

DOKTORI (Ph D.) ÉRTEKEZÉS

RÓZSA LÁSZLÓ

MOSONMAGYARÓVÁR

2000.

PANNON AGRÁRTUDOMÁNYI EGYETEM
MEZŐGAZDASÁGTUDOMÁNYI KAR
TAKARMÁNYOZÁSTANI TANSZÉK

Programvezető:

DR. SCHMIDT JÁNOS

MTA DOKTORA

HAZAI TAKARMÁNYAINK
ÓLOMSZENNYEZETTSÉGÉNEK, VALAMINT
AZ ÓLOM KÉRŐDZŐKRE GYAKOROLT
HATÁSÁNAK VIZSGÁLATA

Készítette:

RÓZSA LÁSZLÓ

MOSONMAGYARÓVÁR

2000.

TARTALOM

I. BEVEZETÉS	1
II. IRODALMI ÁTTEKINTÉS.....	3
1. Az ólom és a környezet.....	3
2. Az ólom beépülése a növényekbe	12
3. Az ólom hatása az emberi és állati szervezetre.....	14
III. KÍSÉRLETI ANYAG ÉS MÓDSZER	25
1. Mintavétel.....	25
1. 1. A növények ólomtartalmának vizsgálata	25
1. 2. A tej és a fedőszőr ólom tartalmának vizsgálata.....	27
1. 3. Mesterséges ólomterhelés hatásának vizsgálata juhokkal	28
1. 3. 1. Mesterséges ólom-kiegészítés vizsgálata ürökkel és kosokkal	28
1. 3. 2. Mesterséges ólomterhelés hatásának vizsgálata anyajuhokban és újszülött bárányokban.....	32
1. 4. Kémiai vizsgálatok.....	34
1. 4. 1. Az állatkísérletek során etetett takarmányok kémiai összetételének vizsgálata.....	34
1. 4. 2. Bendőtartalom ólomtartalmának meghatározása.....	35
1. 4. 3. Gyapjúminta cink-, réz-, mangán- és ólomtartalmának meghatározása	35
1. 4. 4. Tejminták cink-, réz- és ólomtartalmának meghatározása...36	
1. 4. 5. Amnionfolyadék ólomtartalmának meghatározása.....	36

1. 4. 6. A biokémiai paraméterek meghatározása	36
1. 5. Alkalmazott statisztikai analízis.....	37
IV. KÍSÉRLETI EREDMÉNYEK, EREDMÉNYEK ÉRTÉKELÉSE ...	38
1.1. A takarmányok és jelzőnövények ólomtartalma.....	38
1. 2. A tej és a fedőszőr ólomtartalma.....	45
1. 3. Mesterséges ólomterhelés hatása juhokon	48
1. 3. 1. Az ólomterhelés hatása a táplálóanyagok emészthetőségre	48
1. 3. 2. Az ólomterhelés hatása az indikátorszervek ólom- és mikroelem-tartalmára	55
1. 3. 3. Az ólomterhelés hatása néhány szérumalkotó értékére	61
1. 4. Ólomterhelés hatása az anyajuhokra és újszülött bántányaikra.	68
V. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK	72
VI. ÖSSZEFOGLALÁS	74
VII. SUMMARY	77
VIII. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS.....	80
IX. IRODALOM JEGYZÉK	81

I. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉS

Az ember évezredek óta egyik alárendelt, részben kiszolgáltatott tagja az ökoszisztémának, hiszen léte meghatározó mértékben függ a természetes környezettől. A természettudományok fejlődésével az ember tudatosan emelkedett a természetes környezet fölé és azt különféle beavatkozásaival folyamatosan változtatja. A nehézfémek fontos szerepet játszanak a fejlett országok ipari gyártástechnológiáiban. Egyesek (pl. a cink, a réz) létfontosságúak a növények és az állatok életfolyamataiban, a mezőgazdaság termőképességének fenntartásában, ill. fokozásában, az ember esszenciális mikroelem-igényének biztosításában. Számos nehézfém ugyanakkor, mint jelentős környezeti szennyező forrás került az érdeklődés homlokterébe világszerte. A talajok és a tápláléklánc nehézfém-forgalmának vizsgálata fontossá vált az utóbbi években: egyfelől a környezetvédelmi szemlélet térnyerésével, mind a tudományos kutatás, mind a közvélemény területén, másfelől pedig az analitikai módszerek, a műszeres vizsgálatok fejlődése, nagyobb pontossága következtében.

Munkám három területre összpontosult:

1. A takarmánynövények ólomtartalmának meghatározása. Vizsgáltam a hazánkban termesztett fontosabb szálas- és abraktakarmányok ólomtartalmát és az ipari körzetekben, valamint a forgalmas autópályák mentén termesztett szálatakarmányokat.

2. A tejtermelő tehenek ólomterhelésének kimutatása. Ennek érdekében tej- és a szőrminták ólomtartalmát vizsgáltam a mezőgazdasági körzetekben, illetve a forgalmas autóutak környékén.

3. A mesterséges ólomterhelés hatásának vizsgálatára juhokon, az ólomterhelés mértéke milyen hatást gyakorol

- a takarmányok emészthetőségére,
- az egyes indikátorszervek ólomtartalmának alakulására,
- a kérődzők néhány enzim komplexének aktivitására,
- ólomterhelés mértékétől függően, milyen arányban jut át az ólom a placentán, és milyen mennyiségben jelenik meg az újszülött bárányokban.

II. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

1. Az ólom és a környezet

Az ólom a periódusos rendszer IV b oszlopának, az úgynevezett óncsoportnak az eleme, vegyületeiben kettő vagy négy vegyértékkel fordul elő. Átlagos koncentrációja a felszíni vizekben 3 µg/liter, a tengervízben 0,3 µg/liter, a litoszférában 12,5 mg/kg, a talajokban 29 (1–188) mg/kg (NRIAGU, 1978).

Az ember az ólmot régóta bányássza és használja. Mintegy 5000 éve a szulfidércekből nyert ezüst-ólmot ötvözetek olvasztásával különítették el a két fémet egymástól. Az ezüst iránti megnövekedett igény az ólom előállítását is növelte. Alacsony olvadáspontja, jó formálhatósága, hosszú élettartama elősegítette az – egyébként az egészségre káros – ólomedények készítését és használatát. Az ezüstpénzek előállításával tovább nőtt a kinyert ólom mennyisége, a görög kultúra végén és a római birodalomban. Az ipari forradalom kezdetétől meredeken emelkedett a bányászott ólom mennyisége (SETTLE ÉS PATTERSON, 1980). A vason kívül csak az alumínium, a réz és a cink felhasználása haladja meg a ólomét.

Az ólmot elsősorban az autó- és az építőipar használja. Az autóipar vázalkatrészek forrasztására, ólom-savas akkumulátorok előállítására, kopásgátlóként a katalizátor nélküli autók benzinjébe keverve alkalmazza, utóbbit egyre csökkenő (15 » 0,25 g/l) koncentrációban.

Az ólmot továbbá kábelek hüvelyezésére, festékgyártásra, csővezetéként, ón-, réz-, antimonötvözeteként, a lőszergyártásban, a

nyomdaiparban, hézagolásra, fényezőanyagok gyártására stb. is felhasználják. Acélszerkezetek korrózióvédelmére, az üveg- és a kerámiagyártásban, TV képcsövek gyártásakor is használják.

Az ember ipari tevékenységéből fakadó környezetszennyezésről már igen régi feljegyzések is beszámolnak. 4000 éve a kínai Ming-császárok porcelánégető műhelyeinek kemencéiből származó fluor-hidrogén gáz a környező terület talaját, növényzetét károsította, kipusztultak az erdők, kopárrá vált a táj (STEFANOVITS, 1977).

Az 1960-as évek óta végzett kutatások eredményei nyilvánvalóvá tették, hogy – különösen az ipari körzetekben és a városokban – rendellenesen megemelkedhet a talaj nehézfém koncentrációja. Bár számos területen ezek a nehézfém szintek (még) nem akkorák, hogy akut mérgezési tüneteket váltsanak ki, de a táplálékláncban megnövekedett koncentrációjuk, hosszú távon kimutatható egészségkárosodást okozhat (KÁDÁR, 1991).

Az egyik legsúlyosabb környezeti ártalom a nagy forgalmú utak mentén a levegőből lerakódó, növekvő mennyiségű ólom. HAPKE (1994) vizsgálatai szerint a városok levegője akár 100-szoros mennyiségeket is tartalmazhat, (2,0 mg ólom/m³-t) összehasonlítva a gyérforgalmú vidéki települések (0,02 ólom µg/m³) levegőjével.

Az ólomnak a közutak mellett a talajban és a növényeken, illetve növényekben való feldúsulása ma már ismert jelenség (CANNON ÉS BOWLES, 1962; PURVES, 1967). Ugyanakkor a forgalmas utaktól távol, a korábbi ólomtartalmú növényvédő szerek, pl. az ólom-arszátnak a használata miatt is nagy lehet a növények ólomtartalma (MITCHELL ÉS REITH, 1966).

A benzinbe kopogásgátlás céljából kevert ólom-tetraetil mennyisége a 70-es években az egész világon 235 000 tonna volt, és ennek nagy része a gépjárművek kipufogógázával a környezetbe jutott. Ebből származik a levegő ólomtartalmának 80%-a (LAGENVERFF, 1972).

Ennek a ténynek az ismeretében számos országban csökkentették a benzin ólomtartalmát. Japánban a környezetbarát technológiák terjesztésének fontos vívmányaként a 70-es évektől, az USA-ban a 80-as évektől a benzinüzemelésű autók 100%-a katalizátoros, ólommal nem szennyezi környezetét. Nyugat-Európában (pl. Anglia, Svédország) a 90-es évek elején az autóknak még mindig 50%-a használt ólomtartalmú benzint (ADRIANO, 1986).

Magyarországon 1953-ban még $1,5 \text{ g/dm}^3$, 1962-ben $1,2 \text{ g/dm}^3$, 1968-ban $0,8 \text{ g/dm}^3$ volt a benzin ólomtartalma. 1985-től $0,7 \text{ g/dm}^3$ helyett csökkentett, $0,4 \text{ g/dm}^3$ ólomtartalommal kerül forgalomba a hazai benzin. 1991-től tovább, $0,25 \text{ g/dm}^3$ -re csökkentették ezt az értéket. (ÁRKOSI ÉS BUNA 1990). Az 1992-ben üzembeállított Opel- (Szentgotthárd) és Suzuki- (Esztergom) gyárban már katalizátoros autók jönnek le a futószalagokról. Mindezek mellett sajnos a hazai kocsialománynak mind a mai napig még csak kis töredéke környezetkímélő üzemelésű.

Érdekes eredményeket közölnek FU és mtsai (1989). Hawaiiban, Délkelet-Honoluluban, az Ala-Moana strandövezetben és a környező parkban vizsgálták az ólom- és higanyszennyezettséget. A ólom forrása a helyi közúti forgalom, a higanyé pedig a 400 km-re délkeletre levő vulkán volt. 1972 és 1987 között mind a közúti ólom, mind a távolról jövő higanykibocsátás több mint 80%-kal csökkent. Előbbi az

ólommentes benzin nagyarányú használatával, utóbbi a csökkent vulkáni gázkibocsátással magyarázható.

Számos adat látott napvilágot a különböző földrészek, országok növény állományának, valamint az ember és állat ólomterhelésére vonatkozóan az elmúlt időszakban és kerülnek közlésre ma és még feltehetően a jövőben is. Számítások szerint az USA-ban a robbanómotorok kipufogógázaival évente mintegy 500 ezer tonna ólom kerül a levegőbe. HARSING ÉS KESZTYŰS (1982) kimutatták, hogy Észak-Amerika lakosságának az ólomterhelése a testszövetekben talált ólomtartalom alapján több mint 100-szorosára növekedett a XX. században (0,002 mg/kg-ról 0,2 mg/kg-ra). Ugyanilyen eredményre jutottak PATTERSON (1965), COHEN és mtsai (1968), WACHTER ÉS SALLABERGER (1971).

A Szovjetunióban LUKAMIN (1989) szerint évente 64 millió tonna olaj elégetése során 11,2 millió tonna szén-monoxid, 27,3 millió tonna szénhidrogén és nitrogén-oxid keletkezik, 8300 t ólom, 200 millió tonna szén-dioxid; $3,1 \times 10^{12}$ MJ energia jut a környezetbe. A kipufogógázok kén-dioxidot, kormot, policiklusos, aromás szénhidrogéneket tartalmaznak, melyek rákkeltők.

LEPNEJEVA ÉS OBUHOV (1987) az urbanizáció hatását, a talaj és a növényzet nehézfém terhelését vizsgálták Moszkva parkjaiban, gyepes területeinek szegélyén (ólom, cink, réz és kadmium). A terhelés a környező üzemekből és a gépkocsiforgalomból adódott. Az oldható ólom 20–40 mg/kg volt a talajokban, ami kétszerese a podzolos talajokban talált értéknek. A semleges, kissé lúgos kémhatású talajok (pH 7,3–7,9) kalciumtelítettség: 70%; szerves széntartalma: 5%, nehézfém tartalma 4–6 % volt.

IL, KUN ÉS MAKOVSKA (1978) Kijevben vizsgálták az *Aesculus hippocastanum* (vadgesztenye), *Tilia cordata* (kislevelű hárs) és a *Populus nigra* (fekete nyár) ólomfelvételét. A nyári időszak során 40 mg/kg ólom került felvételre. A leginkább ólomfelhalmozó vadgesztenye, ólomfelvétele 1 m-re az úttól 40 mg/kg volt ez az érték 30 m-es távolságban 12 mg/kg-ra csökkent. A műtrágyák használata növeli az ólom felvételét a levegőből és a talajból. A csapadék a levelek felszínén levő ólom 30–60%-át lemossa a talajra.

RAUTA ÉS MEHAILSCU (1986) Bukarest területén határozták meg az ólomtartalmat, ezek alapján 3 zónára osztották a vizsgált területet: centrum, 0–3 km-es körzet, 3–7,5 km-re a központtól. Az ólomtartalom sorrendben 200–500 mg/kg, 65–350 mg/kg, 25–100 mg/kg között változott a talajban.

Hazánkban KOVÁCS és mtsai (1986) az Ajkán működő üveggyár, timföldgyár és hőerőmű környezetkárosító hatását vizsgálták. Az intenzív levegőszennyeződés következménye a városközpont fáinak károsodása, pusztulása. A gázok (kén-dioxid, hidrogén-fluorid, nitrogén-oxidok) és a szilárd szennyező anyagok súlyosan veszélyeztetik Ajka faállományát. A város belső területén a fák mintegy 70%-a károsodott. A szálló por 21 féle potenciálisan toxikus elemet tartalmazott, többek között jelentős mennyiségű ólmot is. Az elemek jelentős része a terhelés mértékétől függően felhalmozódik a fák leveleiben. A levelek kémiai összetétele alapján – mint akkumulációs indikátorokkal – meghatározható az ipari szennyeződésből származó elemek jelenléte, illetve felhalmozódása. Az erőmű és a timföldgyár közelében nagyobb mennyiségben az alumínium, a vas és az ólom volt kimutatható.

HORVÁTH és mtsai (1980) az Érdtől 2 km-re, keletre elhelyezkedő ólomkohó környezetének szennyezettségét ismertetik. Az ólomkohótól távolodva 200, 500, 1000, 2000, 3000, 4000, és 5000 m sugarú körívek mentén 50 m-enként vettek talajmintákat 0–5, 20–25, és 50–55 cm mélységben. Izokoncentrációs görbékkel térképszerűen is ábrázolták az ólom-, arzén- és cinkszennyezettséget. Az üzem közelében 1000 mg/kg feletti ólomtartalmat is mértek, amely 1000 m-re 100, 2000 m-re 50, 4000m-re 25 mg/kg-ra csökkent. Az üzem területén feltöltésre használt ipari hulladékok (főleg kohósalak és a porleválasztókból visszamaradt porhulladék) nehézfém tartalmát is meghatározták. A porhulladék volt a legveszélyesebb, mivel vízdoldható formában tartalmazza az ólom 42%-át, a kadmium 45%-át és cink 77%-át. A talajmélységgel csökken a szennyezettség, de az ólom még a talajvízzel érintkező részben is meghaladta a 25 mg/kg-ot.

