A *napraforgó hibrideknél a 2. leveleken mért klorofill kevésbé csökkent relatív klorofill tartalma, mint a 3. levekben, azaz a fiatalabb leveleken mutatkozik meg erősebben a Cd negatív hatása*. Az egyes hibridek eltérő érzékenységgel reagáltak a kadmium kezelésekre.
- A kukorica hibridek abszolút klorofill tartalma, az összes vizsgált pigment csoport tekintetében (klorofill–a, –b és karotinoidok) szignifikánsan (60-75 %)

csökkent a kadmium kezelések hatására, a kontrollhoz képest. Az egyes hibridek között nem adódott jelentős különbség a fotoszintetikus pigmentek érzékenysége között. A napraforgónál a fotoszintetikus pigmentek kevésbé reagáltak érzékenyen a kadmium kezelésekre. Mindegyik napraforgó hibridnél volt (ak) olyan pigment csoportok, melyek 10 mg dm^{-3} Cd-koncentrációnál sem mutattak szignifikáns csökkenést, a kontrollhoz képest. A hibridek között ebben az esetben sem volt jelentős eltérés.

- A levelek apoplazmatikus pH-ját vizsgálva megállapítottam, hogy a kontroll növények pH-ja mindhárom kukorica hibridnél (Mv343, Mv500, De285) a bázikus tartományba esett (pH 8.6 – 9.1). A növekvő kadmium koncentrációk hatására pedig csökkent a pH értéke.

Mindezek függvényében vizsgáltuk - a fenntartható fejlődés alapelvét figyelembe véve - a biotrágyázás alkalmazásának lehetőségét kadmiummal szennyezett körülmények között.

Ennek mérlegeléséhez mértük a hajtás frisstömeg változását, a hajtás és a gyökér szárazanyag gyarapodását, a fotoszintetikus pigmentek relatív és abszolút mennyiségét, a potenciális fotoszintetikus aktivitást, valamint a biotrágya befolyásoló szerepét a kadmium felvételére és egyéb fiziológiai paraméterekre. Megállapítottam, hogy a biotrágya kezelésekkel kiegészített kadmium kezelések a szinte minden vizsgált paraméternél kedvezőbb eredményeket produkáltak, mint az önmagában alkalmazott kadmium kezelések. Azaz a biotrágya mind a kukorica mind a napraforgó általam vizsgált növényfiziológiai paramétereit tekintve mérsékelte a kadmium negatív hatásait, számos esetben statisztikailag is kimutathatóan. A biotrágya kezelések alkalmazása javasolható, akár nehézfémekkel terhelt talajokon is, bár olyan növények termesztésében nem, ahol a termésben, vagy a magban, az alacsony Cd-tartalom is limitáló tényezője a felvásárlásnak.

6. ÚJ ÉS ÚJSZERŰ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

- A vizsgálataimba bevont két eltérő fajú csíranövénynél (napraforgó és a kukorica) **megállapítottam, hogy eltérő fajú növényegyedek gyökérnövekedésének összehasonlító vizsgálata során az 50 μM feletti CdSO_4 koncentrációknál a relatív gyökérnövekedés már nem változott számottevően, illetve egyes növényfajok, mint eredményeimben a napraforgó érzékenyebben reagálhatnak a magas kadmium koncentrációkra.** Az 50 μM kadmium koncentrációnál teljesen gátlódott a gyökérnövekedés.
- A néhány napos csíranövények gyökerének savkiválasztása szoros összefüggést mutatott a gyökér növekedésével. A gyökér növekedésének gátlásával arányosan a gyökerek savkiválasztása is csökkent. A napraforgónál a savkiválasztás a gyökérnyak zónájában volt az intenzívebb, míg a kukoricánál a gyökérnyak és a gyökércsúcs körüli zónákban volt erőteljesebb.
- A kukorica és napraforgó eredményeket tekintve megállapítható, hogy **a fotoszintetikus pigmentek szintézise a napraforgónál kevésbé érzékeny a kadmium kezelésre, mint a kukoricánál.** Vagyis a napraforgó szárazanyag termelését valószínűleg nem a fotoszintetikus pigmentek mennyiségének csökkenése révén gátolja, hanem valamilyen más folyamaton keresztül akadályozza a fotoszintézist.
- A biotrágya kezelések célja a gyakorlatban a tápanyagok mobilizálása, a növények tápanyagfelvételének elősegítése, így feltételeztük, hogy hatására jelentősen megnövekedne a kadmium felvétele is. **Mérési eredményeink alapján azonban a kiegészítő biotrágya kezelések hatására nem növekedett jelentős mértékben a felvett kadmium mennyisége, sőt egyes esetekben mindkét növénynél mérséklődött a hajtásban és a gyökérben akkumulált kadmium mennyisége.**

Gyakorlatban hasznosítható tudományos eredmények

- Eredményeink alapján **a biotrágya alkalmazása kadmiummal szennyezett talajokon is indokolt.** A biotrágya hasznos **mikroorganizmusai kompenzálják a kadmium negatív hatásait,** elősegítik a növények tápanyagfelvételét, szennyezett talajon is, miközben **a nehézfémek felvételét nem erősítik fel jelentős mértékben, feltételezhetően szerepet játszhatnak a nehézfémek felvételének megakadályozásában is.**
- **A kadmium kezelések hatására bekövetkezett apoplazmás pH változást,** a gyakorlatban jobban preferált centrifugálással szemben, **guttációs cseppek pH-értékének mérésével határoztam meg,** amely jóval olcsóbb és gyorsabb mérési módszer. Ezzel a módszerrel a tesztnövények csonkítás nélkül alkalmasak lehetnek további vizsgálatokra is. **Méréseink alapján a növekvő kadmium koncentráció hatására a kontrolhoz képest csökkent az apoplazmatikus pH értéke.**

7. ÖSSZEFOGLALÁS

Kukorica és napraforgó csíranövények néhány fiziológiai paraméterének alakulása a kadmium hatására

A Cd kezelések hatása a gyökérnövekedés kezdeti stádiumában

Az inkubációs időtartamot vizsgálva a kukorica érzékenyebb volt, mint a napraforgó. A gyökérnövekedés visszaesése mindhárom kezelési időtartam (1, 2, 3 h) alatt szignifikáns csökkenés mutatott. A napraforgónál szignifikáns különbséget csak az 1 és 3 órás inkubációs idők között tudtunk kimutatni. Mindkét növénynél a 3 órás inkubációs idő mellett volt a legkifejezettebb a kadmium gyökérnövekedést gátló hatása. Az azonos inkubációs időtartamoknál, az hibridek között nem tudtunk statisztikailag igazolható különbségeket kimutatni, a 24 óra alatt bekövetkezett gyökérnövekedése között.

A kezelés után eltelt 6, 24 és 30 órával a kukoricánál mindhárom mérési időpontban szoros szignifikáns különbségek voltak a gyökér növekedésében. A napraforgónál a 6 és 24 órás mérések között szignifikáns különbségek mutatkoztak, míg a 24 és 30 órás mérések között a gyökérnövekedésben már nem volt jelentős eltérés. A napraforgó gyökérnövekedése a kadmium terhelés hatására hamarabb leállt, mint a kukoricánál. A kezelés után eltelt időre a különböző hibridek azonos módon reagáltak. A kukorica hibrideknél az időegység alatti gyökérnövekedésükben szignifikáns különbségeket 24 és 30 órával a kezelés után tudtunk kimutatni. Míg a napraforgónál már 6 és 30 óra elteltével a Cd- kezelések után szignifikáns különbségek adódtak az egyes hibridek gyökérnövekedése között.

A növekvő kadmium koncentráció (0, 5, 10, 30, 50, 100, 150 μM) hatására mindkét növény gyökerének növekedése jelentősen csökkent. A napraforgó gyökérnövekedését már az igen alacsony kadmium koncentráció (5 μM) is jelentős mértékben gátolja (~63 %-kal csökkent a gyökér növekedése 24 órával a kezeléseket követően). A kukoricára csak az ennél magasabb, 30 μM feletti Cd- koncentráció okozott a napraforgóhoz hasonló mértékű (~60 %-os) visszaesést a gyökérnövekedésben. A kukorica erősebb Cd toleranciáját jelzi az is, hogy az egészen magas kadmium koncentráció mellett is képes volt némi gyökérnövekedést produkálni. Míg a napraforgónál 50 μM Cd- koncentráció felett teljesen gátolt volt a gyökérnövekedés. A vizsgálatba bevont kukorica hibridek között csak az 50 μM -nál nagyobb kadmium koncentrációnál volt szignifikáns különbség kimutatható, míg a napraforgónál az 50 μM alatti Cd-koncentrációknál (mivel e felett teljesen gátolttá vált a gyökérnövekedés).

A száraz anyag produkció alakulása a Cd kezelések függvényében

A kukorica (*Zea mays L. cv MV343*) mind a hajtásának, mind a gyökerének száraz tömege csökkent a kadmium kezelések hatására, a kontrollhoz képest. Az alkalmazott legnagyobb, 150 μM -os CdSO_4 kezelések hatására a kontrollhoz képest mind a hajtás, mind a gyökér száraz tömege megközelítőleg a felére csökkent.

A napraforgó (*Helianthus annuus L. cv Nova*) hajtásának és gyökerének száraz tömege igen eltérő eredményt mutatott a kukoricához képest. A hajtás száraz tömegében nem volt jelentős eltérés a kontrollhoz képest a kadmium kezelések hatására. A gyökér száraz tömege ugyan csökkent a kadmium kezelések hatására, de nem olyan jelentős mértékben, mint a kukoricánál. Az eredményeket befolyásolhatta, hogy a két növényfaj eltérő tápanyag felvételi mechanizmussal rendelkezik.

Eltérő talajtípusokon nevelt (a kísérleteimben állandó kontrollként szereplő Látóképi biogazdálkodásból származó csernozjom talajon, illetve egy nehézfémekkel évek óta szennyezett Gyöngyösorszi bányameddő, homok talaján) kukorica hibridek hajtásnak és gyökerének száraz tömegét mérve azt tapasztaltam, hogy a hibridek Gyöngyösorsziból származó szennyezett talajon jobb szárazanyag produkciót mutattak, mint a szennyezetlen, kontrollként használt látóképi talajon. Ez valószínűleg a talaj szerkezetbeli különbségével indokolható, mivel a Gyöngyösorszi talaj homokos szerkezetű, így a gyökerek kisebb ellenállás mellett tudtak növekedni, ami nagyobb gyökérfelületet- tápanyagfelszívó felszívó felületet- tudott biztosítani, ami a hajtás száraztömegére is kedvezően hatott. Valamint, hogy az évek óta a Gyöngyösorszi talajban felhalmozott nehézfémek, különböző kémiai folyamatoknak során átalakultak, a növények számára kevésbé felvehető formákká.

A gyökerek által kiválasztott savak mennyisége a Cd kezelések hatására

A növekvő kadmium koncentráció hatására 24 óra elteltével jelentősen lecsökkent a gyökerek savkiválasztásának mértéke, így a rhizoszféra a pH-ja is emelkedett. Az egyes hibridek között jelentős különbségek adódtak.

Fiatal, néhány hetes növények fiziológiai paramétereinek változása a Cd-kezelések hatására

A Cd-kezelések hatása a kukorica és napraforgó gyökér növekedésére

A gyökérhosszúság vizsgálatokor a napraforgó hibridek viszonylag egyöntetű érzékenységgel reagáltak az alkalmazott kadmium koncentrációkkal szemben, a kukorica hibridek között sokkal hektikusabb eredményeket kaptam. A kukorica hibridek kontrolljait összehasonlítva az Mv500-as produkálta legnagyobb átlagos gyökérhosszt (65 cm), azonban a kadmium kezelésekkel szemben is ez a hibrid volt a legérzékenyebb. A legkisebb átlagos gyökérhosszúságot (44 cm) az Mv343-as hibridnél mértem. A napraforgónál a kontroll gyökérnövekedését vizsgálva szintén egy hibrid, az NK Brio emelkedett ki a többi közül jelentős (60 cm feletti) gyökérhosszúságával. A többi vizsgált hibrid kezeletlen gyökereinek átlagos hosszúsága 40 és 53 cm közzé esett. A napraforgónál a 10 mg dm^{-3} Cd kezelés megközelítőleg 50%-os visszaesést jelentett az átlagos gyökérhosszúságban. Mind a kukoricánál, mind a napraforgónál az oldalgyökerek és a hajszálgökerek mennyisége és mérete jelentősen lecsökkent a kadmium kezelések hatására.

A relatív klorofill tartalom változása a Cd-kezelések hatására

A kukoricánál a kontrollhoz képest a kadmium kezelések szinte minden esetben szignifikáns csökkenést eredményeztek a relatív klorofill tartalomban. A egyes hibridek között szignifikáns különbségek adódtak a kadmium kezelések függvényében, egyedül a 10 mg dm^{-3} kadmium kezelésnél, a második levélben mért SPAD-értékek nem mutattak szignifikáns különbséget a hibridek között.

