

A talaj kadmium szennyezésének vizsgálata angolperje (*Lolium perenne*) bioteszttel

MÓNOK DÁVID és FÜLEKY GYÖRGY

Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,
Környezettudományi Intézet, Talajtani és Agrokémiai Tanszék, Gödöllő

Postai cím: Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,
Környezettudományi Intézet, Talajtani és Agrokémiai Tanszék, Gödöllő, Páter
Károly u. 1., monokdavid27@gmail.com

Bevezetés

A kadmiummal szennyezett területek komoly környezeti- és humán-egészségügyi kockázatot jelentenek, mivel a kadmium a talajokban toxikus mennyiségben halmozódhat fel anélkül, hogy akut mérgező hatása megnyilvánulna. Emiatt közvetve vagy közvetlenül bekerülhet a táplálékláncba, így az emberi szervezetbe is, ott akkumulálódhat, és az élő szervezetek heveny vagy idült károsodását, végső esetben pusztulását idézheti elő (KÁDÁR 1995; KIRKHAM, 2006; TUDOREANU & PHILLIPS, 2004; KABATA-PENDIAS, 2010).

A kadmium a talajba főként mezőgazdasági és ipari folyamatok által jut be. A felszínre került kadmium általában addig a mélységig jut le a talajprofilban, ameddig a talajműveléssel bedolgozzák. Immobilitása miatt veszélyes mértékben is felhalmozódhat a talaj felső rétegében (WUANA & OKIEIMEN 2011; FILEP, 1998; SZABÓ & FODOR, 1998).

Magyarországon a földtani közeg és a felszín alatti vízszennyezéssel szembeni védelemhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet rendelkezik. Ebben a rendeletben foglalt ún. (B) szennyezettségi határérték kadmiumra földtani közegben 1 mg/kg szárazanyag.

Abban az esetben, ha a talaj kadmiumtartalmát környezetvédelmi szempontból értékeljük, a talajban található kadmium mennyiségét analitikai vizsgálatokkal határozzuk meg, majd összevetjük a környezetvédelmi határértékekkel. Ezek az eredmények azonban önmagukban még nem tükrözik a nehézfémek károsító hatását az ökoszisztémára. Ezen probléma megoldására ökotoxikológiai vizsgálati módszereket alkalmazhatunk, melyek alkalmasak lehetnek az ökoszisztéma élőlényekre kifejtett hatások vizsgálatára, vagy lehetővé teszik a kadmium mozgásának és felhalmozódásának nyomon követését a táplálékláncon keresztül (GRUIZ et al., 2001; CARDOSO & ALVES, 2012).

Számos biotest alacsonyabb- és magasabbrendű növényeket használ szennyeződések kimutatására, mivel növények általában érzékenyebbek a szennyezőanyagokra, mint a baktériumok. A magasabbrendű növényekkel végzett toxicitás tesztek végpontja a pusztulás, a növekedés (mérhető hosszban, súlyban) valamint a fotoszintetikus és a metabolikus enzimaktivitások lehetnek. A szabványok

többnyire egynyári növényeket és fűféléket javasolnak (BABICH & STOTSKY, 1985; GRUIZ et al., 2001; OECD, 2003).

Gyakran angolperjét (*Lolium perenne*) használnak fel, amely ökotoxikológiai szempontból kiváló tesztstruktúra, mivel fejlődése gyors, paraméterei (pl. hajtásmagasság, zöldtömeg) jól mérhetőek, laboratóriumi körülmények között könnyen kezelhető, valamint olcsó és széleskörűen elterjed növény (BARCSÁK, 2004; CARDOSO & ALVES, 2012).

Korábban a növényekre alapozott biotest módszerek elsősorban a tápanyag-felvétel elemzésére koncentráltak. A nehézfémek károsító hatását modellező növényi biotestek eddig közölt eredményei pedig nagyon eltérőek: a vizsgált talajtípustól, tesztnövénytől, az alkalmazott módszer beállítási és/vagy értékelési paramétereitől függően (NOOMAN & FÜLEKY, 1989; BARNA & FÜLEKY, 2007; KIRKHAM, 2006).

A kadmium mobilitása és növények általi felvehetősége függ annak kémiai formájától. A talajban előfordulhat oldott formában, kolloidokhoz kötve, talajásványokba zárva és oldhatatlan csapadék formában. Azt, hogy milyen formában van jelen a kadmium a talajban, a talajtulajdonságok erősen befolyásolják. Ezek közül a talaj kémhatása az egyik legfontosabb, mivel a Cd adszorpciója és deszorpciója pH-függő. Köztudott, hogy a nehézfém-kationok mobilitása a pH csökkenésével növekszik, és kadmium esetében már kismértékű pH-csökkenés is fokozza a fém mobilitását (LEHOCZKY et al., 1996; ALLOWAY, 1995).

Korábbi kutatások bizonyították, hogy a pH csökkenésével a növények által felvett kadmium mennyiség is növekszik, és a két érték között lineáris összefüggés van (SAPPIN-DIDIER et al., 2005; TUDOREANU & PHILLIPS, 2004; KIRKHAM, 2006; WUANA & OKIEIMEN, 2011).

Szintén fontos tényező a talaj szervesanyag-tartalma, mivel szerepet játszik a kadmium megkötésében. Így nagyobb szervesanyag-tartalom esetében csökken a növények által felvett kadmium mennyiség (KIRKHAM, 2006; SAUVÉ et al., 2003). A kadmium felvétele kompetícióban áll más elemek felvételével (K, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn, Ni) ugyanazon membrán transzporter használata miatt. Ezen elemek közül a Zn jelenléte a legfontosabb, mivel kémiaiilag hasonló tulajdonságokkal rendelkezik, mint a kadmium. A tápanyagellátás szintén befolyásoló tényező lehet, mivel növelésével a növények Cd tartalma is emelkedik (RIVETTA et al., 1997; KIRKHAM, 2006; MENGEL et al., 2001; GÖTHBERG et al., 2004).