A *Metallochemia* nagytétényi gyárát körülvevő terület talajának ólomtartalma 4–13-szorosan lépi túl a megengedett határértékeket, SZABÓ (1991) vizsgálati eredményeit figyelembe véve.

KÁDÁR (1991, 1993, 1993a) és KOVÁCS (1999) felhívják a figyelmet a nehézfémekkel való környezetterhelés veszélyeire és ezeknek az elemeknek a táplálékláncban betöltött szerepének kutatására, a kereskedelmi forgalomban levő élelmiszerek rendszeres elemzésének fontosságára, amely lehetővé teszi a károsító elemeket tartalmazó áruk kiszűrését, amilyen, pl. az elmúlt évek paprikahamisításának ügye volt.

KÁDÁR ÉS KONC (1994) vizsgálatai szerint a hamisított „paprika” valójában egy lisztszerű anyag és ólomminium, valamint króm-, báriumtartalmú festék keveréke lehet. A hamisított „paprika”

ólom- és krómtartalma több tízszeresen (!) meghaladta az élelmiszerek megengedett ólom- és krómkoncentrációját (0,3 és 2,0 mg/kg), a kálium és a foszfortartalma viszont a természetes paprika foszfor- és káliumtartalmának csupán felét, nyolcadrészét érte el.

Számos közlemény foglalkozik az ólomszennyezés alakulásával az ipari létesítményektől és a nagy forgalmú autópályáktól való távolság függvényében. Többek között Új-Zélandon COLLINS (1984) 23 000 jármű/nap forgalmú autópályától különböző távolságra vizsgálta a növényzet és a talaj ólomszennyezettségét. A vegetáció ólomtartalma az úttól 4,2 m-re 197 mg/kg, a talajé 262 mg/kg volt. Az úttól 300 m-re ezek az értékek 8 mg/kg-ra, illetve 23 mg/kg-ra exponenciálisan csökkentek. Az ólom koncentrációja nagy variabilitást mutatott a pálya mindkét oldalán. Az autópálya környezetének folyamatos juhlegelőként való használata az állatok májában és veséjében az ólomkoncentráció növekedését eredményezte.

Németországban LEH (1972) meghatározásai szerint a termesztett növények ólomtartalma 50–70 mg/kg az autópályától 5 m-es távolságban, ami többszöröse a hazánkban közel 15 évvel később mért adatoknak. KERÉNYI és mtsai (1986) az M1-es autópálya mentén 20–40 mg/kg ólomtartalmat találtak a fűben, REGIUSNÉ és mtsai (1990) 10–40 mg/kg közötti értékeket közöltek, míg az ólomszennyezésnek kevésbé kitett területeken általában nem éri el a növények ólomtartalma az 1 mg/kg mennyiséget.

Érdekes eredményekkel szolgál SÁMSONI (1973), aki eltérő időjárási viszonyok mellett, határozta meg a forgalmas út mellett nőtt különböző növények mikroelem-tartalmát. Megállapította, hogy a

csapadékos időjárás hatásaira a nehézfém- és mikroelem-tartalom jelentősen csökkent.

Hasonló következtetésre jutottak KERÉNYI és mtsai (1986), akik megállapították, hogy az ólom döntő része felszíni szennyezésként jelentkezik, a növényi szövetek belsejére csupán a teljes ólomtartalom 20–30%-a jutott. Az úttól, való távolságtól függően csökkent a növények ólomszennyezettsége, s körülbelül 150–250 m távolság után konstans érték volt mérhető.

Ugyancsak a hazai közúti közlekedés ólomszennyező hatásáról ad tíz éves kutatási periódust átfogó ismertetést ÁRKOSI ÉS BUNA (1990), amit térképpel is kiegészítenek. Talaj-, valamint növényzennyezettségi arányszámokat is közölnek, melyek segítségével kiszámítható egy adott terület talajának és növényállományának ólomterhelése.

(Talajszennyezés = talaj ólomtartalom, 20 mg/kg ólom alapszámként, a növényeké: kapott ólomtartalom/5 mg/kg, mint határérték).

Talaj esetében a főutak, autópályák mentén 30–50-szeres, másodrendű utak mentén 7-szeres, a gyepnövényeken 3–20-szoros, illetve 1–2-szeres szennyezettségi viszonyszámokat közölnek. A talaj, illetve növény szempontjából jelentős ólomszennyezettséget az úttól mintegy

25–50 m távolságig, 20–25 cm talajmélységig jelzik legerőteljesebbnek.

A szennyezésnek ki nem tett talajokban, átlagban 3 mg/kg, Budapesten 60 mg/kg, az autópálya mentén 102 mg/kg volt a felvehető ólom mennyisége, tehát 20–30-szorosára dúsult fel.

Ezeket az adatokat támasztják alá azok az értékek, amelyek szerint (PAIS, 1989) a legelőfű ólomtartalma normál körülmények között,

0,3–1,5 mg/kg és ez a szennyezett területeken akár 20 mg/kg-ra is növekedhet.

A talaj, illetve a növényzet ólomszennyezése azonban nemcsak az ipari létesítmények és a nagy forgalmú utak környezetében fordulhat elő, hanem pl. a személtlerakódás is okozhatja, amit BLUME ÉS HELLRIEGEL (1981) Berlin környékén tapasztaltak. Ezen a területen a pleisztocén kori üledékes eredetű talaj eredeti állapotban 10 mg/kg körüli ólmot tartalmaz, a személtlerakódás következtében ezek az értékek 50–100 mg/kg-ra növekedtek, egyes területeken 200 mg/kg ólom is volt a talajban.

Az Egyesült Államok főbb mezőgazdasági körzeteiben, ahol nincs ipari vagy egyéb szennyezés, a takarmányok és élelmiszerek ólomtartalma csekély és a megengedett értéknél messze kevesebbet tartalmaznak (WOLNIK és mtsai, 1983, 1985).

Magyarországon az EüM 8/1985 rendelete az élelmiszerek megengedett nehézfém-tartalmáról (arzen, higany, ólom, kadmium, réz, cink) tájékoztat. Állati eredetű élelmiszerekről BÍRÓ (1987) közöl értékes adatokat. A színhúsokban a megengedett érték alatti volt a cink-, a réz-, az ólom-, a kadmium- és a higanykoncentráció. A májban, vesében és a tengeri halakban viszont a színhúsban talátnál egy nagyságrenddel magasabb volt a nehézfém-koncentráció.

A takarmányok megengedett nehézfém-tartalmát hazánkban a MÉM/1990 (II. 28.) rendelet szabályozza, amely szerint a 8% ólomtartalmú alapanyag és az ásványi takarmányok maximálisan 30 mg/kg ólmot tartalmazhatnak, az egyéb takarmány-alapanyagokban és takarmány-kiegészítőkben legfeljebb 10 mg/kg, a takarmánykeverékekben 5 mg/kg lehet az ólomtartalom.

2. Az ólom beépülése a növényekbe

A klasszikus talajkéimiai, növénytáplálási tudomány elsősorban a növényi makro-tápelemek (nitrogén, foszfor és kálium) kutatására koncentrált, és egészen a közelmúltig a legtöbb nehézfémről csak csekély számú közleményben találhattunk kísérleti eredményeket. Annak ellenére, hogy a nehézfémeknek az állatokra és növényekre gyakorolt akut toxikus hatása már régóta ismert, számos fémnek a talajban és az ökoszisztémákban való krónikus felhalmozódásának ténye csak az elmúlt 20 évben került előtérbe (KÁDÁR, 1992; KÖRÖS, 1980; PAIS, 1984, 1989, 1991).

A talajok és a ráható környezeti tényezők között dinamikus egyensúly áll fenn. A klimatikus változások befolyásolják a talajban lejátszódó folyamatokat: az ún. „üvegház-hatás” (globális felemelkedést okozva) a környezet fokozódó savasodásával együtt (légköri száraz és nedves ülepedés, egyes műtrágyák savasító hatása, stb.) megváltoztatja a növények nehézfém-felszívó képességét. A talaj alapvető, részlegesen megújuló természeti erőforrásunk, éppen ezért jövőbeni degradációjának megakadályozására, termőképességének, a káros környezeti hatásokkal szembeni pufferoló képességének megőrzésére, ill. fokozására megkülönböztetett figyelmet kell fordítanunk (VÁRALLYAY, 1990, 1994).

A növények ólomfelvétele csak részben történik a gyökéren keresztül, a tápoldatból, illetve talajból való ólomfelvételtől BREWER (1966a, b) ad összefoglalást. Nehéz magyarázatot találni arra a jelenségre, hogy nagyobb mennyiségű oldható ólomsó talajba adásával

sem növekedett számottevően a föld feletti növényi rész ólomtartalma. Az asszimilációs részek sok ólmot kötnek meg (KAHN, 1986), ezért a levélben gazdag növények ólomtartalma nagyobb. Különösen az ólom-emissziós területeken dúsulhat fel a zöld növényi részekben, ezért a szálastakarmányt fogyasztó állatfajok ólomveszélyeztetettsége nagyobb, mint az abrakot fogyasztóké.

A növények ólomtartalma széles határok között ingadozhat. Ezt részben a növények kora is befolyásolja. MITCHELL ÉS REITH (1966) legelőfü ölomkoncentrációjának jelentős emelkedéséről számolnak be, azonos talajon, a növény korának növekedésével. Ez a növekedés egészen a téli nyugalmi időszak beálltáig folytatódhat. A fenti szerzők munkája valószínűsítheti, hogy azon talajokon, ahol nagy a növények ólomtartalma (nem levegőn keresztüli szennyezettség következtében), ott a korán érő növények termesztése indokolt, illetve azonnali legeltetésre használt gyepterelítése célszerű. A hosszú tenyészidejű, őszi vetésű növények termesztése oly talajokon célszerű, melyek ólomtartalma alacsony.

Az ólom talajban való kémiai viselkedése, talajból történő felvétele, a transzlokációját befolyásoló tényezők ismerete elősegítheti oly technológiák bevezetését, amelyek a tápláléklánc ólomtartalmának csökkenéséhez vezethetnek (KOVÁCS és mtsai, 1998).

A szántóföldi ólomforrások izotópkoncentrációja nem állandó. A 210 ólom- és a 210 polónium-izotóp ott gyakoribb, ahol az ólom az urán lebomlásával keletkezett. A 210 ólom és 210 polónium sugárzása az egészségre káros. TSO ÉS FISENNE (1968) úgy találták, hogy a dohány 210 ólom- és 210 polónium-izotóp tartalmának legnagyobb része a talajból került felvételre. A nyersfoszfátok urántartalma lehet a forrása a

talaj 210 ólom- és 210 polónium-izotóp tartalmaknak, amennyiben műtrágyaként az adott területre juttatták.

Figyelembe véve a nyers foszfátok esetleges ólomszennyező hatását, ipari és közlekedési szennyezések nélkül is számolni kell természetes körülmények között az esetleges ólomfeldúsulásra a takarmány, illetve élelmiszer növényekben. Ilyen jellegű vizsgálatokat több szerző is végzett.

WOLNIK és mtsai (1983, 1985) az USA főbb mezőgazdasági körzeteiben termelt, ipari, stb. szennyezés nélküli területéről több növényfaj (például saláta, burgonya, búza, szója, földimogyoró, csemegekukorica) mintáiban határozták meg a nehézfém- (köztük az ólom-) tartalmat. Vizsgálataik során megállapították, hogy a mért értékek jelentősen alacsonyabbak voltak, mint a terhelte területek mintái.

3. Az ólom hatása az emberi és állati szervezetre

A világ növekvő népességének elegendő mennyiségű egészséges élelmiszerre van szüksége, és a nehézfémek és egyéb toxikus elemek – bizonyos koncentrációt elérve – mind a termesztett növényeink termésátlagára, mind kémiai összetételére hatást gyakorolhatnak. A mezőgazdasági hasznosítás alatt álló területek mikroelem-ellátottságának, nehézfém-tartalmának meghatározása a termelés és a fogyasztás szempontjából is fontos, mert ezzel egyrészt a termésszintet limitáló mikroelem hiány, másrészt pedig az esetleges nehézfém-szennyezettség ténye megállapítható, és a szükséges lépések megtehetőek (ALLOWAY, 1968; FEKETE, 1989; KABATA-PENDIAS, 1984), ami lehetővé teszi a szükséges elemek pótlását, illetve a terhelés mértékének

megfelelő módszerekkel való csökkentését. Különös figyelmet kell szentelni azoknak a károsító elemeknek (pl. ólom, kadmium), amelyek nem ürülnek, vagy csak nagyon kismértékben ürülnek ki a szervezetből és hosszú távon tárolódnak.

Az ólomnak az emberi szervezetre gyakorolt toxikus hatása jól ismert (ALLOWAY, 1968), és biológiai jelentőségét az időközben megállapított létfontossága ellenére (GELFERT ÉS STAUFENBIEL, 1998) toxikussága adja (REICHLMAYER-LAIS ÉS KIRCHGESSNER, 1981).

Kiterjedt kutatások folynak az alacsony szintű, hosszan tartó ólomszennyezettség egészségkárosító hatásának vizsgálatára. RASZYK és mtsai (1997) a környezetszennyezés immunrendszerre gyakorolt hatását vizsgálták sertés és szarvasmarha állományokban. Megállapították, hogy a szennyezett helyeken az állomány 20-30%-a immunhiányos állapotban van. A különböző ipari tevékenységek folytán a levegőbe és a talajba, majd növényekbe, és a táplálékláncba jutó ólom vérnyomás-emelkedést, gyermekeknél helyrehozhatatlan idegrendszeri károsodást (QARTERMAN, 1978) okozhat és károsítja a májat és a vesét is (KOTOK, 1972). Más kutatók a gyermekek hiperaktivitását a környezet megemelkedett ólomszintjével hozzák összefüggésbe (SMITH és mtsai, 1993). PANARITI ÉS BERXHOLI (1998), olyan ólommérgezést írtak le embereken, amit az étkezési liszt magas ólomtartalma okozott (325-370 mg/kg). A szennyezés a malom dörzskerekének ólombevonatából származott. Az ólomtoxikózist kapott emberek vére többszörös ólomkoncentrációt mutatott. A szerzők ezekkel az esetekkel párhuzamosan vizsgálták az ilyen a liszttel takarmányozott

tejelő tehenek vérenek és tejének ólomtartalmát, ami a megengedett határérték többszöröse volt.

Az ólom az élő szervezetbe kerülve hosszú felezési ideje folytán, feldúsul, különböző anyagcsere-zavarokat okoz, különösen a hosszú életű fajokban, pl. a ló és a szarvasmarha esetében (EGAN ÉS O'CUILL, 1970). Humán szempontból is hasonló veszély merül fel. Az ólomfelvétel tudón keresztül, belégzés útján (inhalálva), szájon át (perorálisan), az emésztőrendszeren keresztül (enterálisan), és bőrön át (perkután) történhet. Állatok esetében az ólom elsősorban a takarmánnyal és az ivóvízzel kerül a szervezetbe. A szarvasmarhák szervezetébe a fémtárgyak nyalogatása útján is bejuthat (HORVÁT és mtsai, 1983). A bekerült ólom elsősorban a vékonybélből szívódik fel. A felszívódás mértéke többnyire 10% alatti érték. Fiatal állatokban a felszívódó ólom mennyisége esetenként elérheti a 40–90%-ot is (ADLER, 1974; ZIEGLER és mtsai, 1978). A kor előrehaladtával a szervezetben bizonyos mértékű feldúsulás következik be, főleg az aortában, a csontokban és a vesében.

Az ólomfelszívódás háromféleképpen következhet be: fagocitózissal, lymphogén és haematogén úton. Ez történhet kolloid ólom- citrátként is. A plazmában az ólom valószínűleg kolloidálisan szuszpendált formában van, és di-foszfátként szállítódik. Magasabb koncentrációban elraktározott ólmot találunk a hosszú csontokban, különösen az epiphysisben. Így a csont magas ólomtartalma megfelel a megnövekedett ólomfelvétel fokmérőjének toxikus és klinikai tünetek nélkül is. A csontba való beépülés valószínűleg tercier ólom-foszfátként ($Pb_3(PO_4)_2$), valamint kevertkristályként történik azáltal, hogy kiszorítja

a kalciumot a kristályszerkezetből (apatit-kristály), és idegen ionként igen gyorsan rögzül (WIRTH és mtsai 1971; RÜSSZEL, 1967).