A különböző napraforgó hibridek relatív klorofill tartalma eltérő érzékenységgel reagált a kadmium kezelésekre. A 2. leveleken mért klorofill kevésbé csökkent a növekvő kadmium –koncentrációk hatására, mint a 3. levekben mért relatív klorofill tartalom. Mindkét levélen mért értékeket figyelembe véve az NK Brio bizonyult a legérzékenyebbnek. A kontroll mérési eredményeket összevetve is ennek a hibridnek volt a legmagasabb relatív klorofill tartalma.

A fotoszintetikus pigment tartalom változása a Cd-kezelések függvényében

A kukorica hibridek abszolút klorofill tartalma, az összes vizsgált pigment csoport tekintetében (klorofill-*a*, -*b* és karotinoidok) a kadmium kezelések hatására szignifikánsan (60-75 %) csökkent a kontrollhoz képest. A három martonvásári hibrid (Mv277, Mv343, Mv500) közel azonos eredményeket produkált, míg a De285 az össz fotoszintetikus pigmentek mennyiségét tekintve kicsit elmaradt tőlük. Mind a négy kukorica hibridnél azt állapítottam meg, hogy a három vizsgált pigment csoport közül a klorofill-*a* és -*b* reagált a legérzékenyebben. A karotinoidok kevésbé voltak érzékenyek a kadmium-koncentráció különbségekre. Mind a négy kukorica hibridnél szignifikáns különbség volt a kontroll és a kadmium kezelések között. A kadmium kezelések koncentrációjára az Mv500-as hibrid reagált a legérzékenyebben.

A napraforgónál a fotoszintetikus pigmentek kevésbé reagáltak érzékenyen a kadmium kezelésekre. Mindegyik napraforgó hibridnél volt(ak) olyan pigment csoportok, melyek 10 mg dm^{-3} Cd-koncentrációnál sem mutattak szignifikáns csökkenést, a kontrollhoz képest, ez leginkább azonban az idősebb, 2. levélen mért értékekre volt igaz.

A kukorica és napraforgó eredményeket tekintve megállapítható, hogy a fotoszintetikus pigmentek szintézise a napraforgónál kevésbé érzékenyek a kadmium kezelésre, mint a kukoricánál.

Az apoplazmatikus pH változása a kadmium koncentráció függvényében

Az apoplazmatikus pH meghatározása guttációs cseppekből történt. Guttáláskor a levelek csúcsán, szélén figyelhetők meg a guttációs cseppek, amelyek a xilémekben lévő vizet és a benne oldott összetevőket (pl. sók, cukrok) tartalmazzák. A levelek apoplazmatikus pH-ját vizsgálva megállapítottam, hogy a kontroll növények pH-ja mindhárom kukorica hibridnél (Mv343, Mv500, De285) a bázikus tartományba esett (pH 8.6 – 9.1). A növekvő kadmium koncentrációk hatására pedig csökkent a pH értéke. A 10 mg dm^{-3} Cd koncentrációnál ez 8.1 – 9.0 pH tartomány között alakult, míg a 20 mg dm^{-3} Cd kezelésnél 7.2 és 8.1 között változott a pH értéke.

A biotrágyával kiegészített kadmium kezelések hatása a kukorica és napraforgó néhány fiziológiai paraméterére

A biotrágyával kiegészített kadmium kezelések hatása a kukorica és napraforgó friss tömegére

A kadmium kezelés nagymértékben szignifikánsan csökkentette a kukorica friss tömeg mennyiségét a kontrollhoz képest. A napraforgónál nagyobb mértékű volt a frisstömeg csökkenése kadmium kezelés hatására, mint a kukoricánál. A napraforgó érzékenyebbnek bizonyult a kukoricánál a kadmium koncentráció tekintetében, mivel a 20 mg dm^{-3} kadmium koncentrációnál nem is tudtuk felnevelni a növényeket. A biotrágya kezelés hatására mindkét növényenél azt tapasztaltuk, hogy a kontrollhoz képest közel 25-30%-kal nagyobb friss tömeg volt mérhető. Azokban az esetekben, amikor a kadmium kezeléseket biotrágyával egészítettük ki, az 1 mg dm^{-3} Cd koncentrációnál szignifikánsan növekedett a friss tömeg mennyisége a kukorica és a napraforgó esetében is, míg az 5 és 10 mg dm^{-3} Cd koncentrációnál nem volt kimutatható különbség.

A biotrágyával kiegészített kadmium kezelések hatása a kukorica és napraforgó száraz tömegére

A kukorica hajtás száraz anyag tartalma 5 , 10 , 20 mg dm^{-3} -es Cd kezeléseknél szignifikánsan kisebb a kontroll növények szárazanyag tartalmához képest. A napraforgó hajtás szárazanyag tömege, már az 1 mg dm^{-3} -es Cd kezelés hatására is szignifikánsan kisebb volt a kontrollhoz képest. A biotrágya kezelés mindkét vizsgálati növény hajtás- és gyökér száraz tömegét növelte. A kadmium kezelés a napraforgó hajtás és a gyökér száraz anyag tömegét jobban csökkentette, mint a kukoricáét. A biotrágya kezelés mind a hajtás, mind a gyökér szárazanyag tömeget növelte. Ez a növekedés a kukoricánál a gyökér esetében nagyobb mértékű volt (30%), mint a hajtásnál (20%). A napraforgó gyökerének száraz anyag tömegét vizsgálva megállapíthatjuk, hogy az 1 mg dm^{-3} -es Cd kezelésnél a kiegészítő biotrágya kezelés szignifikánsan nagyobb értéket adott, viszont a többi kadmium koncentrációnál nem tudtuk kimutatni a biotrágya kezelésnek a kukoricánál tapasztalt kedvező hatását.

A biotrágyával kiegészített kadmium kezelések hatása a kukorica és napraforgó relatív klorofill tartalmára

A kadmium kezelés hatására szignifikánsan csökkent a levelek relatív klorofill tartalma. Míg a kukoricánál az alkalmazott kadmium kezelések hatására a relatív klorofill tartalom a koncentráció függvényében csökkent, addig a napraforgó esetében a nagyobb kadmium koncentrációknál sem tapasztaltunk ilyen irányú változást. A nagyobb kadmium koncentrációval kezelt napraforgók ugyan kisebb méretűek voltak, de ez a relatív klorofill tartalmukban nem volt tapasztalható. Valószínűleg nagyobb mértékben csökkent a növekedés, mint a klorofill tartalom. A napraforgónál az 1 mg dm⁻³ kadmium koncentráció mellett alkalmazott biotrágya kezelés az összes mérési napon szignifikánsan növelte a relatív klorofill tartalom értékét, a többi kadmium koncentrációval szemben azonban hatástalan volt.

A biotrágyával kiegészített kadmium kezelések hatása a kukorica és napraforgó fotoszintetikus pigment tartalmára

Eredményeink szerint a kadmium kezelések csökkentették a klorofilok, valamint a karotinoidok mennyiségét is a kukorica hajtásában, bár a karotinoidok kevésbé voltak érzékenyek. Az önmagában alkalmazott biotrágya növelte a fotoszintetikus pigmentek mennyiségét, a Cd-kezeléssel együtt alkalmazva csökkentette a kadmium negatív hatását. A napraforgónál is hasonló változásokat tapasztaltunk, a kadmium kezelések csökkentették a klorofilok mennyiségét, bár a 10 mg dm⁻³ Cd kezelés kontrollhoz közeli értéket adott, ahogy azt a Spad-index értékeknél is láthattuk. Amíg tehát a kukorica hajtásában egyértelműen a fotoszintetikus pigmentek csökkenését mutattuk ki kadmium kezelés hatására, addig a napraforgó esetében, a magas koncentrációjú kadmium kezelés növelte a szárazanyag tartalomra vonatkoztatott fotoszintetikus pigment mennyiségeket.

A biotrágyával kiegészített kadmium kezelések hatása a kukorica és napraforgó fotokémiai hatékonyságára

A potenciális fotokémiai hatékonyság értékére az jellemző, hogy mindkét vizsgált növény csoportnál a kontroll F_v/F_m értéke közelít az optimálisan becsült értékhez, a biotrágya kezelés hatására is ilyen magas maradt. A különböző koncentrációjú kadmium kezelések hatására csökkent az F_v/F_m , a napraforgó esetében nagyobb mértékben, mint a kukoricánál. A kukorica esetében a 10 mg dm⁻³ kadmium kezelés biotrágyával

kiegészítve kompenzálja a kadmium hatását, azaz itt is nagyobb F_v/F_m értékeket mértünk biotrágya kiegészítéssel, mint nélküle. A napraforgó esetében viszont minimális különbség sem mutatható ki a 10 mg dm^{-3} kadmium kezelés és a biotrágya kiegészítés F_v/F_m értékeket befolyásoló hatása között.

A biotrágyával kiegészített kadmium kezelések hatása a kukorica és napraforgó kadmium tartalmára

A kadmium kezelések hatására mindkét növényben növekedett a kadmium mennyisége a hajtásban és a gyökérben a kontrollhoz képest. A gyökér kadmium tartalma többszöröse a hajtás kadmium tartalmának, azaz a felvett kadmium a gyökérben marad és csak viszonylag kis része szállítódik a hajtásba. Biotrágya kezelés hatására mérséklődött a kimutatott kadmium mennyisége a kukorica hajtásában és a gyökérben is. A napraforgó nagyobb mennyiségű kadmiumot halmozott fel a hajtásában és a gyökérében, a kukoricához képest. Ez magyarázza a fentebbi vizsgálatok eredményeit, melyek szerint a napraforgó nagyobb érzékenységet mutatott kadmiummal szemben, mint a kukorica. Feltételezzük, hogy a kukorica és a napraforgó védekezési mechanizmusa eltérő, ez azonban a további kutatásaim tárgya lesz.

8. SUMMARY

Evolution of some physiological parameters of maize and sunflower seedlings due to the effect of cadmium

Effect of Cd treatments in the initial phase of root growth

During the incubation period maize was more sensitive than sunflower. The relapse of root growth showed significant decrease during all three treatment periods (1, 2, 3 h). In case of sunflower significant difference was detected only between the 1 and 3-hour incubation times. In case of both species the root growth inhibitant effect of cadmium was the most pronounced during the 3-hour incubation time. In case of the same incubation times, we were not able to detect any statistical differences amongst the hybrids regarding to the root growth intensity occurred during 24 hours.

In case of maize in 6, 24 and 30 hours after the treatment there were significant differences in the root growth in all three measurement times. In case of sunflower there was significant difference between the 6 and the 24-hour measurements, while between the 24 and the 30-hour measurements we didn't find significant difference in root growth. Root growth of sunflower stopped earlier by the effect of cadmium treatment than of maize. The different hybrids reacted the same way to the time passed after the treatment. In case of maize hybrids we could detected significant differences in their root growth per time unit 24 and 30 hours after the treatment. In case of sunflower in 6 and 30 hours after the cadmium treatment there was significant difference amongst the root growth of the given hybrids.

By the effect of the increasing cadmium concentrations (0, 5, 10, 30, 50, 100, 150 μM) root growth of both species has significantly decreased. Root growth of sunflower is significantly hindered by even low cadmium concentration (5 μM) (the growth of the root decreased with about ~63 % in 24 hours after the treatments). In case of maize such decrease in root growth (~60 %) was caused by only a cadmium concentration over 30 μM . The higher cadmium tolerance of maize was also signed by the fact that it could show some root growth even under a very high cadmium concentration. In case of sunflower over a cadmium concentration of 50 μM the root growth was totally hindered. Amongst the maize hybrids involved into the trial significant difference could be detected only in case of a cadmium concentration over 50 μM , while in case of sunflower at cadmium concentrations below 50 μM (over this concentration the root growth was totally hindered).

Dry material production depending on the Cd treatments

Dry material of both the shoot and root of maize (*Zea mays L. cv MV343*) decreased by the effect of cadmium treatments, comparing to the control. As a result of the highest applied, the 150 μM of CdSO_4 treatment comparing to the control, the dry material of both of the shoot and the root was decreased approximately to half.

Dry weight of the shoot and roots of sunflower (*Helianthus annuus L. cv Nova*) showed a very different result in comparison to the maize. In case of the dry weight of the shoot there was no significant difference as an effect of cadmium treatments. Even the dry weight of the root decreased by the effect of the cadmium treatments, but not as significantly as of maize. The results could be influenced by the different nutrient uptake mechanisms of the given species.

Comparing the dry weight of shoots and roots of maize plants grown on different soil types (the non-contaminated, chernozem soil originated from organic farming from Látókép, which was my permanent control during the trials, and the barren, sandy soil of the Gyöngyösoroszi mine, which was contaminated by heavy metals for years) I realized that the hybrids grown on the contaminated soil originated from Gyöngyösoroszi showed better dry material production than on the non-contaminated, control soil originated from Látókép. This must probably be justified by the differences between the soil structures. The soil originated from Gyöngyösoroszi is a sandy type, therefore roots were able to grow against less resistance. This could provide bigger root surface and therefore bigger surface for nutrition uptake, what effected advantageously the dry weight of the shoot. Besides the heavy metals accumulated for years in the soil of Gyöngyösoroszi transformed in different chemical reaction into such forms what are less uptakeable for the plants.