A kadmium a felvétele után a növény különböző szöveteibe kerül, majd ott felhalmozódhat, és nagy mennyiségben akár károsíthatja is a növényt. A növények kadmium-tartalma függ a növények fejlődési állapotától, a növényi résztől, és az ivartól is. A fiatal növény kadmium-tartalma akár nagyságrenddel is magasabb lehet, mint az érett növényé (KÁDÁR, 1995).

A kadmium megtalálható a gyökérben és a hajtásban is, de nagyobb része általában a gyökérben akkumulálódik. Angolperje esetében azonban a hajtásban mért Cd mennyiség lehet a nagyobb. A növények hajtásának és a talajok kadmium-tartalma között általában lineáris összefüggést tapasztaltak (SIMON et al., 1999; RAMOS et al., 2002; MURÁNYI et al., 1997).

Az angolperje már alacsony kadmium-koncentráció esetén is nagy mennyiségű kadmiumot akkumulál a gyökérben, illetve a szárban. A növekvő kadmium adagok hatására pedig csökken az angolperje szárának és gyökerének zöldtömege (GOLDA & KORZENIOWSKA, 2016; BIDAR et al., 2006).

BARNA & FÜLEKY (2007) vizsgálataiból kiderült, hogy az angolperje hajtásmagasságára gyakorolt károsító hatás jó mutatója a talaj nehézfém-szennyezettségnek. Emiatt az általuk kidolgozott angolperjével végzett gyors növényi bioteszt alkalmas arra, hogy jelzés értékű, kiegészítő információt adjon egy talajszennyezettségi határértéket meghaladó nehézfém-terhelésre, különösen kadmium esetében. A vizsgálatot azonban csak egyféle talajon (barna erdőtalaj) végezték el, így a talaj tulajdonságainak befolyásoló hatásáról nem kaptunk információt. Emiatt elengedhetetlen, hogy különböző talajokon megvizsgáljuk a módszer alkalmazhatóságát.

Kísérletünk során 4 különböző tulajdonságokkal rendelkező talajt használtunk fel, melyeket laboratóriumi körülmények között kadmiummal terheltünk, majd megvizsgáltuk a kadmium-terhelés hatásait a teszt növényre.

Kutatómunkánk során a következő kérdések megválaszolását tűztük ki célul:

A BARNA & FÜLEKY (2007) által kidolgozott, nehézfémekkel szennyezett talajok vizsgálati módszerén alapuló angolperje-bioteszt alkalmazható-e különböző típusú és tulajdonságú talajok ökotoxikológiai vizsgálatára?

A talaj növekvő kadmium koncentrációja milyen hatással van az angolperje által felvett, és hajtásában akkumulált Cd mennyiségére, valamint az angolperje növényélettani paramétereire?

A kadmiummal terhelt talajok ökotoxikológiai tesztelése során milyen időtartamú legyen az angolperjék nehézfém-terhelési periódusának időtartama, amely végére a növényi paraméterek kellően differenciálódnak?

Továbbá arra is kerestem a választ, hogy az ökotoxikológiai teszt során mely talajtulajdonságok, és hogyan befolyásolják az angolperje kadmium-felvételét a talajból, valamint a különböző növényélettani paramétereit?

Vizsgálati anyag és módszer

A kísérletben 4 különböző termőhelyről származó talajt alkalmaztunk. A kísérlet szempontjából legfontosabb tulajdonságaikat az 1. sz. táblázat tartalmazza.

1. sz. táblázat. A tesztalajok típusa és tulajdonságai.

(1) Származási hely:	Kompolt	Nagyhőrcsök	Nyíregyháza	Órbottyán
(2) Talajtípus:	(a) barna erdőtalaj	(b) csernozjom talaj	(c) homoktalaj	(c) homoktalaj
K_A	38	36	22	23
pH_{DV}	5,9	7,7	5,5	7,4
pH_{KCL}	4,7	6,7	4,9	6,9
CaCO₃ %	<0,1	3,47	<0,1	2,13
Humusz %	2,33	7,44	3,09	4,17
Só %	0,04	0,07	0,02	0,05
NH₄-N mg/kg	3,3	1,3	4,8	3,9
NO₃-N mg/kg	2,1	10,9	3,5	3,6
AL-P₂O₅ mg/kg	187	296	75	360
AL-K₂O mg/kg	183	215	64	53
Cd mg/kg	0,76	1,14	0,66	1,15
(HNO₃ kivonat)				
Zn mg/kg	1,19	4,08	1,24	1,33
(HNO₃ kivonat)				

A tesztalajok nehézfém-terhelése kadmium-acetát törzsoldat talajba keverésével történt meg. Összesen 4 Cd-terhelési szintet állítottunk be: 0, 1, 2, és 4 mg/kg-os terhelést. A tesztalajok Cd-terhelése következő lépésekből állt:

200 g légszáraz, előzőleg 2 mm-es szitán átrostált tesztalajt helyeztünk 1-1 db. 500 ml ürtartalmú, 50 mm belmagasságú és 130 mm átmérőjű, sima felületű műanyag tálba. Ezután a 4 különböző talajon a fentebb említett Cd-terhelési szinteket alkalmaztuk 3 ismétlésben. Az egyes talajok 60 %-os vízkapacitásának megfelelő mennyiségű desztillált vízbe 0,2 ml 0; 1; 2 vagy 4 mg/ml Cd-tartalmú kadmium-acetát $[\text{Cd}(\text{CH}_3\text{COO})_2 \times 2 \text{H}_2\text{O}]$ törzsoldatot kevertünk, és ezt hozzáadtuk a 200 g-os talajmintákhoz.