Az enteriálisan felvett ólom legnagyobb része a májba jut, ahol az enterohepatikus körforgalomban az epével ismét a duodenumba szállítódik vissza. A májban deponált ólom egy vas-hidroxid tartalmú anyagba, mint feritin (juh) vagy egy vas-hidroxid – fehérje kötésbe (szarvasmarha) csomagolódik (FICK és mtsai, 1976).

A szájon át felvett ólomnak csak egy kis része szívódik fel. A nagyobb része vízben oldhatatlan ólom-szulfiddá alakul, és így az ürülékkel távozik (BLAXTER, 1950). Ezért a toxicitás elsősorban az elosztás egyenletességétől, másodsorban pedig az ólom oldhatóságától függ. A minimális, toxikus, letális dózis ezért különböző a fémólm és az ólomvegyületek között (MOESCHLIN, 1972).

Már a szájüregben és a nyelőcsőben egy csekély rész felszívódik a nyálkahártyán keresztül. A gyomorból a gyomornedv hatására szintén ólom szívódik fel a véráramba. A felvett ólom legnagyobb része a jejunumban reszorbeálódik, ahol közepesen lúgos kémhatás uralkodik. Itt következik be a szintézis az ólom-komplexekkel és fehérjékkel a felszívódás során. (CANTAROV ÉS TRUMPER, 1944). A felszívódás mértéke az összes felvett ólom mennyiség 1–10%-a lehet. Emberben PATTERSON (1965) 5%-ot, KEHOE (1961) pedig 10%-ot mért. Juhoknál a felszívódás csak 1–2%-os (BLAXTER, 1950). Az ólom eloszlása a vérrel történik, és utána koncentrálnak a lágy szövetekben, különösen a kiválasztó működésű májban és a vesében (HATS, 1982; DARMONO ÉS STOLTZ, 1987).

Az egyre inkább növekedő ólomterhelés hatására az élő szervezetek ólomtartalma jelentősen megnőtt (SCHROEDER és mtsai,

1968; STÖFEN, 1969). A tüdőn keresztül felvett ólom mennyisége elsősorban a levegő szennyezettségétől függ. A belélegzett ólomporból 20–60% marad vissza a tüdőben és ennek 80–100%-a szívódik fel. Az abszorbeálódott ólom lényegében 3 különböző, az ólmot eltérő gyorsasággal cserélő szervcsoportba épül be (GRÜN és mtsai, 1982a, b, c). Az ólmot gyorsan cserélő, vagyis rövid biológiai felezési időt mutató szervek, a vér, a szív, a tüdő, a máj, a vese, az agyvelő és az emésztőrendszer. A közepes biológiai felezési időt mutató szervek az izomszövet és a bőr, a lassú pedig a csontozat.

Több közlemény szerint az állatok szájon át való ólomfelvétele napjainkban egyre inkább növekszik (HIRSCHLER, 1957; ZOOK és mtsai, 1969; BUCK, 1970; MOESCHLIN, 1972). Főleg a szarvasmarhákban, lovakban, juhokban, kutyákban, madarakban, és a vadon élő szarvasokban írták le az ólomkoncentráció növekedését. A fejlett ipari területeken a levegő-, a víz és a talajszennyezésen keresztül az ólom veszélyezteti az embert és az állatokat egyaránt (KLOKE ÉS RIEBARTSCH, 1964; CHOW, 1970; CSATHÓ és mtsai 1994).

A szervezetbe került ólom akkumulálódik, terheli a szervezetet, anémiát okoz, ami a vér és a csontvelő megnövekedett ólomtartalmának és a csökkenő vörösvérsejt termelésnek következménye (KOSTIAL, 1986).

Az ólommérgezés az élő szervezetben felhalmozódó ólom mennyiségétől, illetve mobilizálhatóságának mértékétől függően alakulhat ki. (AMMERMANN és mtsai, 1980 CLARKE 1973; BREMMER, 1974; MACCLEAVEY, 1977; FORBES ÉS SANDERSON, 1978).

Az akut és krónikus ólommérgezést sok esetben nem lehet külön választani (HERNBERG és mtsai, 1970, MOORE és mtsai, 1980), ugyanis a tünetek nem specifikusak, általános leromlás következik be a szervezetben, az állatok erősen lefognak és tipikus tünetek nélkül, elpusztulhatnak (GRÜN és mtsai, 1982).

Az ólommérgezés több tényezőtől függ, így jelentősen befolyásolja az állatok faja, kora, ivara stb. A haszonállatok tartásában az akut ólommérgezés a legveszélyesebb. A legérzékenyebben a ló reagál a terhelésre, sertésnél, juhnál és a baromfinál nagyon ritkán fordul elő toxikózis (HENNIG, 1972; PRIESTER és mtsai, 1974; STAPLES, 1975; ANKE és mtsai, 1977). A szarvasmarha tízszer nagyobb dózist bír el, mint a ló.

Az ólom antagonistája hatása nem teljesen tisztázott, de az már tudott, hogy a szervezet vashiánya fokozott ólombeépüléshez vezethet (BARTON és mtsai, 1978).

Egyik legismertebb kórkép az ólommérgezés következtében kialakuló porfíria. Az ólom meggátolja a vas beépülését a porfirin-gyűrűbe, és így a fel nem használandó porfirin nagy mennyiségben szabaddá válik, másrészt a hemoglobin hiánya miatt ólomanémia alakul ki (BRYDL, 1987).

Antagonista hatását a cinkre is kifejti, az emiatt fellépő másodlagos cinkhiány termelési kiesést, a hímekben spermaképződési zavart, a nőivarú állatoknál vetélést okozhat (UNDERWOOD, 1977; ANKE és mtsai, 1977).

A vér 0,3 mg/kg-nál nagyobb ólomtartalma rendszerint a bélsár 50 mg/kg-nál magasabb ólomtartalmával jár együtt. A vese kéregállományában a 25 mg/kg-ot meghaladó ólomkoncentráció a

kérdőzők ólommérgezésének biztos jele. A lovak elhullással járó ólommérgezése esetén 10–20 mg/kg, borjaknál 5–20 mg/kg ólom található a májban (FRIBERG, 1979). Az ólom kiürülése a szervezetből igen lassú. Vírusfertőzések vagy egyéb betegségek, szarvasmarhákban leggyakrabban ásványianyag-forgalmi zavar, esetleg acidózis mobilizálhatja a szervezet ólomtartalmát nagyobb mértékben (HORVÁTH és mtsai, 1983).

Annak ellenére, hogy bizonyos védőrendszer létezik az anyai és embrionális szervezet között, a placentán át a magzatba mégis jut ólom, így az újszülött már ólomterheléssel születik, ha az anyai szervezet ólmot tartalmaz (EGAN ÉS O'CUILL, 1970). Ez a kolosztrumon és a tejen keresztül történő további terheléssel egy állandóan növekvő ólomdepó kialakulásához vezethet (ALCROFT, 1951; BUCK, 1970; WHITE és mtsai, 1942). A szennyezett talajokon termesztett növényekben számottevő mennyiségű ólom halmozódhat fel, különösen a nagy zöldtömegű fajokban (REGIUSNÉ, 1991).

GRÜN és mtsai (1986) juhokkal végzett kísérletei szerint az anyai szervezet fokozódó ólomterhelésénél a bárányok szerveiben is növekszik az ólomtartalom, de a májat kivéve jelentősen kisebb mértékben, mint az anyáknál. A vese ólom koncentrációja például mintegy ötöde az anyáénak.

A placentán keresztül felvett ólom mennyiségétől függően a vemhesség folyamán akár ólom indukálta vetélés is bekövetkezhet juhoknál (EGAN ÉS O'CUILL, 1969). Megállapították, hogy az ólomterhelés mértékére az embriók máj-, vese- és agyszöveiteinek ólomtartalmából lehet következtetni.

Légutakon keresztül kiváltott ólommérgezés ritkán fordul elő. Szájon át az emésztőcsőbe jutva idült mérgezéshez vezethet az olyan ásványi anyag-kiegészítők etetése, amelyek ólommal szennyezettek.

Kérdőőknél a bendőbe kerülő ólomtartalmú anyagokból az ecetsav hatására vízben jól oldódó ólom-acetát képződik, mely felszívódva toxikózishoz vezethet (BRYDL, 1987).

Az ólom toxikus hatását a sejtanyagcsere szintjén vizsgálva kimutatták, hogy igen sok enzim, elsősorban a szabad szulfidgyököt tartalmazó enzimek funkcióját gátolja. Egyes adenzin-trifoszfátok aktivitásának csökkenése következtében zavart szenvednek a sejt oxidatív folyamatai. Megállapították, hogy az ólom gátolja a delta-aminolevulinát-dehidratáz (ALA-D) enzim működését. Ez az enzim katalizálja két delta-aminolevulinsav-molekula összekapcsolódását. A képződött vegyület egy pirolszármazék, és négy ilyen molekulából alakul ki a porfirin-váz. Ilyen módon az ólom jelenlétében többé-kevésbé csökkent mértékű lesz a hemoglobin szintézis, és ez ad magyarázatot az ólom indukálta vérszegénységre. Az ALA-D enzim aktivitásának csökkenése figyelmeztet arra, hogy a szervezetbe valamilyen módon a megengedettnél nagyobb mennyiségű ólom jutott be. (KŐRÖS és mtsai, 1980). Az energiaforgalomban, a fehérjeszintézisben, a hem-molekula szintézisében résztvevő enzimek gátlásával magyarázható a borjak testtömeg-gyarapodásának csökkenése már viszonylag kis mennyiségű (2,0 mg/kg) ólomfelvétel esetén is.

Szarvasmarhákban az ólom a tejbe is eljut, és a tőgy szöveti állományában is felhalmozódik, akár 1–2 nap alatt is. GRÜN és mtsai (1984) OSKARSSON és mtsai (1992), azt vizsgálták, hogy a véren keresztül mennyi ólom szállítódik a tejmirigybe. Vizsgálataikban tej- és

vérmintákat vettek olyan marháktól, amelyekben előzetesen ólommérgezési tüneteket fedeztek fel. Már a második hét után az ólom megjelent a tejben és a vérben. Szoros összefüggést tapasztaltak a vér illetve a tej ólomkoncentrációja között. Az ólom hatására a vérben a tejhez viszonyítva 0,2–0,3 mg/kg-mal több volt az ólom mennyisége. A kísérletben a vizsgált állatok közül egyben akut mérgezést tapasztaltak, amikor is az ólom mennyisége az izomszövetben 0,23–0,5 mg/kg volt. Nagy ólomkoncentráció volt kimutatható a vesékben (70–330 mg/kg) és a májban (10–55 mg/kg).

WILLET és mtsai (1994) az ólom eloszlását öt laktáló holstein tehén esetén (639 kg) mérték a vérben, tejben, vizeletben és a bélsárban. Három tehén takarmányába 500 mg ólom-acetátot keverték, és azt 49 napon keresztül adagolták. Két tehén kontrollként szolgált, amelyek azonos a takarmányozásban részesültek az ólomterhelés kivételével. A vizsgálatok során a kísérleti teheneknél az ólomkoncentráció a tejben és a vérben $35,1 \pm 9,1$ illetve $42,0 \pm 5,6$ mg/g volt átlagosan.

KIRCHGESSNER és mtsai (1991) sertésekkel végeztek ólomterheléses kísérleteket és megállapították, hogy a kísérleti csoport állatai az ötödik naptól kezdve visszamaradtak a fejlődésben az ólom a szalonnában halmozódott fel, a májban nem találtak ólomot.

BERISHA és mtsai (1994) húshibrid tyúkokkal végeztek kísérleteket, 4 csoportban, csoportonként 10 állattal, 90 napon át. Az ólomot ólom-acetát formájában etették 0, 10, 50, 100 mg/kg dózisban. Mérték a delta-aminolevulinsav-dehidrogenáz aktivitását. Már a 30.

napon jelentősen lecsökkent az enzim aktivitása, mindhárom dózis esetében.

LAWTON és mtsai (1991) az ólom hatását vizsgálták a szöveti szabadzsírsavakra és a lipidek peroxidációs folyamataira. Az első kísérletet 240 db csirkével, ólomacetát-trihidrát etetésével folytatták 0, 62,5, 125, 250, 500, vagy 1000 mg/kg-os dózisban, 21 napon keresztül. Az ólomterhelés az állatok növekedését nem gátolta, de a szabadzsírsav mennyisége, a 18:2/20:4 (linolénsav-arahidonsav) aránya és 20:4 (arahidonsav) koncentráció az adiposa szövetben, a máj és a vér összes lipid tartalma, valamint a máj összes foszfolipid tartalma megváltozott, illetve lecsökkent. A máj mitokondriális membránjában a szabad zsírsavak nem változtak, de a májban a lipidek peroxidációja megnövekedett.

A második kísérletben a csirkéket 0, 500, 1000, és 2000 mg/kg ólomterhelésnek tették ki, 1. és 22. nap között. Az ólommal terhelt csoportokban a testtömeg-gyarapodás csökkent. A 18: 2/20:4 zsírsav aránya szűkebb volt az adiposa szövetben és a 20:4 koncentráció a máj lipidekben, a máj mitokondriális és mikroszomális membránjában növekedett. A máj összes lipidjének peroxidációja a kontrollhoz képest fokozódott az 1000 mg/kg ólom etetésének hatására; a máj mikroszómák lipid peroxidációjának növekedését az 1000 és a 2000 mg/kg ólom terhelésnél tapasztalták.

A harmadik kísérletben csirkék 0, illetve 1500 mg/kg ólomkiegészítést kaptak 23 napon keresztül. Az ólommal terhelt csirkék súlygyarapodása már a 18. napon szignifikánsan elmaradt a kontroll csoporttól.

DICHEVA ÉS CTANCHEV (1988) 56 napon át 120 db húshibrid brojlercsirkével végzett kísérleteket 4 csoportban. A keveréktakarmányhoz keverték az ólmot 10, 100, 1000 mg/kg-os dózisban. A 10 és 100 mg/kg takarmányhoz adott mennyiség nem volt hatással az állatok növekedésére, és a szervekben sem okozott elváltozást. Az 1000 mg/kg ólmot fogyasztó állatok súlygyarapodása 6%-kal elmaradt a kontroll csoporthoz képest. Az 56. napon, az állatok levágása után, a májban, a májsejtekben és a vesékben a vese-tubulusok hámsejtjeiben nagy kerek eosinophil intranuklearis képleteket figyeltek meg

VETTER ÉS MAYER (1978) nyulak különböző szerveiben az ólom-, a cink- és a kadmiumtartalmat vizsgálták a kohótól való távolság függvényében. Megállapították, hogy a különböző szervek ólomtartalma a kohótól mért távolság függvényében lecsökkent.

KOLÁR (1991) 1987–88-ban a nehézfémek és az ólom hatását vizsgálta szarvasmarhák veséjében, májában, lépében és izomzatában 3 ökológiailag differenciált körzetben. Megállapításai szerint a az ólomszennyezés kisebb volt a téli, mint a nyári hónapokban.

Az állati termékek minősége és mennyisége a genetikai adottságok (faj ill. fajta), az állatok kora és egészségi állapota, valamint a tartási viszonyok mellett, döntően az etetett takarmány összetételétől függ. A környezet szennyezésével a takarmány is szennyeződik a levegőből vagy a talajból egyaránt. A szennyező mikroelemek részben beépülnek az állati szervekbe, rontva a termék minőségét, az állat teljesítményét súlyos esetben közvetlen állategészségügyi, közvetve élelmezés-egészségügyi károsodáshoz vezetnek.