Amounts of root acids secreted by the effect of cadmium

By the effect of the increasing cadmium concentration, after 24 hours from the treatment, the amount of the secreted root acids was decreased significantly, therefore pH of the rhizosphere increased. Amongst the given hybrids significant differences were detected.

Changing of parameters of young, several-week old plants by the effect of cadmium treatments

The effects of Cd treatments to the root growth of maize and sunflower

In case of the examination of root length the sunflower hybrids reacted with about the same sensitivity against the applied cadmium concentrations, while amongst the maize hybrids I got much hetical results. Comparing to the controls of the maize hybrids, the Mv500 made the biggest average root length (65 cm), but this hybrid was the most sensitive against the cadmium treatments. I measured the shortest root length (44 cm) at the Mv343 hybrid. At sunflower examining the root growth of the control, a hybrid (NK Brio) emerged out from the others with its significant (more than 60 cm) root length. The average lengths of the non-treated roots of the other examined hybrids were between 40 and 53 cm. In case of sunflower the 10 mg dm⁻³ Cd treatments meant 50% decrease in the average root length. In case of both of the maize and the sunflower the amount and size of side roots and the root hairs were significantly decreased by the effect of cadmium treatments

Changing of the relative chlorophyll content by the effect of Cd treatments

In case of maize the cadmium treatments in almost all cases resulted significant decrease in relative chlorophyll content comparing to the control. Amongst the given hybrids there were significant differences depending on the cadmium treatments; only in case of the cadmium treatment of 10 mg dm⁻³ the SPAD-values measured in the second leaf didn't show significant difference amongst the hybrids.

The relative chlorophyll content of sunflower hybrids reacted with different sensitivity to the cadmium treatments. The chlorophyll measured in the second leaves decreased less by the effect of increasing cadmium concentrations, as of the relative chlorophyll content measured in the third leaves. Taking into account the value measured in both leaves, the NK Brio turned to be the most sensitive. Comparing the control results, even this hybrid had the highest relative chlorophyll content.

Changing of the photosynthetic pigment content depending on the Cd treatments

The absolute chlorophyll content of the maize hybrids, in all studied groups of pigments (chlorophyll-*a*, -*b* and carotenoids) significantly (60-75%) decreased comparing to the control. The three hybrids from Martonvásár (Mv277, Mv343, Mv500) performed

almost the same results, while De285 was behind them a bit relating the amount of the total photosynthetic pigments. I determined in case of all four maize hybrids, that from amongst the three examined pigment groups the klorofil–*a* and –*b* reacted the most sensitively.

The carotenoids were less sensitive to the differences in cadmium concentrations. In case of all four maize hybrids there was significant difference amongst the control and the cadmium treatments. For the concentrations of the cadmium treatments the Mv500 hybrid reacted the most sensitively.

In case of sunflower the photosynthetic pigments reacted less sensitively to the cadmium treatments. In all sunflower hybrids there were such pigment groups that didn't show significant decrease even at 10 mg dm⁻³ Cd concentration comparing to the control, this was true mainly for the results measured in the older, second leaves.

Considering the maize and sunflower results, we can determine that the synthesis of the photosynthetic pigments was less sensitive to the cadmium treatments in case of sunflower, than in case of maize.

Changing of the apoplastic pH depending on the cadmium concentration

Determination of the apoplastic pH was made from guttation drops. Guttation is the exudation of drops of xylem sap (containing water and some soluble salts, carbohydrates etc.) on the tips or edges of leaves. During the examination of the apoplastic pH of leaves (*Table 9.*), I determined that the pH of the control plants in case of the all three maize hybrids (Mv343, Mv500, De285) fall into the basic range (pH 8.6 – 9.1). By the effect of the increasing cadmium concentrations the pH values decreased. In case of the 10 mg dm⁻³ Cd concentration the pH was in the 8.1 – 9.0 pH range, while in case of the 20 mg dm⁻³ Cd treatment the value of the pH changed between 7.2 and 8.1.

Effects of cadmium treatments supplemented with biofertilizers to several physiological parameters of maize and sunflower

Effects of cadmium treatments supplemented with biofertilizers to the fresh weights of maize and sunflower

The cadmium treatment significantly decreased the fresh weight of maize comparing to the control. In case of sunflower the decrease of the fresh weight by the effect of cadmium treatment was bigger than in case of maize. The sunflower seemed to

be more sensitive than maize respecting to the cadmium concentration, since in case of the 20 mg dm⁻³ cadmium concentration we were not able to even grow up the plants. By the effect of biofertilizer treatment we found that in case of both plants we could measure about 25-30% more fresh weight comparing to the control. In such cases when cadmium treatments were supplemented with biofertilizer, at 1 mg dm⁻³ Cd concentration the volume of fresh weight significantly increased in case of both maize and sunflower, while at 5 és 10 mg dm⁻³ Cd concentrations there were no detectable difference.

Effects of cadmium treatments supplemented with biofertilizers to the dry weights of maize and sunflower

Dry material content of maize was significantly less at 5, 10, 20 mg dm⁻³ Cd treatments comparing to the dry material content of the control plants. The dry material content of the sunflower shoot was significantly less by the effect of even the 1 mg dm⁻³ Cd treatment comparing to the control. The biofertilizer increased the dry weight of the shoot and root of both plants. The cadmium treatment decreased the dry material weight of the shoot and root of the sunflower more than of the maize. The biofertilizer treatment increased the dry material weight of both of the shoot and the root. In case of the maize this increase was bigger in case of the root (30%) than of the shoot (20%). Examining the dry material weight of the root of the sunflower we can state that at 1 mg dm⁻³-es Cd treatment the auxiliary biofertilizer treatment gave significantly bigger value, but we were not able to detect the advantageous effect - found in case of the maize - at the other cadmium concentrations.

Effects of cadmium treatments supplemented with biofertilizers to the relative chlorophyll content of maize and sunflower

By the effect of cadmium treatment the relative chlorophyll content of the leaves decreased significantly. While in case of the maize by the effect of the applied cadmium treatments the relative chlorophyll content decreased depending on the concentrations, whilst in case of the sunflower even at higher concentrations there were no such changes. The sunflower plants treated with higher cadmium concentrations remained shorter, but there were no change in their relative chlorophyll content. Probably the growth decreased in a smaller amount than the chlorophyll content. In case of the sunflower the biofertilizer treatment applied at 1 mg dm⁻³ cadmium concentration in all

measurement days increased significantly the value of relative chlorophyll content, but it was not effective against the other cadmium concentrations.

Effects of cadmium treatments supplemented with biofertilizers to the photosynthetic pigment content of maize and sunflower

According to our results the cadmium treatments decreased the amount of chlorophylls and carotenoids in the shoot of the maize, but the carotenoids were less sensitive. The alone applied biofertilizer increased the amount of photosynthetic pigments, while applied with cadmium treatment, it decreased the negative effect of cadmium. We found similar changes in case of sunflower as well, the cadmium treatments decreased the amount of chlorophylls, but the 10 mg dm⁻³ Cd treatment gave a value close of the control, as we saw at SPAD-indexes as well. So long as we detected the decrease of the photosynthetic pigments in the shoot of the maize by the effect of cadmium treatment, while in case of the sunflower, the high concentration cadmium treatment increased the amount of photosynthetic pigments related to dry material content.

Effects of cadmium treatments supplemented with biofertilizers to the photochemical effectiveness of maize and sunflower

The value of the potential photochemical efficiency is characterized, that in case of both examined plant groups the F_v/F_m value of the control approaches the optimal estimated value, and by the effect of biofertilizer treatment it remained the same high. By the effect of different concentration cadmium treatments the F_v/F_m , decreased, in case of sunflower more than of the maize. In case of the maize the 10 mg dm⁻³ cadmium treatment supplemented with biofertilizer compensates the effect of cadmium, i.e. we also measured higher F_v/F_m values with biofertilizer supplement, than without. In case of sunflower even no detectable difference can be found between the effect influencing the F_v/F_m values of the 10 mg dm⁻³ cadmium treatment and the biofertilizer supplementation.

Effects of cadmium treatments supplemented with biofertilizers to the cadmium content of maize and sunflower

By the effect of cadmium treatments, the cadmium content in the shoot and root of both plants increased comparing to the control. The cadmium content of the root is

multiple than of the shoot, i.e. the uptaken cadmium remains in the root, and only a relatively small part of it is transported into the shoot. By the effect of biofertilizer treatment the detected amount of cadmium declined both in the root and shoot of maize. Sunflower accumulated more cadmium in its shoot and root, than maize. This explains the results of the above trials, according to which the sunflower showed bigger sensitivity against cadmium, than the maize. It is assumed that the defence mechanisms of maize and sunflower are different, but this will be a subject of my further research.

9. IRODALOMJEGYZÉK

- Alcantara, E. – Romera, F.J. – Cañete, M. – De La Guardia, M.D.:* 1994. Effects of heavy metals on both induction and function of root Fe(III) reductase in Fe-deficient cucumber (*Cucumis sativus* L.) plants. *J. Exp. Bot.* 45:1893-1898.
- Asada, K.:* 1992. Ascorbate peroxidase-a hydrogen peroxide-scavenging enzyme in plants. *Physiol Plant* 85: 235-241.
- Baath, E.:* 1989. Effects of heavy metals in soil metals on microbial processes and population. *Water Air Soil Pollution.* 47. 335–346.
- Baath, E. – Johanson, T.:* 1990. Measurement of bacterial growth rates on the rhizoplane using ³H-thymidine incorporation into DNA. *Plant Soil* 126: 133-13.
- Baath, E. – Arnebrendt, K. – Nordgren, A.:* 1991. Microbial biomass and ATP in smelter-polluted forest humus. *Bull Environ Contam. Toxicol.* 47. 278–282.
- Bahlsberg-Pahlsson, A. M.:* 1989. Toxicity of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb) to vascular plants. *Water Air Soil Poll.* 47: 287-319.
- Baker, A. J. M.:* 1981. Accumulator and excluders – strategies in response of plants to heavy metals. *J. Plant Nutr.* 3: 643-654.
- Baker, A. J. M. – McGrath, S. P. – Reeves, R. D. – Smith, J. A. C.:* 2000. Metal Hyperaccumulator Plants: A Review of The Ecology and Physiology of a Biological Resource for Phytoremediation of Metal-Polluted Soils. [In: Phytoremediation of contaminated soil and water. (edt.: Terry N., Banuelos G.) CRC Press] 85-107.
- Barceló, J. – Poschenrieder, C. – Andreu, I. – Gunsé, B.:* 1986. Cadmium-induced decrease of water stress resistance in bush bean plants (*Phaseolus vulgaris* L. cv. Contender) I. Effects of Cd on water potential, relative water content and cell wall elasticity. *J. Plant Physiol.* 125: 17-25.
- Barceló, J. – Poschenrieder, C.:* 1990. Plant water relations as affected by heavy metal stress: a review. *J. Plant Nutr.* 13: 1-37.
- Bazzaz, M. B. – Govindjee, H.:* 1974. Effect of cadmium nitrate on special characteristics and light reactions of chloroplasts. *Environ. Lett.* 6: 1-12.
- Beck, T. H.:* 1981. Untersuchungen über die toxische Wirkung in der Siedlungsabfällen häufigen Schwermetalle auf die Bodenmikroflora. *Z. Pl. Ern. Bk.* 144: 613-627.
- Benavides, M. P. – Gallego, S. M. – Tomaro, M. L.:* 2005. Cadmium toxicity in plants. *Braz. J. Plant Physiol.* 17: 21-34.
- Bermond, A. – Chaillou, S.:* 1990. The accumulation of cadmium in plants: study of cadmium accumulation in young maize plants grown on liquid nutrient solutions, in presence of lead. *Environmental Technology.* 11 (7): 675-678.