A kísérlet módszertani alapelve a BARNÁ & FÜLEKY (2007) által kidolgozott, nehézfémekkel szennyezett talajok toxicitását értékelő, gyors növényi bioteszt volt. A kísérlet 2 részből épül fel: egy előnevelési és egy terhelési periódusból.

Az előnevelési periódusban 48 db 500 ml ürtartalmú, 50 mm belmagasságú és 130 mm átmérőjű, sima felületű műanyag tálba 2–2 g háztartási vattát helyeztünk, amelyeket 30 ml/tenyészedény desztillált vízzel átitattunk és a nedves vattapárnákra egyenletesen elosztva 2 g/tenyészedény vetőmag mennyiségeket juttattunk. Az így előkészített csíráztató tálakban az angolperjét 6 napig, 25 °C hőmérsékleten csíráztattuk és előneveltük, amely során naponta a fent említett tömegállandóságra öntöztük desztillált vízzel az edényeket. A tenyészedények helyét a növénynevelő asztalon randomszerűen cseréltük. A csíráztatás időtartama alatt a tenyészedényeket papírivekkel teljes terjedelmükben lefedtük, majd amint a csíranövények elérték átlagosan a 10-15 mm-es hajtásmagasságot a papíriveket eltávolítottuk.

Az előnevelt növényeket tartalmazó vattapárnákat az előnevelési periódus zárónapján az előzetesen kadmiummal terhelt talajmintákra helyeztük. A 200 g

tesztalaj-tartalmú tenyészedenyeket kadmium-terhelési szintenként 3 ismételtsben, randomizált elrendezésben helyeztük el. A terhelési periódus alatt a tenyészedenyeket 25 °C hőmérsékleten tartottuk, valamint naponta tömegállandóságra öntöttük desztillált vízzel.

A nehézfém-terhelési időszak alatt 2 naponta mértük az angolperje hajtásmagasságát (mm), melyet minden tenyészedenyben 8 ponton detektáltunk. A kör alakú tenyészedenyt 4 részre osztva, a körátlók mentén a tenyészedeny középpontjától 2 és 4 cm távolságra mértük a hajtásmagasságot, majd a 8 db mért értéket átlagoltuk. Így a terhelési periódusban a 0., 2., 4., 6., 8., 10., 12., és 14. napon keletkeztek eredmények.

A nehézfém-terhelési periódus végén, a 14. napon az angolperje hajtásait levágtuk tenyészedenyenként a vattapárnákról, és lemértük a hajtás zöldtömegét (g/tenyészedeny). Ezután szobahőmérsékleten kiszárítottuk a hajtásokat légszárazra, és visszamértük a száraztömegüket (g/tenyészedeny), majd a meglévő adatokból kiszámoltuk az angolperje hajtásának nedvességtartalmát (%).

A növényi paramétereken kívül, mértük a hajtás Cd-tartalmát (mg/kg szárazanyag), melyet sósavas hidrolízist követően atomabszorpciós spektrofotométer segítségével határoztunk meg. A sósavas hidrolízis a következők szerint történt: 0,5 g légszáraz hajtásmintát 10 ml 2M sósavoldattal 105 °C-on 3 órán keresztül hidrolizáltunk. Lehűlés után 10 ml-re feltöltöttük az oldatot desztillált vízzel, majd homogenizálás után átszűrtük.

Matematikai és statisztikai módszerek

Az eredmények értékeléséhez a táblázatokban feltüntettük az $SzD_{5\%}$ értékeket, melyeket varianciaanalízissel határoztunk meg. A talaj kadmium terhelése és a növényi paraméterek közötti összefüggést regresszioanalízissel állapítottuk meg. A különböző talajokon kapott eredmények összehasonlítására a Tukey-féle post hoc tesztet alkalmaztuk. A talaj tulajdonságai és a növény paraméterei közötti összefüggést pedig a Pearson-féle korrelációs együtthatóval (r) jellemeztük.

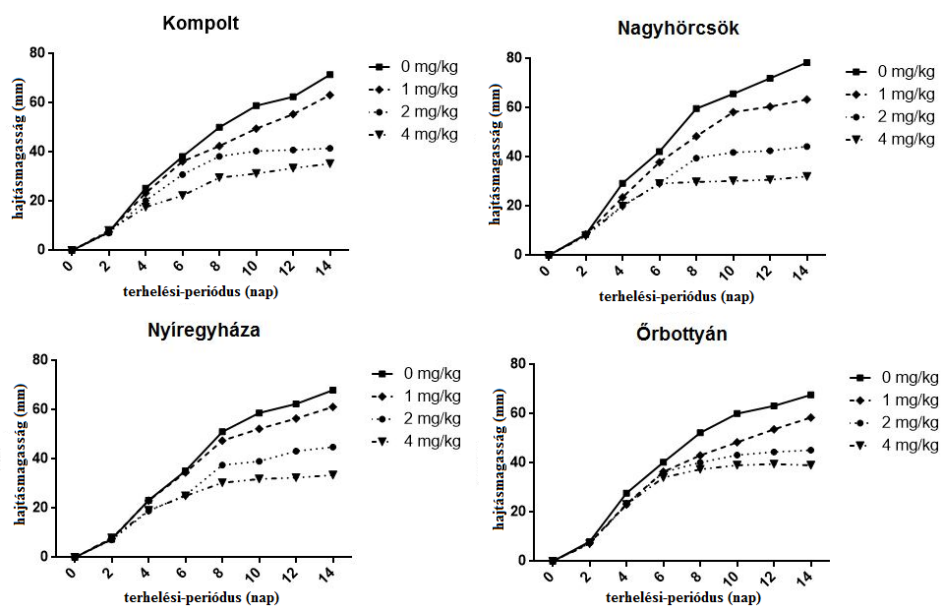
Továbbá feltüntettük az akut toxicitás EC_{10} , és EC_{20} értékeit is, melyek azok a kadmium-terhelési szintek, ahol a bioteszt mért paraméterében 10 és 20 %-os a csökkenés a kontrollhoz képest.