III. KÍSÉRLETI ANYAG ÉS MÓDSZER

I. Mintavétel

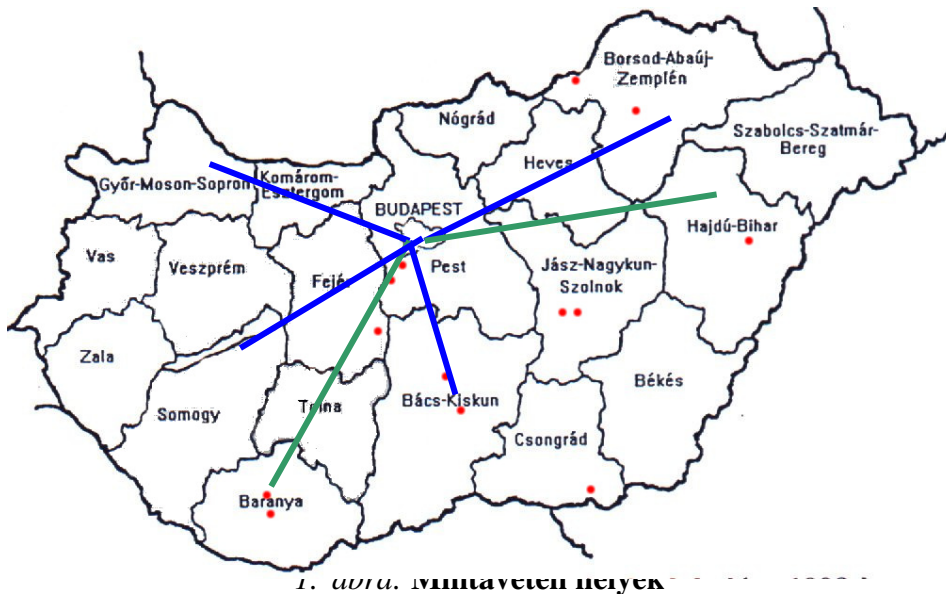
I. I. A növények ólomtartalmának vizsgálata

A takarmánymintákat – zöld fű, zöld lucerna, kukorica szilázs, silózott fű, silózott lucerna, réti széna, lucernaszéna, répaszelet – 9 mezőgazdasági körzetből gyűjtöttem. A vizsgálatokat három éven keresztül folytattam. A mintavételi helyek az ipari körzetektől és a forgalmas utaktól távol voltak. Ezen túlmenően vizsgáltam a fontosabb abraktakarmányok, így (szemes kukorica, búza, árpa, extrahált napraforgó, extrahált szója, borsó, full-fat szója, repcemag, halliszt, vegyes állati fehérje liszt) ólomtartalmát is. Összesen 396 mintában határoztam meg az ólom koncentrációját.

A forgalmas autópályák (M1, M7, M5, M3), autóutak környékéről, illetve ipari körzetekből (Dunaújváros, Százhalombatta, Ózd, Miskolc, Pécs, Komló) 63 őszi búza, 18 őszi árpa, 53 lucerna, 61 gyep és 20 cukorrépa-mintát gyűjtöttem, és ezek ólomtartalmát határoztam meg. A forgalmas autóutak környékéről, az út közvetlen közeléből (3 m), az úttól 50 és 100 méterre vettem a zöld őszi búza és árpa valamint zöld lucerna mintákat. A gyűjtés időpontjában az egyes jelzőnövények megközelítően azonos fejlődési állapotban voltak: a búza és az árpa bugahányásban, a lucerna bimbózásban, a gyep és a cukorrépa leveles állapotban. A növényi átlagminták általában 15-20 növényi részt (levél, szár)

képviselet. A mintán belül a szár és levél aránya 70 ill. 30% volt. A méréseket három éven keresztül folytattam.

A cukorrépa gyökér- és levélmintákat az M1-es autópálya közvetlen közeléből (3 m) és az úttól 10, 20, 30 és 50 méteres távolságban vettem. A mintavételi helyeket a 1. ábra mutatja.



Az út mellett termesztett zöld lucerna esetében mértem, hogy csapvízzel való mosás hatására milyen mértékben változik az ólom-, illetve a mikroelem-koncentráció (vas, réz, cink és mangán). A mosást esőszerű zuhany alatt 20 percig végeztem. A mosott mintákat más elemek zavaró hatása miatt desztillált vízzel öblítettem le. A szárítást 105°C-on szárítószekrényben végeztem.

1. 2. A tej és a fedőszőr ólomtartalmának vizsgálata

A vizsgálatokat abban a 9 gazdaságban folytattam, amelyekben a fontosabb szálastakarmányok ólomtartalmát is mértem. A vizsgálatokba néhány olyan kistermelőt is bevontam, akik állataikat forgalmas utak mentén legeltetik, vagy ilyen helyről ill. ipar közeléből származó szénát etetnek. A kísérletek során 100 tehéntől származó tejminta ólomtartalmát mértem. A tejavizsgálatokkal párhuzamosan valamennyi üzemben vizsgáltam a tehének fedőszőrének az ólomtartalmát, állományonként 8-10 állattól, a szőr- mintavétel előírásainak megfelelően (ANKE, 1967; ANKE ÉS RISCH, 1979). A fedőszőr-mintákat az alábbi anatómiai területekről vettem: hát tájéka (regio dorsis), mellkas oldalsó tájéka (regio thoracis lateralis) és a lapocka tájéka (regio scapularis). A mintákat a következő módon készítettem elő vizsgálatra: A mintákat szűrőpapírba csomagoltam, majd dietiléterben extraháltam a zsírtalanítás érdekében. Azt követően a mintákat tisztára mostam, először forró majd hideg desztillált vízben. Itt eltávolítottam a benne található növényi eredetű szennyeződések is. A tisztára mosott mintákat számozott izzítótégelyben szobahőmérsékleten 2-3 napig szárítottam. A teljesen száraz mintákból 5,000g-ot mértem be, majd szárító szekrényben 102 °C-on 4 órán át szárítottam. A minták hamvasztása 450°C-on történt, majd a hamuhoz 30 cm³ 10%-os salétromsavat adtam, és óraüveg alatt egy órán át homokfürdőben feloldódásig forraltam. Az oldatba vitt hamut desztillált vízzel mérőolombikba mostam, és jelig töltöttem. Az oldatot atomabszorpciós spektrofotométerrel mértem.

1. 3. Ólomterhelés hatásának vizsgálata juhokkal

1. 3. 1. Ólomkiegészítés vizsgálata ürökkel és kosokkal

Két kihasználási illetve ólomterhelési kísérletet végeztem egymás után. Az első és a második kísérletben modellállatként 9-9 db magyar fésűsmerinó fajtájú ürüt illetve kosot használtam. Az állatokat egyedileg, anyagcsereketrecekben tartottam. Takarmányadagjukat a napi létfenntartó szükségletüknek megfelelően állítottam össze 810g lucernaszénából és 330g kukoricadarából. A kísérletekben etetett takarmányok mennyiségét és táplálóanyag tartalmát az 1. és 2. táblázat tartalmazza. Az üröket és a kosokat a kísérlet megkezdése előtt 12 napig szoktattam a takarmányhoz.

Három csoportot alakítottam ki, csoportonként 3 db állattal:

Első ólomterhelési kísérlet:

- I. csoport: kontroll (csak alaptakarmány)
- II. csoport: alaptakarmány + **50 mg** ólom/nap
- III. csoport: alaptakarmány + **500 mg** ólom /nap

Második ólomterhelési kísérlet:

- I. csoport: kontroll (csak alaptakarmány)
- II. csoport: alaptakarmány + **10 mg** ólom/nap
- III. csoport: alaptakarmány + **500 mg** ólom /nap

Az ólmot mind a két kísérlet esetében ólom-acetát formájában a kukoricadarához kevertem. A vizsgálat során kihasználási kísérleteket végeztem egymás után, folyamatosan négy szakaszban.

Az 1. szakaszban az előetetés 12 napig, a gyűjtési szakasz 5 napig tartott. Ekkor még mindhárom csoport ólom-kiegészítés nélküli takarmányt kapott. Részben e szakasz eredményei szolgáltak az összehasonlítás alapjául is. A következő három szakaszban a II. és a III. csoport a fent részletezett mennyiségben ólom-kiegészítést kapott. Mindkét kísérletben, valamennyi csoportnál a 28, 47 és a 62 napos etetés után mértem a táplálóanyagok emészthetőségét. A gyűjtési szakasz mindkét kísérletben 5 napig tartott. Meghatároztam a vizsgált táplálóanyagok látszólagos emészthetőségét. Az emészthetőség vizsgálatát az Állattenyésztési és Takarmányozási Kutatóintézetben használt módszer alapján végeztem. A kísérletek megkezdése után a 17., 28., 47., 62. napon gyapjúmintát és a vena jugularisból vért vettem, a szérumot elkülönítettem, és felhasználásig $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ -on tároltam. Az első kísérletben az ólomterhelésnek kitett kísérleti csoportokból a kísérlet során 1-1 állat kiesett (az ólomterhelés 40. ill. 53. napján). Az elhullás oka mindkét esetben húgykövesség és következményes urémia volt. A kísérlet végén az állatok vágásra kerültek. Mindkét kísérlet esetén a levágott és elhullott állatokból szervmintákat (vese, máj, agyvelő) és bendőtartalmat vettem, és meghatároztam azok ólom-, mangán-, réz- és cinktartalmát, a bendőtartalom esetében csak az ólomtartalmat.

**Az első ólomterhelési kísérletben etetett
takarmányok kémiai összetétele**

TAKARMÁNYOK		
Napi fejadag	Kukoricadara	Lucernaszéna
Szárazanyag (g)	915	882
1000 g szárazanyagban:		
Nyersfehérje (g)	93	217
Nyerszsír (g)	41	13
Nyersrost (g)	26	298
NMKA (g)	826	354
Hamu (g)	14	118
NDF (g)	291	499
Sejttartalom (g)	701	482
Ólom (Pb) (mg)	0,52	3,41
Mangán (Mn) (mg)	6,0	46,4
Réz (Cu) (mg)	1,9	9,0
NE _m MJ/kg szárazanyag	9,10	5,18
NE _g MJ/kg szárazanyag	6,14	2,72

**A második ólomterhelési kísérletben etetett
takarmányok kémiai összetétele**

TAKARMÁNYOK		
Napi fejadag	Kukoricadara	Lucernaszéna
Szárazanyag (g)	803	900
1000 g szárazanyagban:		
Nyersfehérje (g)	83	199
Nyerszsír (g)	42	14
Nyersrost (g)	1	308
NMKA (g)	829	389
Hamu (g)	14	90
NDF (g)	212	447
Sejttartalom (g)	701	482
Ólom (Pb) (mg)	0,48	3,55
Mangán (Mn) (mg)	6,2	42,5
Réz (Cu) (mg)	2,3	7,2
Cink (Zn) (mg)	22,9	24,6
NE _m MJ/kg szárazanyag	9,13	5,11
NE _g MJ/kg szárazanyag	6,22	2,66

A kísérletek kapcsán a következő paramétereket vizsgáltam:

- Az ólomterhelés hatása a táplálóanyagok (szárazanyag, szervesanyag, nyersfehérje, nyerszsír, nyersrost, NMKA, NDF, ADF) emészthetőségre.

- Az ólomterhelés hatása az egyes indikátorszervek (máj, vese, agyvelő, gyapjú) ólomtartalmának alakulására.
- Az ólomterhelés hatása néhány enzim (kreatinkináz, γ -glutamil-transzferáz, aszpartát-aminotranszferáz, kolineszteráz, delta-aminoleukulinsav-dehidrogenáz) aktivitására.
- Az ólomterhelés hatása a vér koleszterin-, valamint kreatinin-tartalmának alakulására.

1. 3. 2. Mesterséges ólomterhelés hatásának vizsgálata anyajuhokban és újszülött bárányokban

Az állatok nagyüzemi juhászatból származtak. Az állatok ivarzását szinkronizáltam, majd mesterségesen termékenyítettem őket. Az állatok kísérletbe való beállítása előtt, a sikeres termékenyítés, ellenőrzésére, ultrahangos vemhességvizsgálatot végeztem. Négy csoportot alakítottam ki, csoportonként 4 anyával. Az első csoport a kontroll, ami természetes, ólom-kiegészítés nélküli takarmányt kapott. A második csoport 10 mg a harmadik csoport 50 mg, a negyedik csoport 250 mg ólom-kiegészítést kapott, ólom-acetát formájában, a napi takarmányhoz keverve. Az anyák a kísérletem alatt 2,2 kg kukorica szilázst, 0,3 kg réti szénát és 1,0 kg anyajuhtápot kaptak. Az anyajuhtáp összetételét és táplálóanyag-tartalmát a következő táblázatban (3. táblázat) foglaltam össze.

Az etetett anyajuhtáp összetétele

Összetétel	%
Kukorica	30,0
Búza	30,0
Árpa	23,0
Búzakorpa	5,0
Szója, extrahált, 46%-os	2,0
Napraforgó, 40%-os	3,0
Komplett premix*	7,0
Táplálóanyag-tartalom, g/kg	
Száranyag (g)	881,6
Nyersfehérje (g)	144,7
Nyerszsír (g)	24,4
Nyersrost (g)	37,6
NMKA (g)	619,1
Nyershamu (g)	60,0
NE _m MJ/kg	8,17
MFE g/kg	88,7
MFN g/kg	21,1

*premix: A vit. : 8728,13 NE/kg ;D₃ vit. 1911,0 NE/kg; E vit. 23,52 mg/kg; Kalcium 1,04%; Fosfor 0,7%; Nátrium 0,48%; Cink 40,57 mg/kg; Vas 30,13 mg/kg; Mangán 39,49 mg/kg; Jód 0,6 mg/kg; Kobalt 0,1 mg/kg; Szelén 0,19 mg/kg; Ólom 1,01 mg/kg; NE_m 8,17 MJ/kg

A kísérletben minden anyán amnioncentézist végeztem Wisap-laparoscopiás eljárással az alábbiakban leírtak szerint. Az így gyűjtött magzatvíz ólomtartalmát mértem.

A laparoscopiás technika:

Az állatokat a műtéti előkészítés (szőrvágás, borotválás, műtéti terület fertőtlenítése, izolálása stb.) után 0,2 ml Ketamin + 0,2 ml Rometár iv. beadásával bódítottam. A hasfalán három metszést végeztem az elsőt a hasüreget töltöttem fel szén-dioxiddal, a másodikon a

spekulumot vezettem be (ezen keresztül irányítottam a katétert), a harmadikon a katétert juttattam be (ezen keresztül szívtam le a magzatvizet). A katéter egy 50 cm hosszú cső, aminek az elejére fecskendőt, végére egy 20G-s injekciós tűt helyeztem.

A vizsgálat során minden csoportban a leellett anyák bárányait a születés pillanatában levágtam, és analizáltam (bordacsont, izom, vese, máj). A célom az volt, hogy megmérjem az ólom átjutásának mértékét a placentán.

1. 4. Kémiai vizsgálatok

1. 4. 1. Az állatkísérletek során etetett takarmányok kémiai összetételének vizsgálata

Az alábbi paramétereket a következő szabvány szerint vizsgáltam:

Száranyag	MSZ 6830/3-77
Nyersfehérje	MSZ 6830/4-74
Nyerszsír	MSZ 6830/6-78
Nyersrost	MSZ 6830/7-78
Nyershamu	MSZ 6830/8-78

Az ólom-meghatározást az MSZ 6830/33-82 szabvány alapján atomabszorpciós módszerrel végeztem. A minták előkészítése a vizsgálathoz egységesen történt, az atomabszorpciót 283,0 nm hullámhosszon, az atomizálást grafitkályhában végeztem. A többi mikroelem (réz, cink, mangán) meghatározása szintén a MSZ szerint, atomabszorpciós módszerrel történt. Az általam használt atomabszorpciós spektrofotométer CARL ZEISS JENA AAS-30 ill. EA-30 volt. A növény- és szervmintákat

60 °C-on, majd 105 °C-on tömegállandóságig szárítottam, utána kvarctégelyben 450 °C-on elhamvasztottam. A hamut 10%-os sósavban feloldva, bepárlás után ismét sósavban oldottam, majd mérőlombikba szűrtem, és jelig töltöttem. Az így készült törzsoldatból határoztam meg a rezet

324,7 nm, a cinket 213,9 nm és a mangánt 297,5 nm hullámhosszon.