- Bert, V. – Meerts, P. – Saumitou-Laprade, P. – Salis, P. – Gruber, W. – Verbruggen, N.: 2003. Genetic basis of Cd tolerance and hyper-accumulation in *Arabidopsis halleri*. *Plant Soil* 249: 9-18.
- Bever, J. D.: 1994. Feedback between plants and their soil communities in an old field community. *Ecology*. 75: 1965-1977.
- Bever, J. D. – Westoner, K. M. – Antonovics, J.: 1994. Incorporating the soil community into plant population dynamics: The utility of the feedback approach. *Journal of Ecology*. 85. 805-814.
- Bever, J. D.: 2002. Negative feedback within a mutualism: host-specific growth of mycorrhizal fungi reduces plant benefit. *Proceedings of the Royal Society of London* 269. 2595-2601.
- Bingham, F. T. – Page, A. L. – Mahler, R. J. – Ganje, T. J.: 1976. Yield and cadmium accumulation of forage species in relation to cadmium content of sludge-amended soil. *J. Environ. Qual.* 5: 57-59.
- Bíró B. – Posta K. – Füzy A. – Kádár I. – Németh T.: 2005. Mycorrhizal functioning as part of the survival mechanisms of barley (*Hordeum vulgare L*) at long-term heavy metal stress. *Acta Biologica Szegediensis*. 49(1-2): 65-67.
- Blaudez, D. – Botton, B. – Charlot, M.: 2000. Cadmium uptake and subcellular compartmentation in the ectomycorrhizal fungus *Paxillus involutus*. *Microbiology*. 146: 1109-1117.
- Bledsoe, C.S. – Zasoski, R. J.: 1983. Effects of ammonium and nitrate on growth and nitrogen uptake by mycorrhizal Douglas-fir seedlings. *Plant Soil*. 71. 445-454.
- Blum, W.H.: 1997. Cadmium uptake by higher plants. [In: *Proceedings of extended abstracts from the Fourth International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements*, (Beckerely, USA)]. 19-110.
- Boyko, N. – Chonka, I. – Koval, H. – Kolesnyk, A. – Kolesnyk, O. – Balázs, S.: 2008. A talaj szennyeződése a Felső-Tisza-vidéken: a mikroorganizmusok szerepe a szennyeződések bioindikációjában és a homeosztázis szabályozásában. *Talajvédelmi Különszám*, Nyíregyháza. 209-216.
- Bowen, G. D. – Rovira, A. D.: 1991. The rhizosphere, the hidden half of the hidden half. [In: *Plant Roots: the Hidden half*. (Y.Waisel, A.Eshel and U. Kafkafi, eds.) Marcel Dekker, New York]. 641-669.
- Brookes, P. C. – McGrath, S. P.: 1984. Effect of metal toxicity on the size of the soil microbial biomass. *J. Soil Sci.* 35: 341–346.
- Brookes, P. C. – McGrath, S. P. – Heijnen, C. E.: 1986. Metal residues in soils previously treated with sewage sludge and their effects on growth and nitrogen fixation by blue-green algae. *Soil Biol. Biochem.* 18: 345–355.

- Brookes, P. C. – McGrath, S. P. – Klein D. A. – Elliott, E. T.: 1984. Effects of heavy metals on microbial activity and biomass in field soils treated with sewage sludge. *Environmental Contamination*. 574– 583.
- Brooks, R. R. – Lee, J. – Reeves, R. D. – Jaffré, T.: 1977. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *J. Geochem. Explor.* 7: 49-77.
- Brooks, R. R. – Reeves, R. D. – Morrison, R. S. – Malaisse, F.: 1980. Hyperaccumulation of copper and cobalt – a review. *Bull. Soc. Bot. Belg.* 113: 166-172.
- Brooks, R. R.: 1998. Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals: their Role in Phytoremediation, Microbiology, Archeology, Mineral Exploration and Phytomining. New York: CAB International. 380.
- Brown, M. E.: 1974. Seed and root bacterization. *Annu. Rev. Phytopatol.* 12: 181-197.
- Canbolat, M. Y. – Barik, K. – Sahin, F.: 2006. Effects of mineral and biofertilizers on barley growth on compacted soil. *Acta Agriculturae Scandinavica*. 56: 324-332.
- Cataldo, D. A. – Garland, T. R. – Wildung, R. E.: 1983. Cadmium uptake kinetics in intact soybean plants. *Plant Physiol.* 73: 844-848.
- Chakravarty, B. – Srivastava S.: 1992. Toxicity of some heavy metals *in vivo* and *in vitro* in *Helianthus annuus*. *Mutation Res.* 283: 287-294.
- Chaney, W. R. – Kelly, J. M. – Strickland, R. C.: 1978. Influence of cadmium and zinc on carbon dioxide evolution from litter and soil from black forest. *J. Environ. Qual.* 7. 115–119.
- Cieslinski, G. – Van Rees, K. C. J. – Szmigielska, A. M. – Krishnamurti, G. S. R. – Huang, P. M.: 1998. Low-molecular-weight-organic acids in rhizosphere soils of durum wheat and their effect on cadmium bioaccumulation. *Plant Soil.* 203: 109-117.
- Clarkson, D. T. – Rüttge, U.: 1989. Mineral nutrition: Divalent cations, transport and compartmentalization. *Progr. Bot.* 51: 93-112.
- Clemens, S. – Kim, E. J. – Neumann, D. – Schroeder, J. I.: 1999. Tolerance to toxic metals by a gene family of phytochelatin synthases from plants and yeast. *EMBO J.* 18: 3325–3333.
- Clemens, S.: 2006. Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanism of tolerance in plants. *Biochemie.* 88: 1707-1719.
- Clijsters, H. – Cuypers, A. – Vangronsveld, J.: 1999. Physiological responses to heavy metals in higher plants; defence against oxidative stress. *Z. Naturforsch. C.* 54: 730-734.
- Cobbett, C. S.: 2000. Phytochelatin and their roles in heavy metal detoxification. *Plant Physiol.* 123: 825-832.

- Cobbett, C. – Goldsbrough, P.: 2002. Phytochelatins and metallothioneins: roles in heavy metal detoxification and homeostasis. *Annu. Rev. Plant Biol.* 53: 159-182.
- Costa, G. – Morel, J. L.: 1994. Water relations, gas exchange and amino acid content in Cd-treated lettuce. *Plant Physiol. Biochem.* 32: 561-570.
- Csathó P.: 1994. A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. Tematikus irodalmi szemle, Budapest, MTA TAKI. 10-17, 93, 161.
- Dahiya, S. S., – Sunil-Goel, Anril R. S. – Anoop-Singh-Singh A. – Goel S.: 1991. Effects of Cd and N on dry matter yield and uptake of nutrients in corn. *Annals Biology Ludhiana.* 7(2): 205-208.
- Dahmani-Muller, H. – Oort, F. van, Gélie, B. – Balabane, M.: 2000. Strategies of heavy metal uptake by three plant species growing near a metal smelter. *Environ. Pollut.* 109: 231-238.
- DalCorso, G. – Farinati, S. – Maistri, S. – Furini, A.: 2008. How Plants Cope with Cadmium: Staking All on Metabolism and Gene Expression. *Journal of Integrative Plant Biology.* 50:1268–1280.
- Das, P. – Samantaray, S. – Rout, G. R.: 1997. Studies on cadmium toxicity in plants: review. *Environ. Pollution.* 98: 29-36.
- Dániel P. – Győri Z.: 2000. A kadmium hatása a kukoricánövény fejlődésére. *Növénytermelés.* 49: 405-412.
- De Filippis, L. F. – Ziegler, H.: 1993. Effects of sublethal concentrations of zinc, cadmium and mercury on the photosynthetic carbon reduction cycle of *Euglena*. *J. Plant Physiol.* 142: 167-172.
- Delhaize, E. P. – Ryan, R.: 1995. Aluminium toxicity and tolerance in plants. *Plant Physiol.* 107: 305-321.
- Diden, W. A. M. – Römbke, J.: 2001. Enchytraedis as organisms for chemical stress in terrestrial ecosystems. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 50: 25-43.
- Di Tioppi, S. L. – Gabbrielli, R.: 1999. Response to cadmium in higher plants. *Environ. Exp. Bot.* 41: 105-130.
- Doelmann, P. – Haanstra, L.: 1979. Effect of lead on soil respiration and dehydrogenase activity. *Soil Biol. Biochem.* 11: 475–479.
- Doelmann, P. – Haanstra L.: 1984. Short-term and long-term effects of cadmium, chromium, copper, nickel, lead and zinc on soil microbial respiration in relation to abiotic soil factors. *Plant and Soil.* 79: 317–327.
- Dózsa-Farkas K.: 2002. Mit érdemes tudni a televényférgekről (Enchytraeidae, Anneliada) *Állattani Közlemények.* 87:149-164.

- Duxbury, T.: 1985. Ecological aspects of heavy metal responses in microorganisms. *Adv. Microb. Ecol.* 8: 185-235.
- Eckhart, U.: 2000. Untersuchungen zur Eisenassimilation in Pflanzen, Dissertation, Humboldt-Universität, Berlin, <http://edoc.hu-berlin.de/dissertationen/eckhardt-urlich-2000-12-19/HTML/eckhardt.html>
- Eide, D. J.: 1998. The molecular biology of metal ion transport in „*Saccharomyces cerevisiae*”. *Ann. Rev. Nutr.* 18: 441-469.
- El-Sirafy, Z. M. – Woodard, H. J. – El-Norjar, E. M.: 2006. Contribution of biofertilizer nitrogen to nutrient uptake and yield of Egyptian winter wheat. *Journal of Plant Nutrition.* 29: 587-599.
- Ernst, W. H. O. – Vekleij, J. A. C. – Schat, H.: 1992. Metal tolerance in plants. *Acta Bot. Neerl.* 41: 229-248.
- FAO/WHO Joint Expert Committee on Food Additives, WHO Tech. Rep. Senal 1972, 32, No. 505.
- Ferguson, J. E.: 1990. The heavy metal elements: chemistry, environmental impacts and health effects. Pergamon Press, Oxford, UK. 7-30.
- Ferretti, M. – Ghishi, R. – Merli, L. – Dalla Vecchia, F. – Passera, C.: 1993. Effect of cadmium on photosynthesis and enzymes of photosynthetic sulphate and nitrate assimilation pathways in maize (*Zea mays L.*). *Photosynthetica.* 29: 49-54.
- Filep Gy.: 1998. Soil Pollution. Debrecen Agricultural University. Debrecen.
- Filep Gy. – Dániel P. – Kovács B. – Loch J.: 1998. Effect of various extractants and extractant/ soil ratio on detected Cu, Pb and Cd concentration. *Soil Pollution.* 113-123.
- Fodor E. – Szabó-Nagy A. – Erdei L.: 1995. The effects of cadmium on the fluidity and H⁺-ATPase activity of plasma membrane from sunflower and wheat roots. *J. Plant Physiol.* 4: 787-792.
- Fodor F.: 2003. Ólom- és kadmiumstressz növényekben. *Bot. Közlem.* 90(1-2): 107-120.
- Fodor L.: 1998. Effect of Heavy Metals on Wheat and Maize Crop on Brown Forest Soil. *Agrokémia és Talajtan.* 47: 197-206.
- Fodor L. – Szabó L.: 2004. Study of heavy metal leaching in the soil. Proc. of the 13th ISCO Conference, Brisbane, Australia
- Fodor L. – Láposi R.: 2008. Kadmium a talaj-növény rendszerben. [In: Talajvédelem. Különszám. (Szerk.: Simon L.) Nyíregyháza.] 237-242.
- Foy, C. D. – Chaney, R. L. – White, M. C.: 1978. The physiology of metal toxicity in plants. *Plant Physiol.* 29: 511-566.

- Foyer, C. H. – Lelandais, M. – Kunert, K. J.: 1994. Photooxidative stress in plants. *Physiol. Plant.* 92: 696-717.
- Gallego, S. M. – Benavides, M. P. – Tomaro, M.: 1996. Effect of heavy metal ion excess on sunflower leaves: evidence for involvement of oxidative stress. *Plant Sci.* 121: 151-159.
- Garbisu, C. – Alkorta, K.: 2001. Phytoextraction: A cost-effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. *Biores. Tech.* 77(3): 229-236.
- Goldbold, D. L. – Hutterman, A.: 1985. Effect of zinc, cadmium and mercury on root elongation on *Picea abies* (Karst.) seedlings and the significance of these metals to forest die-back. *Environ. Pollution.* 38: 375-381.
- Greger, M. – Johansson, M. – Stihl, A. – Hamza, K.: 1993. Foliar uptake of Cd by pea (*Pisum sativum*) and sugar beet (*Beta vulgaris*). *Physiol. Plant.* 88: 563-570.
- Grill, E. – Winnacker, E. L. – Zenk, M. H.: 1985. Phytochelatins: the principal heavy metal complexing peptides of higher plants. *Science.* 230: 674-6.
- Grill, E. – Löffler, S. – Winnacker, E. L. – Zenk, M. H.: 1989. Phytochelatins, the heavy-metal-binding peptides of plants, are synthesized from glutathione by a specific γ -glutamylcysteine dipeptidyl transpeptidase (phytochelatin synthase). *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 85: 6838-6842.
- Gupta, V. K. – Dixit, M. L.: 1992. Influence of soil applied cadmium on growth and nutrient composition of plant species. *Journal of The Indian Society of Soil Science*, 40(4): 878-880.
- Ha, S. B. – Smith, A. P. – Howden, R. – Dietrich, W. H. – Bugg, S.: 1999. Phytochelatin synthase genes from *Arabidopsis* and the yeast, *Schizosaccharomyces pombe*. *Plant Cell.* 11: 1153-64.
- Haghiri, F.: 1973. Plant uptake of cadmium as influenced by cation exchange capacity, organic matter, zinc and soil temperature. *J. Environ. Qual.* 2: 93-96.
- Hall, J. L.: 2002. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *J. Exp. Bot.* 53: 1-11.
- Hargitai L.: 1994. The Role of Hydrophilicity and Organophilicity in the Movement of Toxic Elements in Soils. *Agrokémia és talajtan.* 43(1/2): 67-80.
- Harmens, H. – Koevoets, P. L. M. – Verkleij, J. A. C. – Ernst W. H. O.: 1994. The role of low molecular weight organic acids in The mechanisms of increased zinc tolerance in *Silene Vulgaris* (Moench) Garcke. *New Phytol.* 126: 615-621.
- Hart, J. J. – Welch, R. M. – Norvell, W. A. – Sullivan, L. A. – Kochian, L.V.: 1998. Characterization of cadmium binding, uptake, and translocation in intact seedlings of bread and durum wheat cultivars. *Plant Physiol.* 116:1413-1420.