Vizsgálati eredmények

Az angolperjével elvégzett tenyészedenyes Cd-terhelési kísérlet, amelyben 4 különböző talajon, és 4 nehézfém-terhelési szinten (0x, 1x, 2x, 4x), 14 napos kadmium-terhelési periódusnak tettük ki az előnevelt teszt növényeket, az alábbi eredményekkel zárult.

Az angolperje hajtásának növekedése a terhelési periódusban

A hajtás növekedése a terhelési periódusban eltelt napok függvényében a 1. sz. ábrán látható, ahol a hajtásmagasság változásait a terhelési periódus 0. napján mért értékekhez hasonlítottam. Az ábráról megállapítható, hogy az egyes Cd-terhelések eltérő mértékben befolyásolták a hajtás növekedését, és az idő elteltével a mért értékek egyre jobban differenciálódtak. Megfigyelhető továbbá az is, hogy ez a differenciálódás eltérő az egyes talajok esetében.



1. sz. ábra: A hajtás növekedése a terhelési periódusban

A 2. és 4. napon mért hajtsámagasságok esetében nincs szignifikáns különbség a terhelések között ($P > 0,05$). A 6. napon mért hajtsámagasságok között már nagyobb különbségeket találunk az egyes Cd terhelések között, azonban a különbség még ekkor sem szignifikáns ($P=0,07$).

A 8. napon mért értékek között már statisztikailag is szignifikáns a különbség ($P < 0,05$), azonban a károsító hatás mértéke nem éri el minden esetben a kritikus 10 %-os szintet. A 10., 12., és 14. napon mért értékek esetében szintén szignifikáns a különbség az egyes terhelések között, az EC_{10} értékek pedig 1 mg/kg alattiak.

A Cd terhelés hatása az angolperje hajtsámagasságára

A következőkben a terhelési periódus utolsó napján kapott eredményeket részletezem. A kezelésekre csökken az angolperje hajtásának magassága a kontrollhoz képest (2. sz. táblázat).

2. sz. táblázat. Kadmium terhelések hatása az angolperje hajtásmagasságára (mm)

(1) Teszt talaj	(2) Cd-terhelés mértéke (mg/kg légszáraz talaj)					(3) EC értékek
	0	1	2	4	SzD _{5%}	
Kompolt	71,5	63,2	41,6	35,3	2,8	EC ₁₀ : 0,57
<i>Károsító hatás (%)</i> *		11,6	41,8	50,6		EC ₂₀ : 1,34
Nagyhőrcsök	78,4	63,4	44,3	32,1	3,4	EC ₁₀ : 0,37
<i>Károsító hatás (%)</i> *		19,1	43,5	59,1		EC ₂₀ : 1,05
Nyíregyháza	68,0	61,2	44,9	33,5	3,1	EC ₁₀ : 0,65
<i>Károsító hatás (%)</i> *		11,5	34,0	50,7		EC ₂₀ : 1,42
Órbottyán	67,7	58,5	43,2	40,1	2,6	EC ₁₀ : 0,49
<i>Károsító hatás (%)</i> *		13,6	36,2	40,8		EC ₂₀ : 1,45

Megjegyzés: *Károsító hatás: A kontrollhoz viszonyított %-os csökkenés értéke.

A 14. napon a növekedés-gátlás a legkisebb 1 mg/kg-os terhelés esetén is meghaladta a 10 %-ot minden talaj esetében, míg a legnagyobb 4 mg/kg-os terhelés esetén ezek az értékek 40,8 % és 59,1 % között voltak.

A legnagyobb növekedésgátlás a 4 mg/kg-os Cd terhelésnél a nagyhőrcsöki talajban volt megfigyelhető (59,1 %), a legkisebb pedig az órbottyáni talajban (40,8 %).

A talajok kadmium-terhelése és a hajtás növekedése (a terhelési periódus 0. napjához képest) között a regresszióanalízis alapján lineáris összefüggést találtunk, és a determinációs együtthatók (R^2) alapján több mint 80%-os valószínűséggel a Cd-terhelés hatásának tulajdonítható a hajtásmagasság változásának csökkenő tendenciája a növényben. A legintenzívebb növekedésgátlás a kontrollhoz képest a nagyhőrcsöki talaj esetében volt tapasztalható, mivel a b-érték ebben az esetben volt a legkisebb (b-érték: -11,5; R^2 : 0,91). Ezt követi a kompolti (b-érték: -9,38; R^2 : 0,87), majd a nyíregyházi talaj (b-érték: -8,85; R^2 : 0,92), míg a legkisebb intenzitás az órbottyáni talajon mutatkozott (b-érték: -7,02; R^2 : 0,82).

A Tukey teszt alapján a talajok között minden esetben szignifikáns a különbség a hajtás növekedésének tekintetében ($P < 0,05$).

A Cd terhelés hatása az angolperje zöldtömegére

A talaj Cd-terhelésének toxikus hatását az angolperje zöldtömegére a 3. sz. táblázatban foglalom össze.

A növekvő Cd-terhelés toxikus hatása az angolperje zöldtömegének csökkenésében igen érzékenyen megmutatkozott, és a regresszióanalízis alapján ez mind a 4 talaj esetében 70% feletti valószínűséggel a Cd toxikus hatásának tudható be.

Látható, hogy 1x-es terhelés (talaj-határérték) esetén, mind a 4 talajnál, több mint 10 %-os csökkenést regisztráltam a zöldtömegben a kontrollhoz képest, a 2x-es terhelés pedig már meghaladja az EC20 értéket.