A szervminták ólomtartalmát a szárítás után mikrohullámú roncsolóban való feltárás után mértem.

1. 4. 2. Bendőtartalom előkészítése és ólomtartalmának meghatározása

A homogenizált bendőmintát először 60 °C-on tömegállandóságig szárítottam, majd 5 g-ot bemérve kvarctégelyben 450–500 °C-on elhamvasztottam és az ólmot salétromsavas feltárás után atomizált grafitkályhába mértem.

1. 4. 3. Gyapjúminta cink-, réz-, mangán- és ólomtartalmának meghatározása

A gyapjúmintát először szerves oldószerrel zsírtalanítottam, majd 450 °C-on hamvasztottam, utána sósavas, illetve salétromsavas feltárást végeztem: A mintákat szűrőpapírba csomagoltam, majd dietiléterben zsírtalanítottam. Azt követően a mintákat tisztára mostam, először forró majd hideg desztillált vízben, így eltávolítottam a benne található növényi eredetű szennyeződések is. A tisztára mosott mintákat számozott izzítótégelyben szobahőmérsékleten 2-3 napig szárítottam. A teljesen száraz mintákból 5,000g-ot mértem be, majd szárító szekrényben 102 °C-on 4 órán át szárítottam. A minták hamvasztása 450°C-on történt,

majd a hamuhoz 30 cm³ 10%-os salétromsavat adtam, és óraüveg alatt egy órán át homokfürdőben feloldódásig forraltam. Az oldatba vitt hamut desztillált vízzel mérőlombikba mostam és jelig töltöttem. Az oldatot atomabszorpciós spektrofotométerrel mértem.

1. 4. 4. Tejminták cink-, réz- és ólomtartalmának meghatározása

50 ml tejmintát bepároltam. A bepárlást rezsón kíméletesen végeztem, majd a párlatot hamvasztottam. Sósavas feltárás után a vasat és a cinket közvetlenül határoztam meg. A tejminták ólom tartalmát mikrohullámú roncsolóban végzett feltárás után határoztam meg.

1. 4. 5. Az amnionfolyadék (liquor amnii) ólomtartalmának meghatározása

A magzatvizet TCA 10%-os oldatával a fehérjementesítés érdekében duplájára hígítottam. Az így kapott oldatból az ólmot közvetlenül határoztam meg grafitkemencés, (ETA) technikával.

1. 4. 6. A biokémiai paraméterek meghatározása

Az analízisek a Deutsche Gesellschaft für Klinische Chemie (1991) és a International Society for Animal Clinical Biochemistry (1987) ajánlásai alapján történtek. Boehringer és Clinisotest gyártmányú reagensek, valamint Eppendorf ACP 5040 típusú készülékekkel történt a meghatározás. A vizsgálatokat az ÁTK Biokémiai Laboratóriuma végezte.

- kreatinkináz: CK, EC 2. 7. 3. 2 NAC-aktivált, UV optimalizált kinetikus standard módszer,

- gamma-glutamiltranszferáz: GGT, EC 2. 3. 2. 2. kolorimetriás módszer, szubsztrát: l- γ -glutamil-p-nitroanilid,
- aszpartát-aminotranszferáz: AST, EC 2. 6. 1. 1. UV, optimalizált standard módszer,
- kolinészteráz: CHE, EC 3. 1. 1. 8. kolorimetriás módszer, szubsztrát: butiril-tiokolin,
- kreatinin: kolorimetriás, a Jaffé-reakció elve alapján,
- koleszterin: CHOD-PAP, enzimatikus kolorimetriás módszer,
- δ -amino-levulinsav-dehidrogenáz: ALA-D, E. C. 4. 2. 1. 24 módszer alapján. (A vizsgálatokat az ÁTK és a SOTE Biokémiai laboratóriuma végezte.)

A kiegészítő kórbonctani elemzések az ÁOTE Kóréletteni osztályán készültek.

1. 5. Alkalmazott statisztikai analízis

A különböző takarmányozási és ólomterhelési kísérletek eredményeit statisztikai vizsgálatokkal elemeztem. A takarmányok táplálóértékét azoknál a takarmányoknál, melyek emészthetőségét meghatároztam, a kihasználási kísérletekben kapott együtthatókkal számítottam. A középértékek összehasonlítását „t”-próbával (SVÁB, 1981) végeztem.

IV. KÍSÉRLETI EREDMÉNYEK, EREDMÉNYEK ÉRTÉKELÉSE

1. 1. A takarmánynövények ólomtartalma

A takarmánynövények ólomtartalma a többi mikroelemhez hasonlóan a talaj geológiai származásától, a növényfajtól, a növény korától, a felhasználásra kerülő növényrésztől, a vegetációs időszaktól, az ipari szennyezettségtől, a műtrágyázástól és a talaj pH-jától függ elsősorban.

A növények ólomfelvételét befolyásolja a talaj pH-ja, savanyú pH esetén a növények ólomfelvétele növekszik. A talaj ólomtartalmának növekedésével természetesen nő a növény által felvett ólom mennyisége is. A növények ólomfelvételét a talaj agyagtartalma is befolyásolja. A növekvő agyagtartalom csökkenti a növények ólomfelvételét, mivel az agyagásványok erősen adszorbeálják az ólmot.

A mezőgazdasági körzetekből származó szálas- és tömegtakarmányok, valamint a takarmánygyártásban használt alapanyagok és abrakok ólomtartalmát a 4. és 5. *táblázatban* mutatom be.

4. táblázat

Mezőgazdasági körzetekből származó szálas- és tömegtakarmányok ólomtartalma (mg/kg szárazanyag)

Takarmány	Mintaszám	$\bar{x} \pm s$
Zöld fű	30	1,63±0,3
Zöld lucerna	30	2,02±0,3
Kukorica szilázs	50	2,03±1,6
Silózott fű	33	1,63±0,8
Silózott lucerna	20	1,33±1,3
Réti széna	40	1,63±0,8
Lucernaszéna	45	1,54±1,9
Répaszelet	23	0,54±0,9

5. táblázat

Abraktakarmányok ólomtartalma (mg/kg szárazanyag)

Takarmány	Mintaszám	$\bar{x} \pm s$
Kukorica	12	0,15±0,7
Búza	10	0,88±1,9
Árpa	10	1,25±2,4
Extrahált napraforgó	14	0,81±2,3
Extrahált szója	14	1,54±1,2
Borsó	10	1,24±0,5
Full-fat szója	11	1,88±0,5
Repcemag	14	2,88±1,1
Halliszt	15	3,22±2,1
Vegyes állati fehérjeliszt	15	4,55±1,2

Az irodalmi adatokkal (REGIUSNÉ és mtsai, 1991; SAUERBECK, 1984) összehasonlítva az eredmények azt jelzik, hogy hazánkban az ólomterhelés nagyobb, mint a környező államokban, de a veszélyes érték (10 mg/kg) alatt marad. WILKINS (1978) vizsgálatai szerint mezőgazdasági termelésű területeken 1–9 mg/kg ólmot mértek, bár a legtöbb fűminta 2 mg/kg értéknél kisebb ólomtartalmú volt. Az általam vizsgált abrakok ólomtartalma általában alacsony volt. A magyarázata talán az lehet, hogy a növényeknél legalább háromszintű védőmechanizmus létezik, egy a talaj-növény, a másik a gyökér-szár, harmadik pedig a szár-termés. Ennek következtében a talajból történő ólomfelvételt tekintve a termésbe akkor is elenyészően kis hányad kerül, ha a gyökérzetben jelentős mennyiségű ólom kumulálódik. Ezek a megállapításaim összhangban vannak MINEJEV (1984) megállapításaival, aki megállapította, hogy a gyökérzetből a föld feletti részekbe irányuló iontranszport során az ólom koncentrációja fokozatosan csökken.

Az ipari létesítmények környékéről származó zöld növények ólomtartalmát a 6. táblázatban foglaltam össze.

6. táblázat

**Ipari létesítmények környékéről származó zöld növények
ólmotartalma (mg/kg szárazanyag)**

	Dunaújváros		Százhalom- batta		Ózd Miskolc		Pécs Komló	
	n	$\bar{x} \pm s$	n	$\bar{x} \pm s$	n	$\bar{x} \pm s$	n	$\bar{x} \pm s$
Őszi búza	20	6,7 ^a ±1,2	19	2,23 ^c ±1,8	10	3,03 ^{bc} ±1,2	14	2,55 ^b ±1,6
Lucerna	15	4,7 ^a ±1,6	14	2,97 ^c ±1,6	14	2,62 ^{bc} ±2,0	10	1,84 ^b ±1,1
Zöld fű	18	8,9 ^a ±1,3	15	3,54 ^{cb} ±2,6	15	3,14 ^c ±0,9	13	2,24 ^b ±2,2

a, b, c: az eltérő betűvel jelölt átlagok között szignifikáns különbség van

Az ipari körzetekből származó takarmányok ólomtartalma esetenként meghaladja a kritikusnak tekintett határértéket (5 mg/kg). A Dunaújváros környékéről származó mintákban szignifikánsan ($P < 0,001$) magasabb ólomértékeket találtam, mint a másik három körzetben. Az ipari körzetekben a fű- és lucernaminták ólomtartalma magasabb volt, mint a mezőgazdasági körzetekben (fű 1,63 mg/kg, lucerna 2,02 mg/kg). Ezek az értékek összhangban vannak REGIUSNÉ és mtsai (1990), HORVÁTH és mtsai (1980), KOVÁCS és mtsai (1986) megállapításaival, akik szerint a növények ólomtartalmát elsősorban a levegőből a növényekre kerülő szennyezés növeli. Ez az ipari létesítmények és az autóutak környékén jelentős mérvű lehet.

A nagy forgalmú autóutak környékéről gyűjtött őszi búza-, árpa- és lucernaminták ólomtartalmát az úttól való távolság függvényében a 7. táblázat és a 2. ábra mutatja be. Az autóút közeléből származó növényi minták ólomtartalma a legnagyobb, s az úttól távolodva csökkenő értéket kaptam mindhárom vizsgált növény esetén. Az út melletti, az úttól 50 m távolságra, valamint az úttól 100 m-es távolságra elhelyezkedő területekről vett növényminták ólomtartalmában szignifikáns különbséget találtam ($P < 0,01$). Ezeket az adatokat megerősítik COLLINS (1984), LEH (1972) valamint KÁDÁR és mtsai (1993) mérési eredményei, akik az autópályáktól távolodva, szintén a növényzet kisebb mértékű ólomszennyezettségét tapasztalták. Ezt a megállapításomat támasztja alá KERÉNYI és mtsai (1986) vizsgálatai is, akik az M-5 autópálya mentén az úttól 5 m-es távolságban igen jelentős ólomtartalmat mértek a növényzetben. Az ólom döntő része felszíni

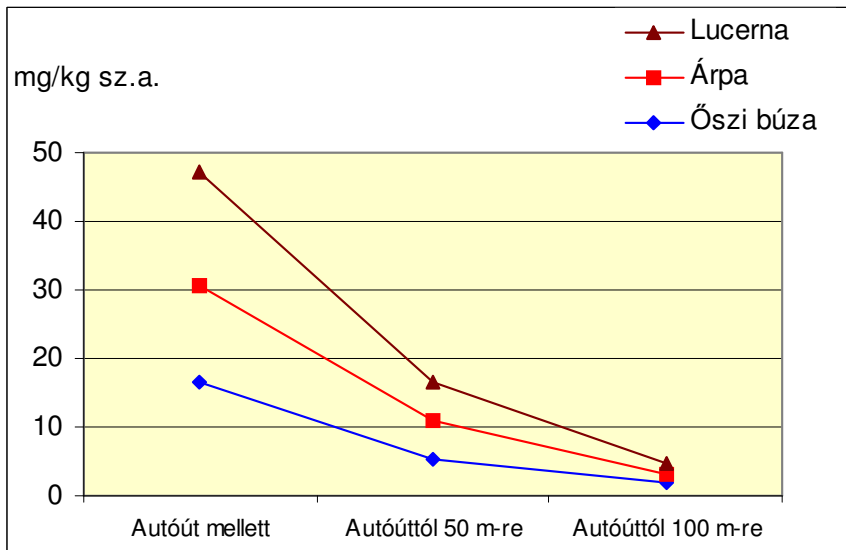
szennyezőként jelentkezett, a növényi szövetek belsejében csupán a teljes ólomtartalom 20–30%-a jutott, vizsgálataik szerint.

7. táblázat

Nagy forgalmú autótutak (M-1, M-7, M-5) környékéről származó zöld növények ólomtartalma az úttól való távolság függvényében (mg/kg szárazanyag)

	Autótút mellett		Autótúttól 50 m-re		Autótúttól 100 m-re	
	n	$\bar{x} \pm s$	n	$\bar{x} \pm s$	n	$\bar{x} \pm s$
Őszi búza	7	16,6 ^a ±0,74	5	5,26 ^b ±0,94	6	1,84 ^c ±0,6
Árpa	6	13,9 ^a ±0,74	5	5,82 ^b ±0,27	7	1,13 ^c ±0,4
Lucerna	8	16,8 ^a ±1,18	6	5,53 ^b ±0,46	6	1,62 ^c ±0,4

a, b, c: az eltérő betűvel jelölt átlagok között szignifikáns különbség van



2. ábra: Nagy forgalmú autótutak (M-1, M-7, M-5) környékéről származó zöld növények ólomtartalma az úttól való távolság függvényében (mg/kg szárazanyag)

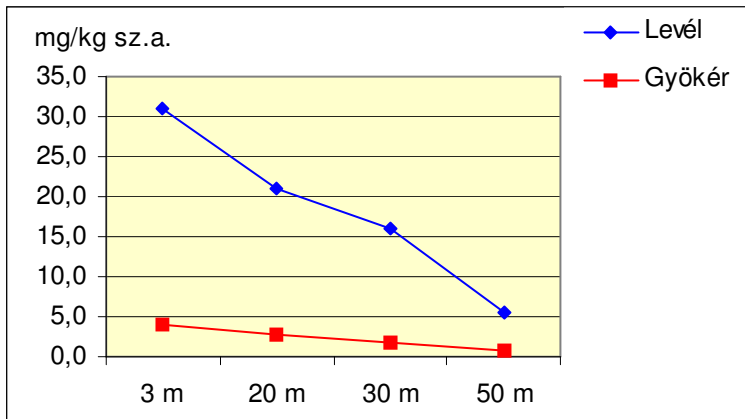
Az út melletti feldúsulás arra utal, hogy a szennyező anyagok az útra kerülnek, majd onnan a porral és az esővízzel a padkára jutnak és szennyezik a növényzetet. Ezt bizonyítja a cukorrépa levelének és gyökerének ólomtartalma (8. táblázat, 3. ábra). Az értékek azt mutatják, hogy az úttól távolodva mind a levél, mind a gyökér ólomtartalma szignifikánsan ($P < 0,01$) csökken. A cukorrépa nagy felülete sok szennyeződést képes megkötni, ami a gyökérbe is átjut.