- Hattori, H.: 1989. Influence of cadmium on decomposition of sewage sludge and microbial activities in soils. *Soil Sci. Plant Nutr.* **35**. 289–299.
- Hendry, G. A. F. – Baker, A. J. M. – Ewart, C. F.: 1992. Cadmium tolerance and toxicity, oxygen radical processes and molecular damage in cadmium-tolerant and cadmium-sensitive clones of *Holcus lanatus* L. *Acta Bot. Neerl.* 41: 271-281.
- Hegedűs A. – Erdei S. – Horváth G.: 2001. Comparative studies of H₂O₂ detoxifying enzymes in green and greening barley seedlings under Cadmium stress. *Plant Science.* 1601(6): 1085-1093.
- Herms, U. – Brümmer, G.: 1980. Einfluss der Bodenreaktion auf Löslichkeit und tolerierbare Gesamtgehalte an Nikkel, Kupfer, Zink, Cadmium und Blei in Böden und kompostierte Siedlungsabfälle. *Landw. Forsch.* 33, 408-423.
- Hernandez, L. E. – Cárpena-Ruiz, R. – Garate, A.: 1996. Alternations in the mineral nutrition of pea seedlings exposed to cadmium. *J. Plant Nutr.* 19: 1581-1598.
- Hernández, L. E. – Lozano, E. – Gárate, A. – Capena, R.: 1998. Influence of cadmium on The uptake, tissue accumulation and subcellular distribution of manganese in pea seedlings. *Plant Sci.* 132: 139-151.
- Howden, R. – Goldsbrough, P. B. – Anderson, C.R. – Cobbett, C. S.: 1995.a. Cadmium-sensitive, cad1 mutants of *Arabidopsis thaliana* are phytochelatin-deficient. *Plant Physiol.* 107:1059–66.
- Howden, R. – Goldsbrough, P. B. – Anderson, C. R. – Cobbett, C. S.: 1995.b. A cadmium-sensitive glutathione-deficient mutant of *Arabidopsis thaliana*. *Plant Physiol.* 107: 1067–73.
- Hutchinson, J. J. – Young, S. D. – McGrath, S. P. – West, H. M. – Black, C. R. – Baker, A. J. M.: 2000. Determining uptake „non-labile” soil cadmium by *Thlaspi caerulescens* using isotopic dilution. *New Phytol.* 146: 453-460.
- Iglesias, A. A. – Andreo, C. S.: 1984. Inhibition of *Zea mays* phosphoenolpyruvate carboxylase by copper and cadmium ions. *Photosynthetica.* 18(1): 134-138.
- Insam, H. – Hutchinson, T. C. – Reber, H. H.: 1996. Effects of heavy metals on The metabolic quotient of the soil microflora. *Soil Biol. Biochem.* 28. 691–694.
- Jarvis, S. C. – Jones, L. H. P. – Hopper, M. J.: 1976. Cadmium uptake from solution by plants and transport from roots to shoots. *Plant Soil.* 44: 179-191.
- Jentschke, G. – Godbold, D. L.: 2000. Metal toxicity and ectomycorrhizas. *Physiol. Plant.* 109: 107-116.
- Jones, D. L. – Darrah, P. R.: 1994. Role of root derived organic acids in the mobilization of nutrients from The rhizosphere. *Plant Soil.* 166: 247-257.

- Jócsák I. – Droppa M. – Horváth G. – Bóka K. – Vozáry E.: 2010. Cadmium- and Flooding – Induced Anoxia Stress in Pea Roots was Measured by Electrical Impedance. *Zeitschrift für Naturforschung C*. 1 /2: 95-102.
- Kádár I.: 1991. A talajok és növények nehézfém-tartalmának vizsgálata. Környezet- és Természetvédelmi Kutatások. 104. KTM-MTA TAKI Budapest.
- Kádár I.: 1993. Effects of heavy metal load on crop and soil. *Acta Agronomica Hungarica*. 43: 3-9.
- Kádár I.: 1995. A talaj-növény-állat-ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. Környezet- és Természetvédelmi Kutatások. KTM-MTA TAKI. 169-213.
- Kádár I.: 1998. A szennyezett talajok vizsgálatáról. *Kármentesítési Kézikönyv*. 2. Környezetvédelmi Minisztérium. Budapest. 151.
- Kádár I. – Morvai B. – Szabó L.: 1998. Phytotoxicity of heavy metals in long-term field experiments. *Soil Pollution*. 138-143.
- Kádár I. – Németh T.: 2002. Mikroelem-szennyezők kimosódásának vizsgálata szabadföldi terheléses tartamkísérletben. MTA TAKI. Budapest. 5-6.
- Kádár I. – Németh T.: 2005. Leaching of microelement contaminants: a long-term field study. *Z. Naturforschung C*. 60: 260-264.
- Karkalíkné Horváth Zs. – Patócs B.: 1990. Különböző gyártmányú foszfor műágyak Cd tartalma és talajaink Cd tartalmának alakulása közötti összefüggések. *Hungagrochem* 1990, Keszthely. 272-275.
- Kárász I.: 1992. Környezetbiológia. Budapest, Nemzeti Tankönyvkiadó.
- Kim, D. Y. – Bovet, L. – Maeshima, M. – Martinoia, E. – Lee, Y.: 2007. The ABC transporter of *A. thaliana*, causes hypersensitive cell death upon pathogen infection. *Plant Cell Physiol*. 47: 309-318.
- Klironomos, J.: 2002. Feedback with soil biota contributes to plant rarity and invasiveness in communities. *Nature* 417: 67-70.
- Kloepper, J. W. – Lifshitz, R. – Schroth, M. N.: 1988. *Pseudomonas* inoculants to benefit plant production. *Anim. Plant Sci*. 60-64.
- Kochian, L. V.: 1995. Cellular mechanisms of aluminium toxicity and resistance in plants. *Plant Physiol., Plant Mol. Biol*. 46: 237-260.
- Konsztantinyinov, J. M. – Lucsenko, G. N. – Podsozony, V. A. – Masnyenkov, A. S.: 1993. Effects of cadmium on in organello mitochondrial DNA, RNA and protein synthesis. *Maize Genetics Cooperation Newsletter*. 67: 48-49.

- Klopper, J. W. – Schroth, M. N.:* 1978. Plant growth promoting rhizobacteria on radishes. In: Proceeding IV. International Conference on Plant Pathogenic Bacteria 2:879-882.
- Krämer, U. – Talke, I. N. – Hanikenne, M.:* 2007. Transition metal transport. *FELBS Lett.* 581, 2263-2272.
- Krishnamurati, G. S. R. – Cieslinski, G. – Huang, P. M. – Van Rees, K. C. J.:* 1997. Kinetics of cadmium release from soils as influenced by organic acid: implication in cadmium availability. *J. Environ. Qual.* 26: 271-277.
- Krotz, R. M. – Evangelou, B. P. – Wagner, G. J.:* 1989. Relationships between cadmium, zinc, Cd-peptide and organic acid in tobacco suspension cells. *Plant Physiol.* 91: 780-787.
- Krupa, Z. – Baszyński, T.:* 1995. Some aspects of heavy metals toxicity towards photosynthetic apparatus – direct and indirect effects on light and dark reaction. *Acta Physiol. Plant.* 17: 177-190.
- Krupa Z.:* 1999. Cadmium against higher plant photosynthesis – a variety of effects and where do they possibility come from? *Z. Naturforsch. C.* 54: 723-729.
- Kumar, P. B. A. N. – Dushenkov, V. – Motto, H. – Raskin, I.:* 1995. Phytoextraction: The use of plants to remove heavy metals from soils. *Environ. Sci. Technol.* 29:1232-1238.
- Kuboi, T. – Yamane, I. – Yazaki J.:* 1989. Family-dependent cadmium accumulation characteristics in higher plants. *Plant Soil.* 92: 405-415.
- Landi, L. – Rnella, G. – Moreno, J. L. – Falchini, L. – Nannipieri, P.:* 2000. Influence of cadmium on the metabolic quotient, l-d-glutamic acid respiration ratio and enzyme activity: microbial biomass ratio under laboratory conditions. *Biol. Fertil. Soils.* 32: 8–16.
- Lane, T. W. – Morel, F. M.:* 2000. A biological function for cadmium in marine diatoms. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA.* 97: 4627-4631.
- Láng F. – Szigeti Z. – Fodor F. – Cseh E. – Zolla L. – Sárvári É.:* 1998. Influence of Cd and Pb on The ion content, growth and photosynthesis in cucumber. [In: *Photosynthesis: Mechanisms and Effects* (ed.: Grab G.) Vol.: IV. 2693-2696.
- Lásztity B.:* (1988) Effect of fertilization on changes in The microelement concentration of triticale during vegetation. *Acta. Agron. Hung.* 37: 245-255.
- Leblova, S. – Mucha, A. – Spirhanzlova, E.:* 1986. Compartmentation of cadmium, copper, lead and zinc in seedlings of maize (*Zea mays* L.) and induction of metallothionein. *Biologia.* 41(8):777-785.
- Leblova S. – Zatloukalova, S.:* 1988. Interaction of cadmium, copper, cobalt, nickel and lead ions with alcohol dehydrogenase isolated from germinating maize (*Zea mays*) seeds. *Biologia.* 43 (12): 1105-1113.

- Leblova, S. – Tichy, M.:* 1989. Contribution to mechanism of effects exerted on alcohol dehydrogenase isolated from germinating maize seeds by cadmium, copper, lead and zinc ions. *Biologia Bratislava*. 44(8): 713-720.
- Lehoczky É. – Szabados I. – Marth, P.:* 1996.a. Cadmium content of plants affected by soil cadmium concentration. *Soil. Sci. Plant Anal.* 27. (5-8): 1765-1777.
- Lehoczky É. – Szabados I. – Marth, P.:* 1996.b. Effect of cadmium contamination on spinach (*Spinacea oleracea* L.). *Plant Physiol. Biochem. Special issue*. 332.
- Lehoczky É. – Szomolányi A. – Marth, P. – Szabados I.:* 1997. A talaj Cd-tartalmának hatása a fokhagymára. 3. Veszprémi Környezetvédelmi Konferencia és Kiállítás, 1997. május 26-28. *Tanulmánykötet*. 397-402.
- Lehoczky É. – Szabó L. – Horváth Sz.:* 1998. Cadmium uptake by lettuce in different soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 29: 1903-1912.
- Lehoczky É. – Szabó L. – Aalbrecht, G.:* 1999. Cadmium uptake by maize as influenced by soil pH and cadmium content. Proc. of the 5th Int. Conf. On Biochemistry of Trace Elements. Vol. 1. (Ed. WENZEL, W. W. et al.) 566-567.
- Leita, L. – De Nobili, M. – Cesco, S. – Mondini, C.:* 1996. Analysis of intercellular cadmium forms in roots and leaves of bush bean. *J. Plant Nutr.* 19. 527-533.
- Leyval, C. – Turnau, K. – Haselwandter, R.:* 1997. Effect of heavy metal pollution on mycorrhizal colonization and function: physiological, ecological and applied aspects. *Mycorrhiza*. 7. 139-153.
- Lévai L. – Kovács B.:* 2001. The influence of IAA and TIBA on iron concentration of maize seedlings. [In: *Plant Nutrition-Food Security and Sustainability of Agro-Ecosystems*. (W.J.Horst et al. eds.) Kluwer Academic Publishers]. 154-155.
- Lindberg, S. – Landberg, T. – Greger, M.:* 2007. Cadmium uptake and interaction with phytochelatins in wheat protoplasts, *Plant Physiol. and Biochem.* 45. 47-53.
- Lisk, D. J.:* 1972. Trace metals in soils, plants and animals. *Adv. Agron.* 24: 267-325. [In: Csathó P (1994) A környezet nehézfém szennyezetsége és az agrártermelés. 10-11. MTA-TAKI, Budapest]
- Loch J. – Nosticzius Á.:* 1992. Agrokémia és növényvédelmi kémia. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 24-30.
- Lodenus, M. – Autio, S.:* 1989. Effects of acidification on The mobilization of cadmium and mercury from soils. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 18: 261-267.
- López-Bucio, J. – Nieto-Jacobo, M. F. – Ramírez-Rodríguez, V. – Herrera-Estrella, L.:* 2000. Organic acid metabolism in plants: from adaptive physiology to transgenic varieties for cultivation in extreme soils. *Plant. Sci.* 160. 1-13.