3. sz. táblázat. Kadmium terhelések hatása a hajtás zöldtömegére (g/200 g talaj).

(1) Teszt talaj	(2) Cd-terhelés mértéke (mg/kg légszáraz talaj)					(3) EC értékek
	0	1	2	4	SzD _{5%}	
Kompolt	6,24	5,15	4,23	3,40	0,17	EC ₁₀ : 0,52
<i>Károsító hatás (%)</i> *		17,5	32,7	45,5		EC ₂₀ : 1,40
Nagyhőrcsök	6,43	5,63	4,72	4,16	0,15	EC ₁₀ : 0,79
<i>Károsító hatás (%)</i> *		12,5	26,6	35,4		EC ₂₀ : 1,92
Nyíregyháza	5,28	4,27	3,54	3,11	0,14	EC ₁₀ : 0,40
<i>Károsító hatás (%)</i> *		19,1	33,0	41,1		EC ₂₀ : 1,41
Órbottyán	5,34	4,29	3,53	3,16	0,17	EC ₁₀ : 0,35
<i>Károsító hatás (%)</i> *		19,7	33,9	40,9		EC ₂₀ : 1,37

Megjegyzés: *Károsító hatás: A kontrollhoz viszonyított %-os csökkenés értéke.

A legmagasabb Cd terhelési szinten a legnagyobb zöldtömeg-csökkenés a kompolti talaj esetében volt tapasztalható (45,5 %), míg a legkisebb a nagyhőrcsöki talaj esetében (35,4 %).

A csökkenés tendenciáját tekintve, legnagyobb mértékben a kompolti talajon csökken a növény zöldtömege (b-érték: -0,70; R²: 0,81). Ezt követi a nagyhőrcsöki (b-érték: -0,57; R²: 0,82), majd az órbottyáni talaj (b-érték: -0,52; R²: 0,71), míg legkisebb mértékben a nyíregyházi talajon (b-érték: -0,52; R²: 0,74) csökken a zöldtömeg.

Az egyes teszt talajok között szignifikáns különbség volt tapasztalható (P érték: <0,05). Ez alól az egyetlen kivétel a nyíregyházi és az órbottyáni talaj eredményei, ahol a P=0,14.

A Cd terhelés hatása a további növényi paraméterekre

A teszt növény száraztömegében, és nedvességtartalmában regisztrálható változások nem értékelhetők, mivel a Cd terhelés függvényében kis mérési intervallumot fedtek le, és az eredmények nem minden esetben érték el a szignifikáns szintet. Ökotoxikológiai szempontból sem lehetett a különbségeket jellemezni, mivel az általam alkalmazott terhelési szintek egy része az EC₁₀ értéket sem érte el.

A hajtásban akkumulálódott Cd-mennyiség

Az angolperje hajtásában akkumulálódott Cd-mennyiség változását a talajterhelés függvényében a 4. sz. táblázat mutatja be.

4. sz. táblázat. Az hajtás Cd-tartalma (mg/kg sz.a.).

(1) Teszt talaj	(2) Cd-terhelés mértéke (mg/kg légszáraz talaj)				
	0	1	2	4	SzD _{5%}
Kompolt	0,32	2,10	3,18	6,78	0,34
Nagyhőrcsök	0,23	1,55	2,54	5,76	0,41
Nyíregyháza	0,24	2,01	3,07	6,59	0,37
Órbottyán	0,25	1,69	2,72	6,09	0,40

A 14 napos kadmium-terhelési periódus után a teszt növény hajtásában, mind a 4 talaj esetében detektálható volt a talaj természetes nehézfém-tartalmából származó kadmium. A talaj Cd tartalmának növelésével talajonként eltérő mértékben, de nőtt a hajtásban akkumulálódott Cd mennyiség. Az akkumuláció növekvő tendenciája a növényben a determinációs koeficiensek (R^2) alapján több mint 95%-os valószínűséggel a Cd-terhelés hatásának tulajdonítható.

Mennyiségét tekintve, a legnagyobb Cd tartalmat a 4 mg/kg-os terhelési szinten, a kompolti talaj esetében mértem, míg ezen a terhelési szinten a nagyhőrcsöki talajban volt a legkisebb a hajtás Cd tartalma.

A vizsgált terhelési tartományban a talajok kadmium-terhelése és a növény hajtása által akkumulált Cd mennyisége között lineáris összefüggés van.

A legintenzívebb kadmium akkumuláció a kompolti talaj esetében volt tapasztalható, amit a regressziós koeficiensek is alátámasztanak, mivel a b-érték a kompolti talaj esetében volt a legnagyobb (b-érték: 1,59; R^2 : 0,96). Ezt követi a nyíregyházi (b-érték: 1,56; R^2 : 0,95), majd az órbottyáni talaj (b-érték: 1,45; R^2 : 0,98), míg a legkisebb intenzitás a nagyhőrcsöki talajon mutatkozott (b-érték: 1,38; R^2 : 0,97).

A Tukey teszt alapján megállapítottam, hogy szignifikáns különbség van az egyes talajok között az angolperje hajtásában akkumulált Cd mennyiségét tekintve ($P < 0,05$). Ez alól kivétel a kompolti és a nyíregyházi talaj közti különbség, ahol $P=0,19$; illetve a nagyhőrcsöki és az órbottyáni talaj közti különbség, ahol $P=0,08$.

A talajtulajdonságok és a vizsgált növényi paraméterek közötti összefüggések

A talajtulajdonságok és a vizsgált növényi paraméterek közötti összefüggést Pearson-féle korrelációval elemeztem.