8. táblázat

A cukorrépa ólomtartalma az M-1 autópályától való távolság függvényében (mg/kg szárazanyag)

Távolság	n	Levél $\bar{x} \pm s$	Gyökér $\bar{x} \pm s$
3 m	5	31,0 ^a ±2,8	4,0 ^a ±0,5
20 m	5	21,0 ^b ±0,8	2,8 ^b ±0,2
30 m	5	16,0 ^c ±2,4	1,8 ^c ±0,4
50 m	5	5,6 ^d ±3,2	0,8 ^d ±0,2

a, b, c, d az eltérő betűvel jelölt átlagok között szignifikáns eltérés van



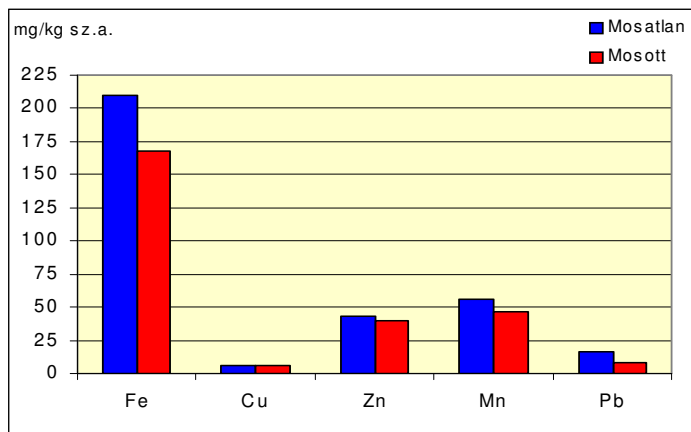
3. ábra: A cukorrépa ólomtartalma az M-1 autópályától való távolság függvényében (mg/kg szárazanyag)

Mosás hatására a lucernaminták ólomtartalma, a mosás előttihez képest, mintegy 50%-kal, szignifikánsan ($P < 0,01$) csökkent (9. táblázat, 4. ábra). Ebből arra lehet következtetni, hogy csapadékos időjárás esetén a szennyezettség kisebb mértékű, továbbá arról is tájékoztat, hogy az ólom jelentős része felületi szennyezettség, és nem épül be a növénybe. Ezen adatok megerősítik SÁMSONI (1973) vizsgálatait, aki szerint csapadékos időjárás hatására a nehézfémek mennyisége jelentősen lecsökken a levelekben.

A mosás hatása az M-5 autópálya mellett vett lucernaminták ólom- és egyéb mikroelem-tartalmára (mg/kg szárazanyag) n=17

	Kezelés		Eltérés	
	Mosás nélkül	Mosott		
	mg/kg sz. a.	mg/kg sz. a.	mg/kg	%
Fe	210,0 ^a ±4,4	168,0 ^a ±5,4	42,0	20
Cu	6,2 ^a ±1,2	5,6 ^a ±1,6	0,6	10
Zn	43,0 ^a ±2,1	40,0 ^a ±4,1	3,0	7
Mn	56,0 ^a ±2,4	47,0 ^a ±2,4	9,0	16
Pb	16,2 ^a ±3,4	7,8 ^b ±1,2	8,4	52

a, b: az eltérő betűvel jelölt átlagok között szignifikáns eltérés van



4. ábra: A mosás hatása az M-5 autópálya mellett vett lucernaminták ólom- és egyéb mikroelem-tartalmára (mg/kg szárazanyag) n=17

1. 2. A tej és a fedőszőr ólomtartalma

Az autóutak közelében legelő vagy onnan származó szálatakarmányt fogyasztó tehenek tejében és fedőszőrében szignifikánsan ($P < 0,01$) magasabb ólom- és mikroelem- (Cu, Zn) értékeket találtam, mint más mezőgazdasági körzetekben tartott tehenek esetén. A szőr cinktartalma az autóutak mentén legeltetett teheneknél szignifikánsan alacsonyabb volt. Megállapításaim összhangban vannak KIRCHGESNER és mtsai, (1981); WILLET és mtsai, (1994); BHATIA ÉS CHOUDHOI, (1996); MURTY és mtsai, (1967) adataival, akik a tej ólomtartalmát vizsgálták forgalmas autóutak közelében legelő állatok esetén. Megállapították, hogy az itt legelő állatok tejében az ólomtartalom sokszorososa a megengedett határértéknek.

A tehenek tejének és szőrének ólom-, réz-, cinktartalmát a 10. és a 11. táblázatban mutatom be.

10. táblázat

**A tej ólom-, réz-, cink-tartalma a legeltetett tehenek tejében
(mg/kg-ra számítva) n=100**

Mezőgazdasági körzet			Autóutak mellett		
Ólom	Réz	Cink	Ólom	Réz	Cink
0,07 ^a ±1,4	0,2 ^a ±4,2	4,6 ^a ±9,5	7,8 ^b ±4,4	0,8 ^b ±1,2	5,7 ^b ±3,2

a, b: az adatok között $P < 0,01$ szinten szignifikáns eltérés van

**Tehenek fedőszőrének ólom-, réz-, cink-tartalma
(mg/kg szárazanyagban) n=100**

Mezőgazdasági körzet			Autóutak mellett		
Ólom	Réz	Cink	Ólom	Réz	Cink
2,1 ^a ±2,4	6,4 ^a ±2,6	120 ^a ±10,7	37,2 ^b ±11,3	7,3 ^b ±2,5	97 ^b ±14,4

a, b: az adatok között P<0,01 szinten szignifikáns eltérés van

Az etetett takarmányok és a tej valamint a fedőszőr ólomtartalmát a mezőgazdasági és ipari körzetekben és a forgalmas autóutak közelében összehasonlítva megállapítható, hogy a tej és a fedőszőr ólomtartalma szignifikánsan magasabb az ipari körzetekben és az utak mellett legelő vagy onnan származó magas ólomtartalmú takarmányt fogyasztó tehenek esetében, megegyezően ANKE és mtsai, (1989); GRÜN és mtsai, (1988) adataival. Az említett szerzők az autóutak forgalmának kedvezőtlen hatását vizsgálták az utak mellett legelő tehenek tejének és fedőszőrének nehézfém-tartalmára. Ezek közül az ólomnak tapasztalták a legkedvezőtlenebb hatását. Méréseik alapján a vizsgált tejminták ólomtartalma 50-szeres volt a megengedett határértékhez képest.

A nagy mennyiségű ólom hatására a szervezet cinktartalmának csökkenése, illetve nagyobb mértékű cinkürülés tapasztalható. Mivel a tejjel sok cink ürül a szervezetből (mintegy 3,5 mg/l tej) ezért különösen az ólom-emissziós területeken a nagytermelésű tehenek cinkellátására nagyobb gondot kell fordítani. A hiányos cinkellátás nemcsak a tejtermelést befolyásolhatja negatívan, hanem a tej minőségét is azáltal, hogy hiánya esetén növekedhet a tej szomatikus sejtszám tartalma, ami

feltehetően a hámképződésben beálló zavarok következménye (REGIUSNÉ, 1990). Egységnyi tejjel ürülő cinkhányad viszonylag állandó, ezért a tej mennyiségének csökkenése, és nem a cinktartalmának változása várható (REGIUSNÉ, 1990). Felmérő vizsgálataim szerint a megnövekedett ólomfelvétel következtében a szőr cinktartalma csökkent, de nem süllyedt a hiányt jelző szint alá. Szoros korrelációt állapítottam meg a terhelt (emissziós) területek szőr- és tejmintáinak ólomtartalma között $r=0,98$ ($P<0,01$).

1. 3. Ólomterhelés hatása juhokra

1. 3. 1. Az ólomterhelés hatása a táplálóanyagok emészthetőségre

A táplálóanyagok látszólagos emészthetőségét kísérletenként a 12. és a 14. táblázatban foglaltam össze. Mindkét kísérlet esetében, a kontroll csoporthoz hasonlítva, az ólom-kiegészítésben részesült csoportoknál nem tapasztaltam lényeges eltérést a táplálóanyagok emészthetőségében. A négy kihasználási kísérletben (szakaszok) kapott emésztési együtthatók hasonlóak a kontrollhoz viszonyítva, sem az ólomterhelés mértéke, sem időtartama nem befolyásolta értéküket. Az egyes kezeléseknél tapasztalt eltérések a normál variabilitást tükrözik. A 13. és a 15. táblázatban a kihasználási kísérletek eredményét a kontroll és a kísérleti csoportoknál a kontroll szakaszhoz hasonlítva mutatom be, azaz az ólom-kiegészítés során kapott emésztési együtthatókat az ürüknél a saját kontroll szakaszban mért értékekkel hasonlítottam össze. A kontroll szakaszhoz hasonlítva a kísérleti szakaszok átlagában a táplálóanyagok emészthetősége általában javult, mely feltehetően annak

következménye, hogy a takarmányadaghoz való adaptációra lényegesen hosszabb idő állt rendelkezésre.

Kísérleti eredményeim, megegyezően FICK (1975), GRÜN és mtsai (1982a,b,c) korábbi vizsgálataival azt jelzik, hogy az ólomterhelés nem befolyásolja a táplálóanyagok emészthetőségét. HEFFRON és mtsai (1977), PETERSEN ÉS VEMMER (1979), GRÜN és mtsai (1985), az ólomnak a takarmányfelvételre és a súlygyarapodásra kifejtett csökkenő hatását állapították meg. A takarmányfelvétel csökkenése miatt más mikroelemek felvétele is csökkent, ami adott esetben hiányos ellátáshoz vezethet. Ezekkel a megállapításokkal ellentétben DINIUS és mtsai (1973) szerint hízóbikákkal folytatott kísérletek során az ólomterhelés nem befolyásolta az állatok takarmányfelvételét és a testsúlygyarapodást. Ugyanakkor LYNCH és mtsai (1976) szopósborjaknál 10–25%-kal kisebb testsúlynövekedést tapasztaltak. KALDRUMIDOU és mtsai (1994), báránnyal folytatott ólomterhelési kísérletek során a takarmányfelvételben találtak változást, de – megállapításaimmal megegyezően – a fenti szerzők sem találtak a takarmányok emészthetőségében eltérést. VODELA és mtsai. (1997) a nehézfémekkel illetve káros anyagokkal szennyezett ivóvíz hatását vizsgálták brojlercsirkéken. Megállapították, hogy a szennyezett vizet fogyasztó állatok vízfogyasztása jelentős mértékben lecsökkent, ugyanakkor a táplálékfelvétel nem változott. Több kutató, köztük magyar szerző is (SZABÓ, 1991) igazolták azt, hogy a nehézfémek, így az ólom is károsan befolyásolják a pankreasz működését. A szerző szerint a hasnyálmirigy kitűnő indikátora a nehézfémek kimutatásának, ugyanis a pankreaszban, a nehézfémterhelés hatására jelentős mértékben csökken a zimogén-aktivitás, aminek a következtében gyengébb a táplálóanyagok

kisebb mértékű emésztését. Az ólomterhelés következménye lehet a sejtmembrán lipidperoxidációjának fokozódása, ami a sejtmembrán törékenységet és a permeabilitását befolyásolja (KNOWLES és DONALDSON, 1996).

Az ólometetés hatása a táplálóanyagok emészthetőségére szakaszonként, 1. kísérlet

EMÉSZTHETŐSÉG %, $\bar{x} \pm s$								
	n	Száraz- anyag	Szerves anyag	Nyers- fehérje	Nyers- zsír	Nyers- rost	NMKA	NDF
1. szakasz								
1. 1. Pb 0	3	59,4±3,02	63,1±3,09	63,5±2,20	65,4±6,22	32,6±8,30	76,3±2,05	49,8±6,37
1. 2. Pb 0	3	60,7±2,16	63,9±1,55	62,9±2,77	63,6±2,63	36,3±1,99	76,3±1,15	52,2±1,99
1. 3. Pb 0	3	62,7±0,20	66,2±0,38	65,7±0,61	66,6±3,50	39,0±1,11	78,2±0,21	54,8±0,25
2. szakasz								
2. 1. Pb 0	3	63,2±1,74	67,8±2,66	67,7±2,24	50,5±4,37	40,0±6,35	77,7±1,86	56,9±4,45
2. 2. Pb 50	3	59,7±4,27	64,7±4,07	65,8±1,94	44,3±13,74	34,5±4,15	75,7±3,73	54,4±2,91
2. 3. Pb 500	3	63,0±0,68	67,9±0,85	66,7±1,22	48,0±9,77	41,4±2,02	77,9±1,15	58,9±0,36
3. szakasz								
3. 1. Pb 0	3	61,8±2,82	63,5±2,31	67,3±3,55	61,4±5,68	31,6±3,76	76,2±1,37	49,2±2,10
3. 2. Pb 50	2	62,7±0,57	64,2±0,21	68,9±0,28	58,6±1,06	32,9±4,10	76,4±1,27	50,1±1,27
3. 3. Pb 500	2	62,4±2,62	64,7±2,05	66,8±4,24	62,3±7,28	36,8±0,71	76,2±2,33	52,2±1,77
4. szakasz								
4. 1. Pb 0	3	63,7±0,40	64,4±0,70	70,3±0,57	63,1±0,76	30,4±1,35	77,3±0,50	49,0±1,30
4. 2. Pb 50	2	63,3±1,56	64,3±1,13	70,4±1,91	64,5±1,20	29,6±3,04	77,2±0,21	48,8±1,13
4. 3. Pb 500	2	63,6±0,07	65,1±0,42	70,2±0,42	64,6±2,83	33,1±2,33	73,3±0,07	50,7±1,48

**Az ólom-kiegészítés hatása a táplálóanyagok emészthetőségére,
a kontroll- és a kísérleti szakaszok összehasonlítása, 1. kísérlet**

Kezelés	0 mg Pb/nap		50 mg Pb/nap		500 mg Pb/nap	
Szakasz	Kontroll	Kísérleti	Kontroll	Kísérleti	Kontroll	Kísérleti
Emészthetőség, %	n=3	n=9	N=2	n=6	n=2	n=6
Szárazanyag	59,4±3,20	62,9±2,16	59,5±0,84	63,5±0,82	62,8±0,50	63,0±1,41
Szervesanyag	63,1±3,09	65,2±2,66	63,0±0,56	65,1±1,62	66,1±0,49	65,9±1,94
Nyersfehérje	63,5±2,20	68,5±2,55	61,6±2,30	68,0±2,21	65,9±0,56	68,0±2,62
Nyerszsír	65,4±6,22	58,3±6,90	63,0±3,32	58,2±6,74	67,5±4,41	60,2±6,31
Nyersrost	32,6±8,30	34,0±5,88	35,3±0,91	33,0±4,14	39,6±0,62	37,5±4,44
NMKA	76,3±2,15	77,1±1,34	75,8±0,77	77,2±0,91	78,2±0,32	77,0±1,31
NDF	49,8±6,37	51,7±4,63	51,1±0,64	51,6±3,52	54,9±0,21	54,0±4,12

Az ólometetés hatása a táplálóanyagok emészthetőségére szakaszonként, 2. kísérlet

EMÉSZTHETŐSÉG, %, $\bar{x} \pm s$									
	n	Szárazanyag	Szervesanyag	Nyersfehérje	Nyerszsír	Nyersrost	NMKA	NDF	ADF
1. szakasz									
1. 1. Pb 0	3	63,8±1,98	68,5±1,88	69,7±0,78	50,3±3,38	38,3±4,23	81,9±1,25	48,9±4,0	36,2±4,40
1. 2. Pb 0	3	65,8±0,96	70,3±0,82	72,6±1,27	59,4±4,98	41,6±1,49	82,5±0,84	50,7±1,48	39,2±1,78
1. 3. Pb 0	3	64,6±0,66	68,9±0,35	72,5±0,99	57,3±5,52	38,8±1,88	81,4±0,24	48,5±0,55	36,3±0,74
2. szakasz									
2. 1. Pb 0	3	62,6±1,12	68,9±0,63	70,8±1,45	80,7±1,81	46,9±2,41	80,4±1,28	51,8±1,57	39,9±0,68
2. 2. Pb 10	3	63,7±1,03	68,5±0,47	70,2±2,43	72,8±15,33	47,5±1,24	79,6±0,71	51,4±0,85	42,0±0,43
2. 3. Pb 500	3	62,6±0,68	67,9±0,94	68,7±1,03	82,8±3,2	46,8±1,96	79,0±0,57	56,4±8,04	40,5±1,17
3. szakasz									
3. 1. Pb 0	3	63,8±1,07	70,1±1,44	71,9±2,39	52,6±5,07	44,0±3,89	82,5±0,23	54,8±1,61	34,7±2,28
3. 2. Pb 10	3	64,9±0,98	69,8±0,75	72,8±1,69	52,6±6,13	43,7±0,89	82,9±1,77	53,4±0,97	35,9±1,72
3. 3. Pb 500	3	63,8±0,68	69,2±0,59	73,9±0,61	54,5±4,0	42,0±1,61	81,2±0,75	53,4±0,16	33,9±2,04
4. szakasz									
4. 1. Pb 0	3	64,6±0,9	70,1±0,75	73,0±0,67	55,6±11,97	50,6±1,27	81,5±1,11	53,0±1,62	44,3±1,57
4. 2. Pb 10	3	64,5±1,41	69,4±1,67	71,9±1,28	56,1±5,55	50,5±4,42	80,6±0,71	52,9±3,96	45,5±3,27
4. 3. Pb 500	3	63,4±0,83	68,7±0,91	71,8±1,28	54,8±5,61	49,4±1,74	79,8±0,64	51,7±1,37	43,6±1,67