- Louis, I.: 1990. A micorrhisal survey of plant species colonizing coastal reclaimed land in Singapore. *Mycologia*. 82. 772-778.
- Marchisio, P. F. – Sales, A. – Cerutti, S. – Marchevsky, E. – Martinez, L. D.: On-Line Preconcentration of Cadmium in Commercial Tea Samples using Polyurethane Foam as Filter Associated with Ultrasonic Nebulization-Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometric Detection, *Instrumentation Science and Technology*. 33.(4): 449-459.
- Marschner, H. – Römheld, V. – Ossenberg-Neuhaus, H.: 1982. Rapid Method for Measuring Changes in pH and Reducing Processes Along Roots of Intact Plants. *Zeitschrift für Pflanzenphysiologie*, Band 104, Heft 5, S. 407-416.
- McGrath, S. P. – Brookes, P. C. – Giller, K. E.: 1987. Long term studies of metal transfer following application of sewage sludge. [In: Pollutant Transport and Fate in Ecosystems. (Eds.: Coughtrey P.J., Martin M.H., Ushworth M.H.) British Ecol. Soc. Publ. No. 6.] 301-317.
- McGrath, S. P. – Brookes, P. C. – Giller, K. E.: 1988. Effects of potentially toxic metals in soil derived from past applications of sewage sludge on nitrogen fixation by *Trifolium repens* L. *Soil Biol. Biochem.* 20. 412–424.
- McGrath, S. P. – Chang, A. C. – Page, A. L. – Witter, E.: 1994. Land application of sewage sludge: scientific perspectives of heavy metal loading limits in Europe and United States. *Environ. Rev.*, 2: 108-118.
- Mejáre, M. – Bülow, L.: 2001. Metal-binding proteins and peptides in bioremediation and phytoremediation of heavy metals. *Trens in Biotechnol.* 19(2): 67-73.
- Melnyicsnyuk, J. P. – Lisko, A. K.: 1991. Effect of cadmium ions on The cell division of maize root meritem. *Fiziologija Biokhimija Kulturnik Rastenij.* 23(3): 291-294.
- Mench, M. J. – Martin, E. – Solda, P.: 1994. After effects of metals derived form a highly metal-polluted sludge on maize (*Zea mays* L.). *Water, Air and Soil Pollution.* 75(3/4): 277-291.
- Meuwly, P. – Rauser, W. E.: 1992. Alteration of thiol pools in roots and shoots of maize seedlings exposed to cadmium. *Plant Physiol.* 99. 8-15.
- Montanini, B. – Blaudez, D. – Jeandroz, S. – Sanders, D. – Chalot, M.: 2007. Phylogenetic and functional analysis of the Cation Diffusion Faciliator (CDF) family: Improved ignature and prediction of substrate specificity. *BMC Genomics.* 8. 107.
- Moran, R. – Porath, D.: 1980. Chlorophyll determination in intact tissues using N,N-dimethylformamide. *Plant Physiol.* 65. 487-497.
- Moreno, J. L. – Hernandez, T. – Garcia, C.: 1999. Effects of a cadmium-containing sewage sludge compost on dynamics of organic matter and microbial activity in an arid soils. *Biol. Fert. Soils* 28. 230-237.

- Mortvedt, J. J.*: 1987. Cadmium levels in soils and plants from some long-term soil fertility experiments in The United States of America. *Journal of Environmental Quality*. 16(2): 13-137-142.
- Moya, J. L. – Ros, R. – Picazo, I.*: 1993. Influence of cadmium and nickel on growth, net photosynthesis and carbohydrate distribution in rice plants. *Photosynth. Res.* 36. 75-80.
- Mukherjee, A. – Sharma, A. – Talukdeer, G.*: 1984. Effects of cadmium on cellular systems in higher organisms. *The Nucleus*. 27. 121-139.
- Mulla, D. J. – Page A. – Ganje, T. J.*: 1980. Cadmium accumulation and bioavailability in soils from long term phosphorus fertilization. *Journal of Environmental Quality*, 9. 408-412.
- Naguib, M. I. – Hamed, A. A. – Al-Wakeel, S. A.*: 1982. Effect of cadmium on growth criteria of some crop plants. *Egyptian Journal of Botany*, 25(1/3): 1-12.
- Naguib, M. I. – Ali, M. I. – Haikal, N. Z. – Sharaf, E. F.*: 1986. Effect of cadmium salts on some growth and metabolic activities of selected fungi from The rhizosphere of *Glycine max* and *Zea mays*. *Arab Gulf Journal of Scientific Research*, 4(2): 611-625.
- Narwal, R. P. – Singh, M. – Dahiya, D. J.*: 1990.a. Effects of cadmium on plant growth and heavy metals content of corn (*Zea mays* L.). *Crop Research Hisar*. 3(1): 13-20.
- Narwal, R. P. – Mahendra- Sinh-Singh, J. P. – Singh, M.*: 1990.b. Effect of cadmium enriched sewage effluent on yield and some biochemical characteristics of corn (*Zea mays* L.). *Crop Research Hisar*. 3(2): 162-168.
- Narwal, R. P. – Mahendra- Sinh-Singh, M.*: 1993. Effects of cadmium and zinc application on quality of maize. *Indian J. of Plant Physiol.* 36(3): 170-173.
- Nevo, Y. – Nelson, N.*: 2006. The NRAMP family of metal transporters. *Biochim Biophys Acta* 1763. 609-620.
- Nishizono, H. – Kubota, K. – Suzuki, S. – Ishii, F.*: 1989. Accumulation of heavy metals in cell walls of *Polygonum cuspidatum* roots from metalliferous habits. *Plant Cell Physiol.* 30. 595-598.
- Nocito, F. F. – Pirovano, L. – Cocucci, M. – Sacchi, G. A.*: 2002. Cadmium-induced sulfate uptake in maize root cells. *New Phytol.* 179. 700-711.
- Ódor L. – Wanty, R. B. – Horváth I. – Fügedi U.*: 1998. Mobilization and attenuation of metals downstream from a base-metal mining site in the Mátra Mountains, northeastern Hungary. *J. Geochem. Explor.* 65. 47-60.
- Ódor L. – Horváth I. – Fügedi U.*: 1995. Országos Geokémiai Felvételek. I. Magyarország geokémiai térképsorozata, II. A regionális környezeti terhelés. MÁFI, Geokémiai Főosztály, T.: 17058.

- Oncsik M. – Kiss A. S. – Dombóvári J.:* 1989. A kadmium és a magnézium antagonizmusa rizs növényeknél. [In: Kiss, A.S. (Ed.): 3. Magyar Magnézium Szimpózium]. 45-46.
- Osmond, C. B.:* 1976. Ion absorption and carbon metabolism in cells of higher plants. [In: *Encyclopedia of Plant Physiology* (New Series) 2A, (Eds.: Lüttge U., Pitman M.G.), Springer-Verlag Berlin]. 347-372.
- Pais I.:* 1980. A mikrotápanyagok szerepe a mezőgazdaságban. Mezőgazda Kiadó. 242.
- Pál M. – Szalai G. – Horváth E. – Janda T. – Páldi E.:* 2002. Effect of salicylic acid during heavy metal stress. Proc. 7th Hung. Cong. On Plant Physiol. *Acta Biol. Szegediensis*. 46 (3-4): 119-120.
- Pasqualini, S. – Batini, P. – Ederli, L. – Porceddu, A. – Piccioni, C. – De Marchis, F. – Antonielli, M.:* 2001. Effects of short-term ozone fumigation on tobacco plants: response of The scavenging system and expression of The glutathione reductase. *Plant Cell Environ.* 24. 245-252.
- Perfus-Barbeoch, L. – Leonhardt, N. – Vavasseur, A. – Forestier, C.:* 2002. Heavy metal toxicity: cadmium permeates through calcium channels and disturbs The plant water status. *Plant J.* 32. 539-548.
- Peterson, P. J.:* 1971. Unusual accumulation of elements by plants and animals. *Sci. Progr.* 59. 505-526.
- Pethő M.:* 1993. Mezőgazdasági növények élettana. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Pinto, A. P. – Mota, A. M. – de Varennes, A. – Pinto, F. C.:* 2004. Influence of organic matter on the uptake of cadmium, zinc, copper and iron by sorghum plants. *Sci. Tot. Environ.* 326. 239-247.
- Prasad, M. N. V.:* 1995.a. Cadmium toxicity and tolerance in vascular plants. *Environ. Exp. Bot.* 35. 525-545.
- Prasad, M. N. V.:* 1995.b. Inhibition of maize leaf chlorophylls, carotenoids and gas exchange functions ny Cadmium. *Photosynthetica*. 31. 635-640.
- Punz, W. F. – Sieghardt, H.:* 1993. The response of roots of herbaceous plant species to heavy metals. *Environ. Exp. Bot.* 33. 85-98.
- Ramos, I. – Esteban, E. – Lucena, J. J. – Garate, A.:* 2002. Cadmium uptake and subcellular distribution in plants of *Lactuca* sp. Cd-Mn interaction. *Plant Sci.* 162. 761-767.
- Rausser, W. E.:* 1987. Changes in glutathione content of maize seedlings exposed to cadmium. *Plant Sci.* 51. 171-175.
- Rausser, W. E.:* 1999. Structure and function of metal chelators produced by plants: the case for organic acids, amino acids, phytin and metallothioneins. *Cell Biochem Biophys.* 32. 19-48.

- Reddy, G. N. – Prasad, M. N. V.: 1993. Tyrosine is not phosphorylated in cadmium induced HSP70 cognate in maize (*Zea mays L.*) seedlings: role in chaperone function? *Biochemical Archives*. 9(1): 27-32.
- Reeves, R. D.: 1988. Nickel and Zinc accumulation by species of *Thlaspi L.*, *Cochlearia L.*, and other genera of Brassicaceae. *Taxon*. 37. 309-318.
- Reeves, R. D. – Baker, A. J. M. – Borihidi, A. – Berazain, R.: 1999. Nickel hyperaccumulation in The serpentine flora of Cuba. *Annals of Botany*. 83. 29-38.
- Ren, A. – Gao, Y. – Zhang, L. – Xie, F.: 2006. Effects of cadmium on growth parameters of endophyte-infected endophyte-free rygrass. *J. Plant Nutrition and Soil Science*. 196 (6): 857-860.
- Repetto, O. – Bestel-Corre, G. – Dumas-Gaudot, E. – Berta, G. – Gianinazzi-Pearson, P. – Gianinazzi, S.: 2004. Targeted proteomics to identify cadmium-induced protein modifications in *Glomus mossae* – inoculate pea roots. *New Phytol*. 157. 555-567.
- Rivetta, A. – Negrini, N. – Cocucci, M.: 1997. Involvement of Ca²⁺-calmodulin in Cd²⁺ toxicity during the early phases of radish (*Raphanus sativus L.*) seed germination. *Plant Cell Environ*. 20. 600-608.
- Robinson, N. J. – Tommey, A. M. – Kuske, C. – Jackson, P. J.: 1993. Plant metallothioneins. *Biochem. J*. 295. 1-10.
- Roero-Puertas, M. C. – Rodriguez-Serrano, M. – Corpas, F. J. – Gomez, M. – Del Rio, L. A. – Sandalio, L. M.: 2004. Cadmium- induced subcellular accumulation of O²⁻ and H₂O₂ in pea leaves. *Plant Cell Environ*. 27. 1122-1134.
- Römheld, V. – Marschner, H. 1986. pH-Veränderungen in der Rhizosphäre verschiedener Kulturpflanzenarten in Abhängigkeit vom Nährstoffangebot. *Kali-Briefe* 18(1)
- Salt, D. E. – Prince, R. C. – Pickering, I. J. – Raskin, I.: 1995.a. Mechanisms of cadmium mobility and accumulation in Indian mustard. *Plant Physiol*. 109. 427-433.
- Salt, D. E. – Blaylock, M. – Kumar, N. P. B. A. – Dushenkov, V. – Ensley, B. D. – Chet. I – Raskin, I.: 1995.b. Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Biotechnol*. 13. 468-474.
- Sanità di Toppi, L. – Gabrielli, R.: 1999. Response to cadmium in higher plants. *Environ Exp. Bot*. 41. 105-130.
- Schreiber, U. – Bilger, W. – Neubauer, C.: 1994. Chlorophyll fluorescence as a noninvasive indicator for rapid assessment of *in vivo* photosynthesis. [In: Ecophysiology of Photosynthesis. Schulze, E.D., Caldwell, M.M (ed.) Springer-Verlag, Berlin] 49-70.
- Schutzendubel, A. – Polle, A.: 2002. Plant responses to abiotic stresses: heavy-metal induced oxidative stress and protection by mycorrhization. *J. Exp. Bot*. 53. 1351-1365.