3 talajtulajdonság esetében találtam szignifikáns korrelációt összehasonlítva a hajtásban mért Cd koncentrációval: pH_{DV} ($P=0,027$; $r = -0,94$), pH_{KCL} ($P=0,044$; $r = -0,91$), Humusz % ($P=0,045$; $r = -0,89$). Ez alapján a talaj pH-ja és humusz-tartalma negatív korrelációban áll a hajtásban akkumulált Cd mennyiségével.

A talajtulajdonságok és a növény hajtásmagassága között a következő szignifikáns korrelációkat találtam: NH_4-N mg/kg ($P=0,037$; $r = 0,91$), K_A ($P=0,042$; $r = 0,88$), Humusz % ($P=0,042$; $r = 0,78$). Az angolperje hajtásmagassága tehát pozitív korrelációban áll a talaj kötöttségével, humusztartalmával, és a benne található ammóniumion mennyiségével.

A növény zöldtömegével az alábbi talajtulajdonságok voltak korrelációban: pH_{DV} ($P=0,040$; $r = 0,88$), $CaCO_3$ % ($P=0,043$; $r = 0,91$), $AL-P_2O_5$ ($P=0,048$; $r = 0,84$).

Pozitív korreláció áll fenn a növény zöldtömege és a talaj desztillált vízzel kimutatható pH-ja, szénsavas mésztartalma, valamint AL-oldható foszfortartalma között.

Vizsgálati eredmények értékelése

A BARNA & FÜLEKY (2007) által kidolgozott angolperje bioteszt módosított változata alkalmas volt különböző típusú és tulajdonságú, kadmiummal szennyezett talajok ökotoxikológiai vizsgálatára.

A talaj Cd koncentrációjának növekedése statisztikailag is kimutatható károsító hatással volt az angolperje növényi paramétereire. A legnagyobb változás a növények hajtásmagasságában és zöldtömegében következett be.

Az angolperje hajtásmagassága lehet az egyik legalkalmasabb növényélettani paraméter a kadmiummal szennyezett talajok toxicitását értékelő biotesztben, mivel több, mint 80 %-os valószínűséggel a Cd terhelés hatásának tulajdonítható a hajtásmagasság változásának csökkenő tendenciája a növényben. Hasonló eredményre jutottak BARNA & FÜLEKY (2007).

A növekvő Cd terhelés toxicitása jól nyomon követhető a teszt növények zöldtömegében bekövetkező csökkenés tendenciájának vizsgálatával is. Ez több mint 70 %-os valószínűséggel tulajdonítható a növekvő Cd koncentrációknak, így az angolperje zöldtömege is alkalmas paraméter lehet a kadmiummal szennyezett talajok ökotoxikológiai értékelésére. Ez megegyezik az irodalmi adatokban talált eredményekkel (GOLDA & KORZENIOWSKA, 2016; BIDAR et al., 2006; BARNA & FÜLEKY, 2007).

A Cd terhelés növekedésével szignifikánsan nőtt az angolperje által akkumulált Cd mennyisége, és ennek növekvő tendenciája egyértelműen összefüggésben volt az alkalmazott terhelés mértékével. Ezt irodalmi adatok is alátámasztják (SIMON et al., 1999).

A hajtással felvett Cd-tartalmak sokkal érzékenyebb mutatói lehetnek a talaj szennyezettségének, mint a talajhatárértékek konkrét számértékei.

Az ökotoxikológiai tesztek fontos tulajdonsága a gyorsaság. Emiatt a kadmiummal terhelt talajok tesztelése során kerestük azt a legrövidebb terhelési periódust, amely végére a növényi paraméterek kellően differenciálódnak.

A terhelési periódus 10. napján mért hajtásmagasságok esetében már szignifikáns volt a különbség az egyes koncentrációk között, és már 1 mg/kg-os Cd terhelési koncentráció esetében is meghaladja a 10 %-os értéket a hajtásmagasság csökkenése a kontrollhoz képest. Mivel az emelkedő Cd terhelési szintek közötti különbségek a 10. napra jól visszatükröződtek az angolperje hajtásmagasságában, ezért az általam alkalmazott növényi biotesztben a talajok Cd tartalmának jellemzésére alkalmas Cd terhelési periódus legrövidebb időtartama 10 nap lehet.

Kísérletünkben arra is kerestük a választ, hogy mely talajtulajdonságok befolyásolják az angolperjével végzett bioteszt vizsgálati eredményeit. A Pearson-féle korreláció alapján a hajtásban mért Cd koncentrációt a pH, és a humusztartalom befolyásolja. Ezt alátámasztja az elvégzett Tukey teszt is, mivel a hasonló pH-val, és humusztartalommal rendelkező talajok hajtásában akkumulálódott kadmium mennyisége között nincs szignifikáns különbség. Eredményeim alapján az alacsony

pH-jú, és alacsony humusztartalmú talajból az angolperje nagyobb mennyiségű kadmiumot vesz fel, és akkumulál a hajtásában. Ez megegyezik korábban megjelent eredményekkel (SAPPIN-DIDIER et al., 2005; TUDOREANU & PHILLIPS, 2004; SAUVÉ et al., 2003).

A növényélettani paraméterek közül a hajtásmagasságra a talajok ammóniumion tartalma, a kötöttsége, és a humusztartalma van hatással. A korreláció pozitív, tehát minél magasabb az értéke ezeknek a talajtulajdonságoknak, annál magasabb lesz a hajtásmagasság.

A zöldtömeget a talaj desztillált vízzel kimutatható pH-ja, karbonát-tartalma, valamint AL-oldható foszfortartalma befolyásolja. A korreláció ebben az esetben is pozitív.

A talajtulajdonságok tehát nagymértékben befolyásolják az angolperjével végzett bioteszt eredményét, azonban vizsgálatomban 4 egymástól jelentősen eltérő talajon is sikerrel alkalmazható volt a módszer. Ez alapján az angolperje, mint teszt növény, alkalmas a talajok kadmium-szennyezettségének környezettoxikológiai értékelésére, és jelzés értékű, kiegészítő információt adhat egy talajszennyezettségi határértéket meghaladó Cd terheléssel kapcsolatban.