**Az ólometetés hatása a táplálóanyagok emészthetőségére,
a kontroll- és a kísérleti szakaszok összehasonlítása 2. kísérlet**

Kezelés	0 mg Pb/nap		10 mg Pb/nap		500 mg Pb/nap	
Szakasz	Kontroll	Kísérleti	Kontroll	Kísérleti	Kontroll	Kísérleti
Emészthetőség, %	n=3	n=9	n=3	n=6	n=3	n=6
Száranyag	64,7±0,66	63,7±1,26	63,8±1,98	64,3±1,13	65,8±0,96	63,3±0,83
Szervesanyag	68,9±0,35	69,7±1,06	68,5±1,88	69,2±1,09	70,3±0,82	68,6±0,93
Nyersfehérje	72,5±0,99	71,9±1,72	69,7±0,78	71,7±1,97	72,6±1,27	71,5±2,46
Nyerszsír	57,3±5,52	62,9±14,91	50,6±3,38	60,5±12,8	59,4±4,98	64,0±14,59
Nyersrost	38,8±1,88	47,2±3,71	38,3±4,23	47,2±3,76	41,6±1,49	46,1±3,62
NMKA	81,4±0,24	81,5±1,26	81,9±1,25	80,9±1,7	82,5±0,84	80,0±1,11
NDF	48,5±0,55	53,2±1,92	48,9±4,00	52,6±2,26	50,7±1,48	53,8±4,54
ADF	36,2±0,74	39,6±4,42	36,2±4,4	41,1±4,59	39,2±1,78	39,3±4,52

1. 3. 2. Az ólomterhelés hatása az indikátorszervek (máj, vese, agy) ólom- és mikroelem-tartalmára

Az ólom-kiegészítés hatását a gyapjú ólom-, réz-, cink- és mangántartalmára mindkét kísérlet esetében a 16. és a 17. táblázatban mutatom be. A gyapjú ólomtartalma a kontroll csoporthoz képest a 10, 50, 500 mg dózis hatására is nőtt. 500 mg ólom etetése esetén volt csak az eltérés (P<0,001) szignifikáns.

16. táblázat

Az ólom-kiegészítés hatása a gyapjú ólom-, réz-, cink- és mangántartalmára 1. kísérlet (n=3)

Kezelés	Pb	Zn	Cu	Mn
	mg/kg szárazanyag $\bar{x} \pm s$			
Kontroll	1,38 ^a ±0,08	130,96 ^a ±16,54	4,76 ^a ±1,40	13,81 ^a ±1,28
50 mg Pb/nap	4,31 ^a ±1,91	115,51 ^a ±28,92	4,04 ^a ±1,86	9,83 ^a ±2,51
500 mg Pb/nap	17,83 ^b ±3,59	121,11 ^a ±21,75	2,85 ^a ±1,04	10,12 ^a ±5,86

a, b: az eltérő betűvel jelölt átlagok között szignifikáns eltérés van

A gyapjú cink-, réz-, mangántartalma az ólom etetésének hatására tendenciájában csökkent a kontroll csoporthoz viszonyítva, az eltérések nem szignifikánsak. A gyapjú a vérhez hasonlóan reagál az ólomterhelésre, ugyanis a takarmány növekvő ólommennyiségével párhuzamosan nő a gyapjú ólomtartalma is. A kísérletben folyamatosan emelkedett a gyapjúban tárolt ólom mennyisége, ami arra utal, hogy a beépülés is folyamatos, és a gyapjú, illetve a szőr hosszabb időszakra vonatkozóan tükrözi az ólomfelvétel alakulását. A

megállapításaim összhangban vannak GRÜN és mtsai (1986) eredményeivel.

17. táblázat

Az ólom-kiegészítés hatása a gyapjú ólom-, réz-, cink- és mangán-tartalmára 2. kísérlet (n=3)

Kezelés	Pb	Zn	Cu	Mn
	mg/kg szárazanyag $\bar{x} \pm s$			
Kontroll	1,08 ^a ±0,18	121,96 ^a ±11,34	4,95 ^a ±1,88	9,61 ^a ±1,15
10 mg Pb/nap	1,99 ^a ±1,91	135,32 ^a ±18,92	4,54 ^a ±1,52	10,83 ^a ±1,58
500 mg Pb/nap	22,83 ^b ±1,369	111,16 ^a ±15,74	1,85 ^a ±1,32	10,12 ^a ±6,41

a, b: az eltérő betűvel jelölt átlagok között szignifikáns eltérés van

Az ólomterhelés eredményeként a máj, a vese és az agy ólomtartalma nőtt (18., 19. táblázat). Az 500 mg ólom kiegészítés a kontrollhoz hasonlítva minden szervben szignifikáns növekedést eredményezett. Az indikátorszervek ólomtartalmában a 10 és 50 mg ólomterhelésű és a kontroll csoport között nem találtam szignifikáns különbséget.

18. táblázat

Az ólomterhelés hatása a máj, a vese és az agy ólomtartalmára 1. kísérlet (n=3)

Kezelés	Máj	Vese	Agy
	mg/kg szárazanyag $\bar{x} \pm s$		
Kontroll	1,82 ^a ±0,22	1,64 ^a ±3,40	1,59 ^a ±0,21
50 mg Pb/nap	2,32 ^a ±0,56	23,08 ^a ±2,05	3,11 ^{ab} ±0,09

500 mg Pb/nap	26,43 ^b ±10,35	84,51 ^b ±10,31	24,83 ^c ±8,12
---------------	---------------------------	---------------------------	--------------------------

a, b, c: az eltérő betűvel jelölt átlagok között szignifikáns eltérés van

19. táblázat

**Az ólometetés hatása a máj, a vese és az agy ólomtartalmára
2. kísérlet (n=3)**

Kezelés	Máj	Vese	Agy
	mg/kg szárazanyag $\bar{x} \pm s$		
Kontroll	1,72 ^a ±0,52	1,14 ^a ±3,40	0,59 ^a ±0,81
10 mg Pb/nap	1,92 ^a ±0,68	1,98 ^a ±2,05	1,52 ^{ab} ±0,89
500 mg Pb/nap	29,83 ^b ±8,15	70,11 ^b ±2,84	14,76 ^c ±9,21

a, b, c: az eltérő betűvel jelölt átlagok között szignifikáns eltérés van

Az ólomterhelés hatását az egyes szervek cink-, réz-, mangántartalmára a 20. és a 21. táblázatban foglaltam össze. Az ólomkiegészítés lényegében nem befolyásolta a vizsgált szervek cink-, illetve mangánkoncentrációját. Az 500 mg ólom adagolásának hatására azonban a máj és az agy réztartalma a kontrollhoz képest szignifikánsan csökkent ($P < 0,01$), és csökkent a máj mangántartalma is. Kísérleti eredményeim megegyezők néhány szerző vizsgálati eredményeivel. KALDRUMIDOUE és mtsai (1994) szerint a négy hónapon keresztül a bárányok ivóvizébe kevert 1 és 3 mg ólom degeneratív változásokat okozott mind a máj, mind a vese szöveti állományában. A szilárd anyag vagy folyadék formájában adott ólom felszívódása között MAHAFFY és mtsai (1980) véleménye szerint nincs különbség.

PAIS és mtsai (1994) csirkékkel végzett kísérleteikben bebizonyították, hogy 45 napos ólom etetés után a szervek réz- és

cinktartalma csökkent, ill. az ólomtartalma növekedett. FICK (1975) vizsgálatai szerint az egyedenként napi 50, 100, 1000 mg ólom növelte az indikátorszervek ólomtartalmát, és csökkentette a májban a réz mennyiségét. GUFLER és mtsai. (1997), őz és zerge szöveteinek (máj, vese, agy) vizsgálták az ólomtartalmát. Az agy ólomtartalma mindkét állat esetén magas volt, valamint a hím állatok szöveteiben szignifikánsan magasabb volt az ólom koncentrációja, mint a nőivarúakban.

20. táblázat

Az ólometetés hatása a máj, a vese és az agy cink-, réz- és mangántartalmára, 1. kísérlet

Elem	Szerv	Kontroll	50 mg Pb/nap	500 mg Pb/nap
		mg/kg szárazanyag $\bar{x} \pm s$		
Zn	Máj	56,77±1,08 ^a	53,52±2,16 ^a	57,78±1,44 ^a
Cu		178,61±72,02 ^a	36,66±26,61 ^a	50,85±36,17 ^b
Mn		4,64±1,69 ^a	5,03±1,04 ^a	1,22±0,60 ^b
Zn	Vese	46,97±2,95 ^a	47,31±10,12 ^a	47,99±7,46 ^a
Cu		8,65±2,12 ^a	11,17±1,89 ^a	7,99±3,53 ^a
Mn		2,88±1,34 ^a	3,96±1,48 ^a	4,47±3,21 ^a
Zn	Agy	37,19±6,01 ^a	37,14±4,54 ^a	44,08±3,67 ^a
Cu		18,21±4,32 ^{ab}	15,77±1,54 ^a	12,41±0,4 ^b
Mn		2,37±1,20 ^a	2,53±0,44 ^a	3,55±1,35 ^a

a, b: az eltérő betűkkel jelölt átlagok között szignifikáns különbség van

Az ólometetés hatása a máj, a vese és az agy Zn-, Cu-, Mn-tartalmára, 2. kísérlet

Elem	Szerv	Kontroll	10 mg Pb/nap	500 mg Pb/nap
		mg/kg szárazanyag $\bar{x} \pm s$		
Zn	Máj	135,77±2,18 ^a	153,52±8,86 ^a	157,48±4,48 ^a
Cu		170,11±12,42 ^a	146,68±29,11 ^a	53,72±30,18 ^b
Mn		5,81±7,59 ^b	5,13±4,84 ^a	0,22±0,60 ^b
Zn	Vese	116,97±2,80 ^a	127,45±1,33 ^a	120,59±5,26 ^a
Cu		15,87±5,18 ^a	11,47±3,14 ^a	17,41±3,78 ^a
Mn		2,51±1,88 ^a	2,92±1,82 ^a	2,77±4,91 ^a
Zn	Agy	60,19±4,13 ^a	87,85±3,78 ^a	64,88±3,54 ^a
Cu		20,45±6,35 ^{ab}	17,87±1,64 ^a	9,87±0,56 ^b
Mn		1,71±3,85 ^a	1,83±1,72 ^a	3,75±1,15 ^a

a, b: az eltérő betűkkel jelölt átlagok között szignifikáns különbség van

Az első kísérlethez hasonlóan a második kísérletben a napi 500 mg ólom adagolásakor a máj és az agy réztartalma ugyancsak szignifikánsan csökkent, közel 75%-ban a májban és mintegy 50%-ban az agyban az ólom antagonistá hatása következtében. Ez összhangban van BARTON és mtsai (1978) UNDERWOOD (1977) megállapításaival, akik azt közölték, hogy ólomadagolás hatására a vas, a réz és a cink beépülése akadályozottá válik. BABAN (1980), és QUARTERMAN és mtsai (1978) a kalcium antagonistá hatását írták le, mikor is a kalcium jelenléte csökkenti az ólom felszívódását, illetve hiányakor nő az ólommérgezés veszélye. Vas kiegészítésekor szintén csökken az egyes testrészekben tárolt ólom mennyisége. Az ólom bélből történő felszívódás függ a

takarmányban lévő más vegyületekkel való kombinálódásától, a kedvezően felszívódó fém-komplex vegyületek formájától és mennyiségétől (SAS, 1981).

Az ólom-kiegészítés hatását a juhok bendőtartalmának alakulására a két kísérletben 22. és a 23.. *táblázat* tartalmazza.

22. táblázat

Az ólom kiegészítés hatása a juhok bendőtartalmának ólomkoncentrációjára 1. kísérlet

		mg Pb/nap		
		0	50	500
Bendőtartalom	\bar{x}	0,4	43	322
Ólomtart. mg/kg	s	1,2	5,7	21,5

23. táblázat

Az ólom kiegészítés hatása a juhok bendőtartalmának ólomkoncentrációjára 2. kísérlet

		mg Pb/nap		
		0	10	500
Bendőtartalom	\bar{x}	0,2	16	365
Ólomtart. mg/kg	s	1,8	2,2	29,5

A kísérleteimből megállapítható, hogy már a legkisebb ólomterhelés (10 mg/kg ólom) hatására is jelentősen megnövekedett a bendőtartalom ólomkoncentrációja. Az ólomfelszívódás aránya nem csak a takarmányban lévő, és a bendőbe bekerült ásványi komponensek

jelenlététől függ, hanem a felszívódását nagyban befolyásolja a takarmányadag fehérje- és zsírtartalma is. Ez összhangban van SAS (1981) és GRÜN (1984) megállapításaival, akik szerint a fehérjehiányos (<5%) és igen magas fehérjetartalmú (40%) táp etetése fokozza az ólom felszívódását, és ilyen hatása van a nagy zsírtartalmú (15–40%) adagoknak is

1. 3. 3. Az ólomterhelés hatása néhány szérumalkotó értékére

A vér koleszterin szintje mindkét kísérlet esetében csak az ólmot 500mg/kg mennyiségben kapott csoportban emelkedett (24. és a 26. táblázat) meg számottevően. Ebből feltételezhetően az a következtetés vonható le, hogy az ólomterhelés hatására a lipid-anyagcsere zavart szenved. Ez a megállapítás összhangban van KNOWLES ÉS DONALDSON (1996) megállapításaival, akik szerint ólomterhelés hatására a máj mikroszómális membrájának lipidáteresztő-képessége kétszeresére fokozódik a prekursorokból történő arachidonsav-szintézis gátlása következtében. A kreatinin szintjének növekedése a vesekárosodásnak lehet következménye. HANEEF és mtsai. (1998), kecskékkal végzett kísérleteik során bebizonyították, hogy, ólomterhelés hatására nem csak a kreatininszint növekszik meg, hanem a vizelet nitrogéntartalma is növekedést mutat.

A koleszterin (CHOL) és a kreatinin (CREA) koncentrációja az ürök szérumban az ólomterhelést követően ($\bar{X} \pm s$) 1. kísérlet

Csoportok	n	CHOL (mmol/l)	CREA (μ mol/l)
Kontroll	12	4,35 \pm 73 ^{ab}	195,8 \pm 4,13 ^a
50 mg Pb/nap	10	4,63 \pm 0,49 ^a	265,5 \pm 0,65 ^{ab}
500 mg Pb/nap	11	6,09 \pm 0,61 ^b	350,6 \pm 5,41 ^b

a, b: az eltérő betűkkel jelölt átlagok között szignifikáns különbség van

Az aszpartát–aminotranzferáz, a gamma–glutamiltranszferáz és a kolinészteráz enzimek aktivitása mindkét kísérlet esetében az 500 mg/kg ólmot fogyasztó csoportokban, szignifikáns mértékben emelkedett (25. és a 27. táblázat). Ebből arra lehet következtetni., hogy a máj és a vese szöveteiben sejtkárosodás történt. A máj szerepe az enzimek forgalmában sokrétű. Az enzimháztartás rendellenességei a májműködéssel többirányú és szoros kapcsolatban állnak.

**Az aszpartát–aminotranszferáz (AST), a gamma–
glutamiltranszferáz (GGT), a kreatinkináz (CK) és a kolinszteráz
(CHE) enzimek aktivitása (U/l) az ürök szérumában ólomterhelés
hatására ($\bar{X} \pm s$)**

1. kísérlet

Csoportok	n	AST	GGT	CK	CHE
Kontroll	12	32,24±0,5 ^a	32,41±3,4 ^a	383,66±46,1 ^a	123,0±23,2 ^a
50 mg Pb/nap	10	35,56±0,4 ^a	40,25±2,2 ^a	403,83±43,3 ^a	197,6±50,5 ^a
500mg Pb/nap	11	62,34±1,2 ^b	56,52±1,1 ^b	643,7±46,1 ^b	638,0±94,7 ^a

a, b: az eltérő betűkkel jelölt átlagok között szignifikáns különbség van

A szérumban lévő kreatinkináz aktivitása az Pb–terhelés hatására a kontroll csoporthoz képest megemelkedett, a nagyobb (500 mg/kg) ólom koncentráció esetén szignifikáns mértékben.