- Seden, M. H. M. N. – Van Paassen, F. J. M. – Van der Meer, A. J. G. M. – Wolterbeek, H. T.:* 1992. Cadmium-citric acid xylem cell wall interactions in tomato plants. *Plant Cell Environ.* 15. 71-79.
- Seden, M. H. M. N. – Van der Meer, A. J. G. M. – Verburg, T. G., –Wolterbeek, H.T.:* 1994. Effects of cadmium on the behaviour of citric acid isolated tomato xylem cell walls. *J.Exp. Bot.* 45. 597-606.
- Seregin, I. V. – Ivanov, V. B.:* 1997. Histochemical Investigation of Cadmium and Lead Distribution in Plants. *Fiziol. Rast.* (Moscow) vol.44. 915-921. *Russ J. Plant Physiol.* Engl. Transl. 791-796.
- Shen, D.:* 1997. Microbial diversity and application of microbial products for agricultural purposes in China. *Agric. Ecosyst. Environ.* 62. 237-245.
- Siedlecka, A. – Baszynski, T.:* 1993. Inhibition of electron flow around photosystem I in chloroplasts of Cd-treated maize plants is due to Cd-induced iron deficiency. *Physiol. Plant.* 87. 199-202.
- Silver, L. M.:* 1983. Reevaluation of The evidence for The generation of new lethal *t* hapotypes by mutation. *Immunogenetics.* 18. 91-96.
- Silverberg, B. A.:* 1976. Cadmium-induced ultrastructural changes in mitochondria of freshwater green algae. *Phycologia.* 15. 155-159.
- Simon L. – Vágvölgyi S. – Győri Z.:* 1999. Kadmium-akkumuláció napraforgóban. *Agrokémia és Talajtan.* 48.(1-2): 99-109.
- Singh, V. P.:* 2005. Metal Toxicity and Tolerance in Plants and Animals. (Sarup&Sons, India) 27-97.
- Siroka, B. – Huttova, J. – Tamas, L. – Simonoviva, M. – Mistrik, I.:* 2004. Effect of cadmium on hydrolytic enzymes in maize root and coleoptile. *Biologia.* 59. 513-517.
- Somashekaraiyah, B. V. – Padmaja, K. – Prasad, A. R. K.:* 1992. Phytotoxicity of cadmium ions on germinating seedlings of mung bean (*Phaseolus vulgaris*): Involvement of lipid peroxides in chlorophyll degradation. *Physiol. Plant.* 85. 85-89.
- Somogyi Z. – Bakonyi G. – Kádár I. – Nagy P. – Kiss I.:* 2004. Mikroelem-terhelés hatása a közönséges televényférgekre (*Enchytraeus albidus*). *Agrokémia és Talajtan.* 53(1-2): 155-164.
- Stiborova, M. – Hromadkova, R. – Leblova, S.:* 1986. Effect of ions of heavy metals on the photosynthetic characteristics of maize (*Zea mays L.*). *Biologia.* 41(12): 1221-1228.
- Stiborova, M. – Ditrichova, M. – Brezinova, A.:* 1987. Effect of heavy metal ions on growth and biochemical characteristics of photosynthesis of barley and maize seedlings. *Biologia- Plantarum.* 29(6): 453-467.

- Stobart, A. K. – Griffiths, W. – Bukhari, I. A. – Sherwood, R. P.: 1985. The effects of Cd²⁺ on the biosynthesis of chlorophyll in leaves of barley. *Physiol. Plant.* 63. 293-298.
- Stölzer, S. – Fleckenstein, J. – Grabbe, K.: 1994. Die Immobilisierung der Schwermetalle Blei und Cadmium durch Komposte. *Müll und Abfall.* 9/94: 551-560.
- Strinski, A.: 1999. Some physiological and biochemical aspects of plant resistance to cadmium effect. I. antioxidative system. *Acta. Physiol. Plant.* 21. 175-188.
- Supalkova, V. – Petrek, J. – Baloun, J. – Adam, V. – Bartusek, K. – Trnkova, L. – Beklova, M. – Diopan, V. – Havel, L. – Kizek, R.: 2007. Multi-instrumental investigation of affecting of early somatic embryos of spruce by cadmium(II) and lead(II) ions. *Sensors.* 7. 743-759.
- Suslow, T. V.: 1982. Role of root-colonizing bacteria in plant growth. [In: *Phytopathogenic Procarriotes*, Vol. 1. (M.S. Mount and G.S.Lacy, eds.) Academic Press, New York]. 187-223.
- Szabó L. – Fodor L.: 1998. Investigation of mobility and availability of some heavy metal in field conditions. [In: *Soil Pollution*, (Ed.: Filep Gy.)] 132-137.
- Szabó L. – Fodor L.: 2003. Növények toxikus- elem tartalmának változása szabadföldi tartamkísérletekben. [In: *Mikroelemek a táplálékláncban* (Szerk.: Simon L., Szilágyi M.)] 238-251.
- Tamás J.: 1993. Potenciálisan toxikus nehézfémek nehézfémkészlet változása szennyvíziszapokkal kezelt talajokban. Kandidátusi értekezés. MTA Budapest 1-145.
- Wagner, G. J.: 1993. Accumulation of cadmium in crop plants and its consequences to human health. *Adv. Agron.* 51. 173-212.
- Tarczalközi K.: 2003. Nehézfémek a mezőgazdasági talajokban. *Acta Agraria Debreceniensis.* 10. 85-89.
- Tölgyesi Gy.: 1969. A növények mikroelem-tartalma és ennek mezőgazdasági vonatkozásai. Budapest, Mezőgazdasági Kiadó. pp 24, pp 92-96.
- Tukendorf, A. – Rauser, W. E.: 1990. Changes in glutathione and phytochelatins in root of maize seedlings exposed to cadmium. *Plant Sci.* 70. 155-166.
- Van Assche, F. – Clijsters, H.: 1990. Effects of metals on enzyme activity in plants. *Plant Cell Environ.* 13. 195-206.
- Van der Putten, W.H. – Ban Dijk, C. – Peters, B. A. M.: 1993. Plant-specific soil-borne diseases contribute to succession in foredune vegetation. *Nature.* 362. 53-56.
- Verret, F. – Gravot, A. – Auroy, P. – Leonhardt, N. – David, P. – Nussaume, I. – Vavasseur, A. – Richaud, P.: 2004. Overexpression of AtHMA4 enhances root-to-shoot translocation of zinc and cadmium and plant metal tolerance. *FEBS Lett.* 576. 306-312.

- Vér Zs.: 2006. Talajok különböző oldhatóságú nehézfém tartalmának vizsgálata a Keszthelyi Országos Műtrágyázási Tartamkísérletekben. Doktori (PhD) értekezés, Pannon Egyetem Georgikon Mezőgazdaságtudományi Kar, Keszthely
- Vessey, J. K.: 2003. Plant growth promoting rhizobacteria as a biofertilizers. *Plant Soil*. 255. 571-586.
- Vögeli-Lang, R. – Wagner, G. J.: 1990. Subcellular localization of Cadmium and Cadmium-binding peptides in tobacco leaves. *Plant Physiol*. 92. 1086-1093.
- Wagner, G. J.: 1993. Accumulation in crop plants and its consequences to human health. *Adv. Agron*. 51. 173-212.
- Wellburn, A. R.: 1994. The spectral determination of chlorophylls a and b, as well as total carotenoids, using various solvents with spectrophotometers of different resolution. *Plant Phys.* 114. 307-313.
- Wiklander, L.: 1964. Cation and anion exchange phenomena. Chap. 4 [In: *Chemistry of the Soil*, New York]. 163-205.
- Willekens, H. – Chamnongpol, S. – Davey, M. – Schraudner, M. – Langebartels, C. – van Montagu, M. – Inzé, D. – van Camp, W.: 1997. Catalase is a sink for H₂O₂ and is indispensable for stress defence in C₃ plants. *EMBO J*. 16. 4806-4816.
- Williams, C. H. – David, D. J.: 1976. The accumulation in soil of cadmium residues from phosphate fertilizers and their effect on The cadmium content of plants. *Soil Science*. 121. 86-93.
- Wozny, A. – Schneider, J. – Gwozdz, E. A.: 1995. The effect of lead and kinetin on greening barley leaves. *Biol. Plant*. 37. 541-552.
- Zahir, Z. A. – Arshad, M. – Frankenberger, W. T. Jr.: 2004. Plant growth promoting rhizobacteria: applications and perspectives in agriculture. *Adv. Agron*. 81. 97-168.
- Záray Gy.: 1991. Érces meddőhányók hatásterületének környezetvédelmi vizsgálata, Toka-patak völgye – tanulmány. ELTE TTK Szervetlen és Analitikai Kémiai Tanszék. 1-86.
- Zehnalek, J. – Adam, V. – Kizek, R.: 2004. Influence of heavy metals on production of protecting compounds in agriculture plants. *Lis. Cukrov. Reprske*. 120. 222-224.
- Zenk, M. H.: 1996. Heavy metal detoxification in higher plants – a review. *Gene*. 179. 21-30.
- Zhang, J. – Kirkham, M. B.: 1996. Enzymatic responses of The ascorbate-glutathione cycle to drought in sorghum and sunflower plants. *Plant Sci*. 113. 139-147.
- Zsupos-Oláh Á.: 2007. Changes of biological activity in different soil types. *Cereal Research Com*. 35. 861-864.

Xiang, C. – Oliver, D. J.: 1998. Glutathione metabolic genes coordintely respond to heavy metals and jasmonic acid in Arabidiopsis. *Plant Cell*. 10. 1539-1550.

kukorica és napraforgó hazai vetésterülete 2012-ben:

<http://www.ksh.hu/docs/hun/xftp/gyor/vet/vet21205.pdf>

<http://www.ksh.hu/docs/hun/xftp/gyor/vet/vet21205.pdf>

Statisztikai tükör 2012. VI. évfolyam 57. szám

10. PUBLIKÁCIÓK AZ ÉRTEKEZÉS TÉMAKÖRÉBEN

Tudományos közlemény, idegen nyelvű, lektorált folyóiratban:

- Gajdos É. – Lévai L. – Veres Sz. – Kovács B.: 2012. Effects of Biofertilizers on Maize and Sunflower Seedlings under Cadmium-stress. *Communications in Soil Science and Plant Analysis (special edition)* 43. (1-2): 272-279. (IF₂₀₁₁: 0.506)
- Gajdos É. – Kiss L. – Bánszki L.: 2011. Possible effects of cadmium content of soils on certain physiological parameters of maize. *Növényterm.* 60: 283-286.
- Gajdos É. – Tóth B. – Kovács B.: 2009. Applicability of biofertilization under Cadmium stress in the case of maize and sunflower. *Cereal Res. Commun.* 37: 593-596.
- Lévai L. – Veres Sz. – Bákonyi N. – Gajdos É.: 2008. Can wood ash and bio-fertilizer play a role in organic agriculture? *Agronomiski Glasnik (Agronomy Journal)* 3: 263-272. ISSN 0002-1954.
- Veres Sz. – Lévai L. – Bákonyi N. – Gajdos É.: 2008. Correlation of nutrient contents and biofertilizations. *Cereal Res. Commun.* 36: 1831-1835. (IF₂₀₀₈: 1.190).
- Lévai L. – Veres Sz. – Gajdos É. – Bákonyi N.: 2008. The Possible Role of bacteria Containing Bio-fertilizers in Sustainable Agriculture. *Soil Science and Plant Nutrition, Special issue.* 8(3):188-189.
- Veres Sz. – Lévai L. – Mészáros I. – Gajdos É.: 2007. The effects of bio-fertilizers and nitrogen nutrition on the physiology of maize. *Cereal Res. Commun.* 35(2): 1297-1301. (IF₂₀₀₇: 1.190).

Tudományos közlemény magyar nyelvű, lektorált folyóiratban:

- Gajdos É.: 2012. Néhány kukorica és napraforgó fajta kadmium érzékenységének vizsgálata. *Acta Agr. Debr.* 50: 169-173. ISSN 1587-1282
- Gajdos É.: 2009. Baktérium alapú biotrágya hatása a kukorica és napraforgó kadmium toleranciájára vízkultúrás kísérletben. *Acta Agr. Debr.* 35: 15-21. ISSN 1587-1282
- Veres Sz. – Lévai L. – Gajdos É. – Bákonyi N.: 2008. A biotrágyázás hatása napraforgó és kukorica tápanyag-gazdálkodására kadmium szennyezés esetén. XXXII. *Acta Agr. Óváriensis.* ISBN 978 963 9883 05 5
- Veres Sz. – Lévai L. – Gajdos É. – Mészáros I.: 2007. A biotrágyázás hatása kukorica szárazanyag termelésére. *Acta Agr. Óváriensis.* 49(2): 557-561.