A módszer megfelel az ökotoxikológiai tesztekkel szemben támasztott követelményeknek is, mivel egy tesztszervezet élettani jelenségeit vizsgálja a szennyezőanyag (jelen esetben a kadmium) hatására, továbbá könnyen elvégezhető, műszert nem igényel, így kivitelezési költsége is alacsony (GRUIZ et al., 2001; CARDOSO & ALVES, 2012).

Véleményünk szerint célszerű lenne elvégezni a kísérletet más nehézfémekkel is, de a módszer alkalmas lehet egyéb talajszennyező-anyagok (pl.: szerves szennyezőanyagok, hulladékkivonatok) vizsgálatára is.

Összefoglalás

A kadmium felhalmozódása a talajban humánegészségügyi, ökológiai, és biológiai kockázatokkal jár. Korábbi vizsgálatok alapján kiderült, hogy az angolperje (*Lolium perenne*) hajtásmagasságára és zöldtömegére gyakorolt károsító hatás jó mutatója a teszt talaj kadmium-szennyezésének.

Kísérletünkben 4 különböző termőhelyről származó talajt használtunk fel, melyek tulajdonságai jelentősen eltértek egymástól. Az angolperjét alkalmazó növényi bioteszt első periódusában 6 nap alatt egyenként 2–2 g desztillált vízzel átitatott háztartási vattán 2–2 g angolperje magból előneveltük a növényeket. A 7. napon az előnevelt csíranövények a vattával együtt a kadmiummal terhelt talajmintákra kerültek. Négy szinten vizsgáltuk a kadmiumterhelés hatását: 1 kg talajra számítva 0, 1, 2 és 4 mg kadmium kezelést alkalmaztunk kadmium-acetát formájában. A tápanyaghiányos első periódus után a csíranövények intenzíven vették fel a táp és toxikus anyagokat a talajokból. 14 napos terhelés után mértük a hajtások zöld-, ill. száraztömegét, nedvességtartalmát, valamint kadmium-tartalmát. Ezen kívül 2 naponta mértük a növények hajtásmagasságát.

Az alkalmazott kezelésekből a kadmium mind a 4 talaj esetében statisztikailag igazolható mértékben csökkentette az angolperje hajtásmagasságát és zöldtömegét, és a károsító hatás arányban volt az alkalmazott dózissal. Az angolperje

hajtásmagasságában és zöldtömegében már 1 mg/kg-os terhelés esetén is több mint 10 %-os csökkenés volt tapasztalható a kontrollhoz képest. A legmagasabb kezelés esetében a hajtásmagasság csökkenése meghaladta a 40 %-ot, míg a zöldtömeg csökkenése a 35 %-ot mind a 4 talaj esetében.

A növekvő kadmium adagok hatására szignifikánsan nőtt a hajtás Cd tartalma. Az angolperje az alacsony pH-jú, és alacsony humusztartalmú talajból több kadmiumot vett fel, és akkumulált a hajtásban.

Az eredményeink alapján az angolperje bioteszt alkalmas különböző talajok kadmium szennyezésének jellemzésére.

Kulcsszavak: kadmium, angolperje, talajszennyezés, növényi bioteszt

Irodalom

6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet a földtani közeg és a felszín alatti vízszennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről. Magyar Közlöny 2009/51. (IV. 14.), pp 14398-14413.

ALLOWAY B.J. (1995): Heavy metals in soils. Blackie Academic and Professional, London, p. 368.

BABICH H., STOTZKY G. (1985): Heavy metal toxicity to microbe-mediated ecologic processes: a review and potential application to regulatory policies. Environ. Res., 36: 111-137.

BARCSÁK Z. (2004): Biogyepgazdálkodás. Mezőgazda Kiadó, Budapest. pp. 20-22.

BARNA SZ., FÜLEKY GY. (2007): A talajok Cd-, Pb- és Cu-szennyezettségének értékelése gyors növényi biotessztel. Agrokémia és Talajtan 56. (2) Akadémiai Kiadó, Budapest. 285-300.

BIDAR G., GARCON G., PRUVOT C., DEWAELE D., CAZIER F., DOUAY F., SHIRALI P. (2006): Behavior of Trifolium repens and Lolium perenne growing in a heavy metal contaminated field: Plant metal concentration and phytotoxicity. Environmental Pollution, 147: pp 546-553.

CARDOSO E. J. B. N., ALVES P. R. L. (2012): Soil Ecotoxicology. In: Ecotoxicology. (Ed: BEGUM, G), InTech Europe, Rijeka, pp 27-50.

FILEP GY. (1998): Behaviour and fate of Pollutants in Soil. In: Soil Pollution. (Ed: FILEP, GY.), Agricultural University of Debrecen, Debrecen, pp. 23-51.

GOLDA S., KORZENIOWSKA J. (2016): Comparison of phytoremediation potential of three grass species in soil contaminated with cadmium. Environmental Protection and Natural Resources, 27., No. 1: 8-14.

GÖTHBERG A., GREGER M., HOLM K., BENGTSSON B.E. (2004): Influence of nutrient levels on uptake and effects of mercury, cadmium, and lead in water spinach. Journal of Environmental Quality 33: 1247–1255.

GRUIZ K., HORVÁTH B., MOLNÁR M. (2001): Környezettoxikológia Vegyi anyagok hatása az ökoszisztémára. Műegyetemi Kiadó, Budapest, p. 171.

KABATA-PENDIAS A. (2010): Trace Elements in Soils and Plants, Fourth Edition. CRC Press, Boca Raton, pp 287-301.