Idegen nyelvű lektorált konferencia kiadvány:

- Gajdos É. – Bákonyi N. – Marozsán M. – Tóth B. – Lévai L. – Veres Sz.: 2011. Cadmium tolerance of maize and sunflower seedlings. 46th Croatian & 6th International Symposium on Agriculture, Opatija. pp.700-703.
- Gajdos É. – Veres Sz. – Bákonyi N. – Tóth B. – Víg R. – Marozsán M. – Lévai L.: 2010. Effects of cadmium on some physiological processes of crop plants. 45th Croatian &

- 5th International Symposium on Agriculture, Opatija, 2010. february 14-09. pp. 712-716. (eds. Marič and Lončarić) ISBN 978-953-6331-79-6
- Gajdos É. – Veres Sz. – Bákonyi N. – Tóth B. – Bódi É. – Marozsán M. – Lévai L.:* 2009. Effects of bacteria containing biofertilizer on Cd- tolerance of some crop plants. Előadás. In: Poceedings of 18th symposium of The international scientific center of fertilizers, Rome, Italy, pp. 67-73. ISSN 1971-0755
- Veres Sz. – Lévai L. – Marozsán M. – Gajdos É.:* 2009. The effect of plant growth promoting bacteria containing fertilizer to the photosynthetic activity of maize seedlings. In: Giametta, G. and Zimbalatti, G. (eds.): Proceedings of XXXIII CIOSTA CIGR V Conference 2009 ‘Technology and management to ensure sustainable agriculture, agro-systems, forestry and safety’ and IUFRO (Unit 3.06.00) Workshop, Reggio Calabria, Italy, Vol., 3, pp. 2123-2127. ISBN 978 88 7583 031 2
- Veres Sz. – Lévai L. – Marozsán M. – Gajdos É. – Bákonyi N. – Tóth B.:* 2009. Changes of some chlorophyll-fluorescence parameters under biofertilization. 44th Croatian & 4th International Symposium on Agriculture, Opatija, 2009.february 16-20. 662 pp. ISBN 978-953-6331-61-3
- Gajdos É. – Bákonyi N. – Lévai L. – Veres Sz. – Marozsán M. – Tóth B.:* 2009. Physiological examination of cadmium contamination on corn and sunflower seedlings. In: Proceedings of 44th Croatian & 4th International Symposium on Agriculture, Opatia, Croatia, pp. 510-512. ISBN 978-953-6331-61-3
- Bákonyi N. – Tóth B. – Gajdos É. – Bódi É. – Marozsán M. – Veres Sz. – Lévai L.:* 2009. Role of biofertilisers in plant nutrition. Előadás. 18th CIEC Symposium of the International Scientific Centre of Fertilizers. November 8-12, 2009 Rome, Italy. pp.17-22. ISSN 1971-0755
- Marozsán M. – Veres Sz. – Gajdos É. – Bákonyi N. – Tóth B. – Lévai L.:* 2009. The possible role of bio-fertilizers in agriculture. 44th Croatian & 4th International Symposium on Agriculture, Opatija, 2009. february 16-20. 585 pp ISBN 978-953-6331-61-3
- Lévai L. – Veres Sz. – Gajdos É. – Bákonyi N.:* 2008. The Possible Role of Bacteria Containing Bio-Fertilizers in Sustainable Agriculture. Poster. Session II.,5th International Symposium of Interactions of Soil Minerals with Organic Compartments and Microorganisms, Pucón, Chile, November 24-28 pp.

Magyar nyelvű lektorált konferencia kiadvány:

- Gajdos É. – Bákonyi N. – Marozsán M. – Víg R. – Veres Sz. – Lévai L.:* 2010. Kadmummal és baktérium alapú biotrágyával kezelt napraforgó hibridek növényfiziológiai vizsgálata. Az Élhető Vidékért 2010 Környezetgazdálkodási Konferencia 223-227. ISBN 978-963-229-871-9

Egyéb, idegen nyelvű, lektorált konferencia kiadvány:

Lévai L. – Tóth B. – Gajdos É. – Bákonyi N. – Veres Sz.: 2011. Bio-Fertilizers for the Quality of Agricultural Production. Proceedings. International Symposium on Kaz Mountains (Mount IDA) and Edremit. Global Changes in the Mediterranean Region (IKES2011). pp. 531-539. Editords: Recep Efe-Münir Öztürk-Ibrahim Atalay. ISBN:978-605-87840-0-0.

Lévai L. –Veres Sz. –Tóth B. – Bákonyi N. –Gajdos É. –Faragó E. –Marozsán M.: 2010. Necessity to use living bacteria in plant nutriton. 45th Croatian & 5th International Symposium on Agriculture, Opatija, 2010. february 14-09. pp. 818-822. (eds. Marič and Lončarić) ISBN 978-953-6331-79-6

Egyéb, magyar nyelvű, nem lektorált konferencia kiadvány:

Bákonyi N. – Gajdos É. –Lévai L. – Veres Sz. – Marozsán M. - Tóth B.: 2009. Baktérium alapú biotrágyák szerepe a mezőgazdasági növények tápanyag-gazdálkodásában. LI. Georgikon Napok, Keszthely, 2009. október 1-2. Összefoglalók pp 25. ISBN 978 963 9639 34 8

Marozsán M. – Veres Sz. – Gajdos É. – Bákonyi N. – Tóth B. – Léva, L.: 2008. A biotrágyák és a fahamu lehetséges szerepe a növények tápanyagellátásában. Poszter. VI. Alföldi Tudományos Tájgazdálkodási Napok, Mezőtúr, 2008. október 16-17. Összefoglalók pp 81. ISBN 978-963-87874-1-5

11. MELLÉKLETEK

1. táblázat: A kísérletek során használt napraforgó hibridek tulajdonságainak jellemzése

| | NK Brio | Alexandra PR | NK Neoma | NK Alego | NK Ferti |
|-------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Felhasználás | Hagyományos Korai érésű | Hagyományos Korai érésű | Imidazolinon-ellenálló csoport Korai érésű | Imidazolinon-ellenálló csoport Korai érésű | Magas olajsavas Korai érésű |
| Termőképesség [t/ha] | 4,24 | 3,86 | 3,99 | 3,75 | 4,10 |
| Olajtartalom [%] | 50,42 | 47,17 | 48,9 | 46,68 | 49,41 (2008-ban 86,45%) |
| Növény magasság | középmagas | középmagas | középmagas | Átlagosnál alacsonyabb (170-175 cm) | középmagas |
| Rezisztencia | Plasmopara halstedii összes hazai patotípusával szemben Napraforgó szádor E-rasz Jó toleranciát mutat a Diaporthe helianthi-val szemben | Peronoszpóra összes hazai patotípusával szemben Kimagasló tolerancia szár- és tányér-betegségekkel szemben Kimagasló tolerancia a Sclerotinia-val szemben | Peronoszpóra összes hazai patotípusával szemben Napraforgó szádor E-rasz | Plasmopara halstedii összes hazai patotípusával szemben Napraforgó szádor E-rasz Általános betegség-toleranciája nagyon jó | Peronoszpóra összes hazai patotípusával szemben Napraforgó szádor E-rasz Szárzságtűrése és öntermékenyülési hajlama átlagon felüli |
| Betegségekkel szembeni érzékenység | | | Diaporthe helianthi Fehérpenészes szár- és tányérrothadás | Diaporthe helianthi mérsékelt fogékonyság | Diaporthe helianthi |
| Nemesítő ház | <i>Syngenta</i> | <i>Pioneer</i> | <i>Syngenta</i> | <i>Syngenta</i> | <i>Syngenta</i> |

2. táblázat: A kísérletek során használt kukorica hibridek tulajdonságainak jellemzése

| | Norma SC | P9400 | PR37D25 | DKC 4490 |
|---------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------|------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------|
| FAO szám | 380 | 320 | 330 | 390 |
| Éréségi idő (nap) | Korai, 140-150 | Korai, 140-150 | Korai, 140-150 | Korai, 140-150 |
| Hasznosítási irány | | szemes | szemes | szemes |
| Hibrid típusa | kétvonalas | kétvonalas | kétvonalas | kétvonalas |
| Optimális tőszám [ezer tő/ha] | | | 68-72 | 60-70 |
| Termőképesség [t/ha] | 9,62 | | 12,38 | |
| Betakarításkori szemnedvesség tartalom [%] | 22,7 | | 22,8 | |
| Vízleadás üteme [%] | 0,6-0,7 | | 0,7-0,8 | |
| Keményítő tartalom | | | | |
| Fontosabb agrotechnikai tulajdonságok | Harvest index \approx 50 Szárazságtűrése kiváló, kevés tarlómaradványt hagy hátra (generative típusú) | | Kiváló korai fejlődési erély, időjárási stressz tűrés, adaptációs képessége rendkívül jó | Generatív típus |
| Morfológiai jellemzők | | | | Szárszilárdság, csőtípus:kúpos, hengeres 16-18 soros, lófogú |
| Betegségek | | | | |
| Rezisztencia | | | | Kukorica csíkos mozaik vírus, üszög, csó- és szárfuzárium |
| Minősítés éve | | | | 2008 |
| Nemesítő ház | <i>Marton Genetics</i> | <i>Pioneer</i> | <i>Pioneer</i> | <i>Monsanto</i> |

3. táblázat: A kísérletek során használt kukorica hibridek tulajdonságainak jellemzése

| | Mv 277 | Mv 343 | Mv 500 | De 285 |
|---------------------------------------------------|-------------------------------|------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------|
| FAO szám | 310 | 360 | 510 | 290 |
| Érés idő [nap] | Korai, 140-150 | Korai, 140-150 | Középkésői, 160-170 | Igen korai 130-140 |
| Hasznosítási irány | szemes | szemes | szemes | szemes |
| Hibrid típusa | | | | |
| Optimális tőszám [ezer tó/ha] | 60-75 | | | |
| Termőképesség [t/ha] | | | 12,1 | |
| Betakarításkori szemnedvesség tartalom [%] | 20,3-22,6 | | 21,73 | |
| Vízleadás üteme [%] | 0,5-0,7 | | 0,5-0,8 | |
| Keményítő | magas | | magas >72% | |
| Fontosabb agrotechnikai tulajdonságok | Hidegtűrése kiváló | | Egyedi termőképesség rendkívüli Csövenként igen nagy magszámmal és ezerszem tömeggel rendelkezik | |
| Morfológiai jellemzők | Szárszilárdság kiváló, lófogú | | Szemsorszám: 16-18, soronként 43-45 szem | |
| Betegségek | | | | |
| Rezisztencia | | | | |
| Minősítés éve | 2004 | | | |
| Nemesítő ház | <i>Marton Genetics</i> | <i>Marton Genetics</i> | <i>Marton Genetics</i> | <i>Agrár-gazdaság Mg.-i és Kereskedelmi Kft.</i> |

NYILATKOZAT

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Karán, a Kerpely Kálmán Növénytermesztési, Kertészeti és Regionális Tudományok Doktori Iskola keretében készítettem el, a Debreceni Egyetem AGTC MÉK doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.

Debrecen, 2013.

.....
a jelölt aláírása

NYILATKOZAT

Tanúsítom, hogydoktorjelölt 2008. - 2012. között a fent megnevezett Doktori Iskola keretében irányításommal – irányításunkkal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult, az értekezés a jelölt önálló munkája. Az értekezés elfogadását javaslom – javasoljuk.

Debrecen, 2013.

.....
a témavezető(k) aláírása

KÖSZÖNETNYÍLVÁNÍTÁS

Ezúton mondok köszönetet konzulensemnek, Dr. Lévai László egyetemi docensnek a munkám irányításában és a doktori értekezés elkészítésében nyújtott segítségért, valamint Dr. Veres Szilvia egyetemi adjunktusnak, a munkámhoz nyújtott segítőkész tanácsaiért.

Köszönöm Zsuposné Dr. Oláh Ágnesnek és Dr. Fodor Lászlónak hogy opponensi észrevételivel, szakmai javaslataikkal hozzájárultak a doktori értekezés végleges formájának elkészítéséhez.

Köszönettel tartozom a Növényélettani kutatócsoport laboránsainak, Csákyiné Faragó Erzsébetnek és Oláhné Tóth Ibolyának, a kísérleteim kivitelezése során nyújtott segítségükért, illetve Bákonyi Nóra PhD hallgató és Dr. Tanyi Péter segítőkészségéért.

Köszönöm Dr. Kovács Béla professzor úrnak és Dr. Széles Évának, a kísérleti minták elemtartalmának méréshez nyújtott segítségüket.

Külön köszönöm Dr. Víg Róbertnek a statisztikai kiértékelésében nyújtott segítségét.

Köszönöm a családom, a barátaim segítségét, biztatását és türelmét.

Ezúton fejezem ki köszönetemet mindazoknak, akik a legcsekélyebb mértékben is hozzájárultak munkámhoz és e dolgozat létrejöttéhez.

Köszönöm!