KÁDÁR I. (1995): Környezet és természetvédelmi kutatások: A talaj-növény-állat-ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. Budapest: A Környezet- és Területfejlesztési Minisztérium és az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete kiadványa, pp 169-290.

KIRKHAM M. B. (2006): Cadmium in plants on polluted soils: Effects of soil factors, hyperaccumulation, and amendments. *Geoderma*, 137: 19–32.

LEHOCZKY É., SZABADOS I., MARTH, P. (1996): Cd content of plants as affected by soil Cd concentration. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 27: 1765-1777.

MENGEL K., KIRKBY E. A., KOSEGARTEN H., APPEL T. (2001): Elements with More Toxic Effects. *Principles of Plant Nutrition*, 5th Edition, pp 657-673

MURÁNYI A., FÜLEKY GY., G. JÓZEFACIUK (1997): Ammónium-felvétel hatása a gyökérkörnyezet savanyodására és az angolperje csíranövény kadmiumfelvételére. *Agrokémia és Talajtan*, 46: 197-206.

NOOMAN H. J. & FÜLEKY GY. (1989): Gyors biotest a talaj tápelem-szolgáltató képességének meghatározására. *Agrokémia és Talajtan*, 38: 121-142.

(OECD) Organisation for Economic Co-operation and Development (2003): OECD Guideline for the testing of chemicals. Proposal for updating guideline 208. *Terrestrial Plant Test: 208: Seedling Emergence and Seedling Growth Test*

RAMOS I., ESTEBAN E., LUCENA J. J., GARATE A. (2002): Cadmium uptake and subcellular distribution in plants of *Lactuca sp.* Cd-Mn interaction. *Plant Science*, 162: 761- 767.

RIVETTA A., NEGRINI N., COCUCCI M. (1997): Involvement of Ca^{2+} -calmodulin in Cd^{2+} toxicity during the early phases of radish (*Raphanus sativus* L.) seed germination. *Plant Cell Environ.* 20: 600-608.

SAPPIN-DIDIER V., VANSUYTS G., MENCH M., BRIAT J. F., (2005): Cadmium availability at different soil pH to transgenic tobacco overexpressing ferritin. *Plant and Soil*, 270: 189–197.

SAUVÉ S., MANNA S., TURMEL M. C., ROY A.G., COURCHESNE F., (2003): Solid solution partitioning of Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn in the organic horizons of a forest soil. *Environmental Science and Technology*, 37: 5191–5196

SIMON L., VÁGVÖLGYI S., GYÓRI Z. (1999): Kadmium-akkumuláció napraforgóban. *Agrokémia és Talajtan*. 48.(1-2): 99-109.

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.

TUDOREANU L., PHILLIPS C. J. (2004): Modeling cadmium uptake and accumulation in plants. *Advances in Agronomy* 84: 121–157.

WUANA R. A., OKIEIMEN F. E. (2011): Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation, *International Scholarly Research Network, ISRN Ecology*, Volume 2011, Article ID 402647, 20 pages

Measuring cadmium pollution of soils using ryegrass (*Lolium perenne*) biotest

D. MÓNOK and GY. FÜLEKY

Department of Soil Science and Agricultural Chemistry, Institute of Environmental Science, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences, Szent István University, Gödöllő

Summary

Cadmium accumulation in soils cause human health, ecological and biological risks. Previous studies have shown that shoot height and green mass reduction of perennial ryegrass (*Lolium perenne*) can be a sensitive indicator of cadmium pollution level of soils.

Four soils were applied in the experiment, which have different types and properties. Four soils were applied in the experiment, which have different types and properties. In the first period of the biotest, 2-2 g perennial ryegrass were planted in 2-2 g cotton-wool, which were moistened with distilled water, and the seedlings were grown for 6 days. On the 7th day the cotton-wool pads, containing the seedlings, were placed on the cadmium polluted soil samples. The effect of cadmium loading were tested in four levels: 0, 1, 2, and 4 mg Cd per kg of soil were added to soil in the form of cadmium acetate. After the nutrient-deficient first period, the seedlings took up nutrients and toxic substances intensively from the soil samples. After a 14-day period of soil-plant contact; green masses, dry masses, humidity, and Cd content of the shoots were determined. In addition to this, shoot heights were measured every 2 days.

In our applications, cadmium reduced the shoot height and green mass of ryegrass in all tested soils. The decrease was statistically significant, and the damaging effect was proportional to the applied dose. A reduction of more than 10 % in the shoot height and green mass were observed at a Cd pollution level of 1 mg Cd per kg of soil. At the highest Cd pollution level the decrease of shoot height were more than 40 %, and the decrease of green mass were more than 35 % in all soils.

The increasing level of Cd applications were significantly increased the Cd content of the shoots. The ryegrass accumulated more Cd in their shoots, from soils with a low pH, and low organic matter content.

The results indicate that ryegrass biotest is suitable for characterization of Cd contamination in different soils.

Table 1. Soil types and properties of the soils. (1) Location. (2) Type of soil. a) brown forest soil; b) chernozem soil; c) sandy soil.

Table 2. Effect of Cd loads on shoot height (mm). (1) Test soil. (2) Level of Cd loading (mg Cd/kg soil dry matter). (3) EC values. Note: Damaging effect: % reduction compared to the control

Table 3. Effect of Cd loads on the Green mass of the shoots (g/200g soil). (1) Test soil. (2) Level of Cd loading (mg Cd/kg soil dry matter). (3) EC values. Note: see Table 2.

Table 4. Cd content of the shoots (mg/kg dry matter). (1) Test soil. (2) Level of Cd loading (mg Cd/kg soil dry matter).

Figure 1. Growth of shoot height in the loading period. Horizontal axis: loading period (days). Vertical axis: Shoot height (mm).