A szérumban lévő kreatinkináz (CK) általában szív- és vázizom eredetű, aktivitása így elsősorban izomkárosodás esetén fokozódik, ha az izomsejtek membránjainak permeabilitása megváltozik. Magasabb a plazma CK-tartalma emésztőszervi bántalmak, a recésgyomor átfúródása miatt kialakuló hashártya-gyulladás esetén. A sertéseknél a szérumban a CK aktivitásának az emelkedése tapasztalható fialás után (BOSTEDT, 1987), fokozott izomtevékenység következményeként (LENGERKEN ÉS PFEIFFER, 1977; SZILÁGYI és mtsai, 1982; KAINULAINEN és mtsai, 1984) stresszhelyzetben (SZILÁGYI ÉS KOVÁCS, 1979; BICKHARDT ÉS RICHTER, 1980; WEBB, 1980; SZILÁGYI és mtsai, 1986a,b), illetve húshibára (PSE) hajlamos sertésekben (KOLB és mtsai,

1979; SZILÁGYI és mtsai, 1981, 1989) és általában nyomelemhiány és nyomelem-túladagolás esetén (SZILÁGYI, 1999).

26. táblázat

**A koleszterin (CHOL), és a kreatinin (CREA), koncentrációja a korbárányok szérumban az ólomterhelést követően ($\bar{X} \pm s$)
2. kísérlet**

Csoportok	n	CHOL (mmol/l)	CREA (umol/l)
Kontroll	12	3,38±0,73 ^a	173,8±3,18 ^a
10 mg Pb/nap	12	3,43±0,49 ^a	182,4±1,15 ^a
500 mg Pb/nap	12	7,22±0,61 ^b	245,3±6,48 ^b

a, b: az eltérő betűkkel jelölt átlagok között szignifikáns különbség van

27. táblázat

Az aszpartát-aminotranszferáz (AST), a gamma-glutamiltanszferáz (GGT), a kreatinkináz (CK) és a kolin-eszteráz (CHE) enzimek aktivitása (U/l) az korbárányok szérumban ólomterhelés hatására ($\bar{X} \pm s$), 2. kísérlet (n=12)

Csoportok	AST	GGT	CK	CHE
Kontroll	30,21±0,7 ^a	29,37±3,8 ^a	331,56±19,3 ^a	119,1±13,7 ^a
10 mg Pb/nap	31,52±0,4 ^a	31,22±2,8 ^a	385,92±36,2 ^a	122,6±24,5 ^a
500mgPb/nap	72,44±1,4 ^b	53,31±1,5 ^b	589,86±54,6 ^b	532,8±36,7 ^a

a, b: az eltérő betűkkel jelölt átlagok között szignifikáns különbség van

A kreatinkináz aktivitásának csoportonkénti átlagértékei mindkét kísérlet esetében azonos trend szerint alakult: az ólom mennyiségének növelésével az enzim aktivitás is megemelkedett.

Az enzimológiai vizsgálataim eredményeit kórszövettani vizsgálatok is alátámasztják, amit az ÁOTE Kórbonctani és

Kórszövettani Intézetében végeztek. Az idült ólommérgezésre utaló kórbonctani kép mindkét kísérlet esetében az 500 mg/kg ólmot fogyasztó csoport esetében volt tapasztalható.

Főleg az agyvelőben, a vesében és a lépben, valamint a májban volt tapasztalható kórszövettani elváltozás. A májban patológiás zsíros infiltráció, bővérűség és vizenyő volt megállapítható. A vesetubulusok hámsejtjeiben az elfajulás mellett nagy kerekded, eosinophil intranukleáris zárványszerű képletek voltak megfigyelhetők. Az agyvelőben többfelé perivasculáris vérzés, valamint kisebb encephalomalaciás területek voltak találhatóak. Az agytörzsben göccs gliaszaporulat, valamint néhány endotel sejt duzzanata volt található. Egyes esetekben a vesetubulusok meszesedése és elhalása is látszódt. Az eredményeket alátámasztják BRAUN és mtsai. (1997) vizsgálatai. Katonai lőtéren legeltetett szarvasmarhák elhullása után, a kísérletben tapasztalt kórbonctani elváltozásokat találták. Megfigyeltek akut szívmeggyulladás, a vese és a tüdő szöveti állományában bevérzéseket, akut tubulonephrosist és akut tüdőemfizémát.

Az ólom károsító hatását bizonyítja a delta-aminolevulinsav-dehidrogenáz aktivitásának alakulása a különböző mintavételi időpontokban, amit a 28. és a 29. táblázatban és az 5. és a 6. ábrán mutatnak be. Az eredmények azt mutatják, hogy az ólomterhelés előrehaladtával az enzim aktivitása mind a két kísérletben szignifikánsan ($P < 0,01$) lecsökkent. Ez az enzim katalizálja két delta-aminolevulinsav-molekula összekapcsolódását. Az eredmények összhangban vannak KÖRÖS és mtsai (1980) és GRÜN és mtsai (1984) adataival. A szerzők

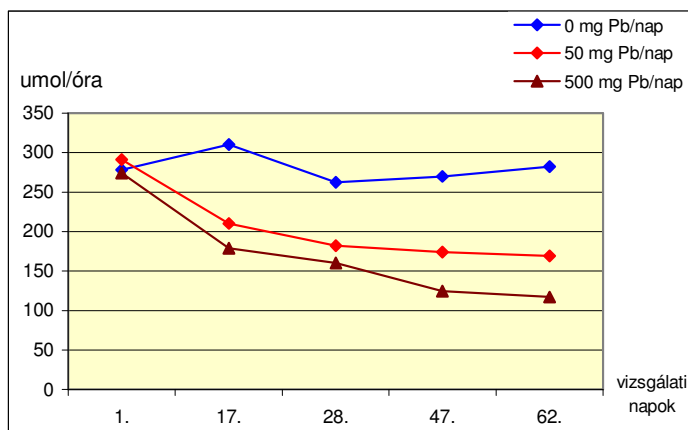
az enzim aktivitását vizsgálták ólomterheléskor és csökkenést tapasztaltak.

28. táblázat

Az ólomterhelés hatása a delta-aminolevulinsav-dehidrogenáz aktivitásának változására juhokban ($\mu\text{mol}/\text{óra}$), 1. kísérlet

Vizsgálati napok	Ólomkiegészítés mg Pb/nap		
	0	50	500
1.	278 ^a ±6,4	291 ^a ±6,2	274 ^a ±6,4
17.	310 ^a ±3,2	210±7,2	179 ^b ±7,1
28.	262 ^a ±5,4	182 ^a ±6,2	160 ^b ±8,2
47.	270 ^a ±3,2	174 ^b ±10,1	125 ^c ±11,6
62.	282 ^a ±1,1	169 ^b ±9,6	117 ^c ±9,6

a, b, c: az eltérő betűkkel jelölt átlagok között szignifikáns különbség van



5. ábra: Az ólomterhelés hatása a delta-aminolevulinsav-dehidrogenáz aktivitásának változására juhokban ($\mu\text{mol}/\text{óra}$) 1. kísérlet

Mivel a delta-aminolevulinsav fontos vegyület a porfirin-szintézis és ezáltal a hemoglobin-szintézis szempontjából is, ezért részletesen

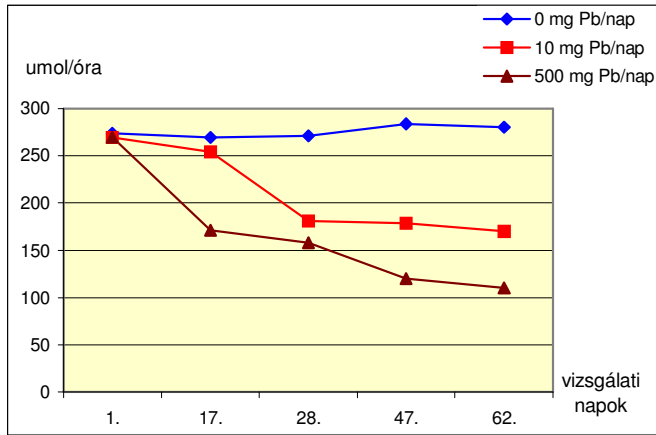
tanulmányozták HILBURN és mtsai (1979), hogy mi a molekuláris oka a megnövekedett delta-aminolevulinsav kiürítésének. A nagy mennyiségű ólom a hemszintézisre hatva csökkenti a hemoglobin termelését, és lerövidül a vörösvérsejtek élettartalma. A hosszabb időn át tartó ólomterhelés anémiát okoz, ami a vér és a csontvelő megnövekedett ólomtartalmának és csökkenő vörösvértest-termelésének a következménye HERNBERG és mtsai (1976), MOORE és mtsai (1980).

29. táblázat

**Az ólomterhelés hatása a delta-aminolevulinsav-dehidrogenáz aktivitásának változására juhokban ($\mu\text{mol}/\text{óra}$),
2. kísérlet**

Vizsgálati napok	Ólomkiegészítés mg Pb/nap		
	0	10	500
1.	274 ^a ±3,3	269 ^a ±6,7	270 ^a ±4,3
17.	269 ^a ±6,1	254 ^a ±7,2	171 ^b ±6,4
28.	271 ^a ±7,2	181 ^b ±6,4	158 ^c ±13,2
47.	284 ^a ±3,2	179 ^b ±5,6	120 ^c ±8,9
62.	280 ^a ±6,4	170 ^b ±7,6	110 ^c ±12,1

a, b, c: az eltérő betűkkel jelölt átlagok között szignifikáns különbség van



6. ábra: Az ólomterhelés hatása a delta-aminolevulinsav-dehidrogenáz aktivitásának változására juhokban ($\mu\text{mol}/\text{óra}$)
2. kísérlet

1. 4. ólomterhelés hatásának vizsgálata anyajuhokkal és újszülött báránnyokkal

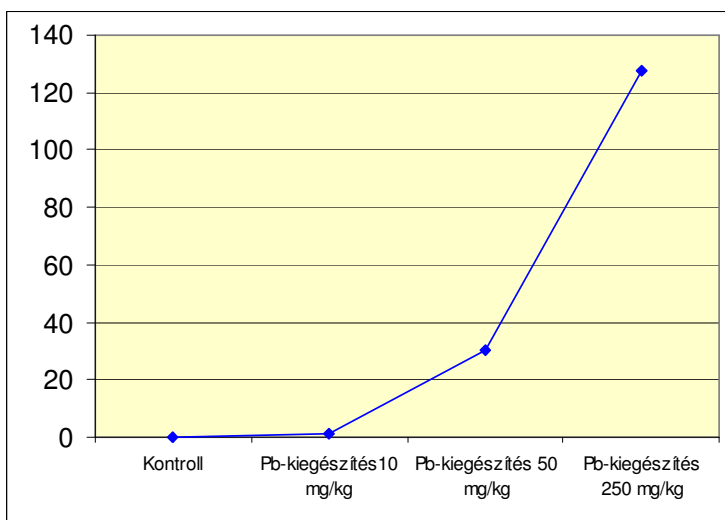
Az anyajuhokkal végzett ólomterheléses vizsgálatok azt mutatták, hogy mind a három ólom szint a kontroll csoporthoz képest növelte a magzatvíz ólomtartalmát (30. táblázat, 7. ábra).

30. táblázat

Az ólomterhelés hatása a magzatvíz ólomtartalmára
(mg/l-ben) n=16

Kontroll	10 mg Pb/nap kiegészítés	50 mg Pb/nap kiegészítés	250 mg Pb/nap kiegészítés
0,17 ^a ±0,5	1,22 ^b ±0,4	30,2 ^c ±1,5	127,4 ^d ±4,8

a, b, c, d: az eltérő betűkkel jelölt átlagok között szignifikáns különbség van



**7. ábra: Az ólomterhelés hatása a magzatvíz ólomtartalmára
(mg/l-ben) n=16**

Ebből arra lehet következtetni, hogy az etetett ólom a placentán áthalad, és így a magzatvízbe és a magzatba is bekerül. Ezek a megállapítások összhangban vannak FICK és mtsai (1989) vizsgálataival. A szerzők a vizsgálataikban az ólomterhelés magzatra gyakorolt hatását vizsgálták.

Az ólomterhelés hatására az újszülött bárányok indikátorszerveiben (bordacsont, izom, vese, máj) a kontroll csoporthoz képest mind a három terhelési szint esetén az ólomkoncentráció növekedést tapasztaltam. Az eltérések $P < 0,01$ szinten szignifikánsak voltak GRÜN (1986). GRÜN és mtsai (1985) juhokkal végzett kísérletei azt mutatták, hogy a bárányok szerveiben is növekedett az ólomtartalom, de a májat kivéve jelentősen kisebb mértékben, mint az anyáknál. POSNER (1978) és BELL (1980) újszülött bárányokon végzett kísérleteik az előző szerzők megállapításaival ellentétben azt mutatták, hogy létezik bizonyos védőrendszer az anya és az embrionális szervezet között, mert az

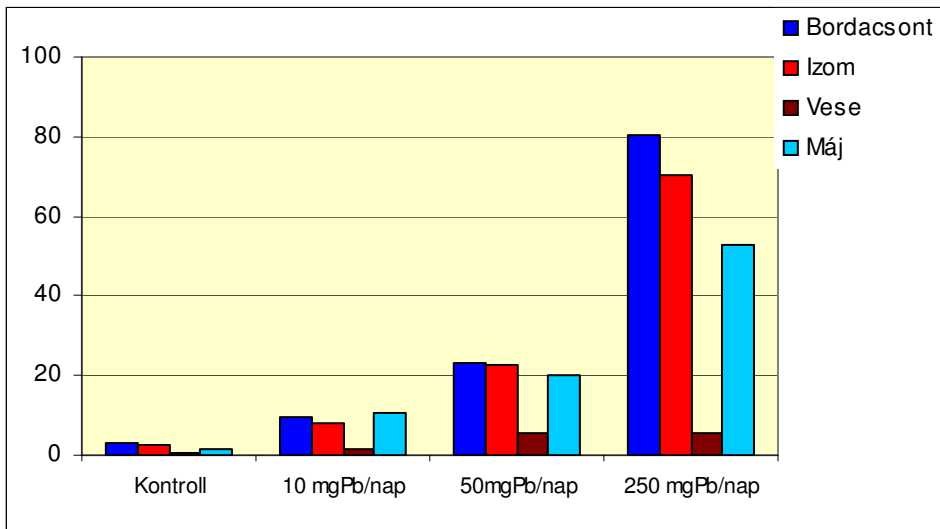
újszülöttek indikátorszerveiben kevesebb ólmot mértek, mint az anyákban. Az ólomterhelés hatását az újszülött bárányok indikátorszerveinek ólomtartalmára a 31. táblázatban és a 8. ábrán mutatom be.

31. táblázat

Az ólomterhelés hatása az újszülött bárányok indikátorszerveinek (borda, izom, vese, máj) ólomtartalmára mg/kg szárazanyagban

Szervek	n	Kontroll	10 mg Pb/nap	50mg Pb/nap	250 mg Pb/nap
Bordacsont	4	3,2±1,2 ^a	9,6±5,2 ^b	23,2±10 ^c	80,4±9,4 ^d
Izom	4	2,6±1,9 ^a	8,2±8,2 ^b	22,5±11 ^c	70,2±11,5 ^d
Vese	4	0,7±0,5 ^a	1,4±0,4 ^b	5,4±2,8 ^c	5,6±1,6 ^d
Máj	4	1,6±0,3 ^a	10,6±2,8 ^b	20,1±10 ^c	52,6±21 ^d

a, b, c, d: az eltérő betűkkel jelölt átlagok között szignifikáns eltérés van



8. ábra: Az ólomterhelés hatása az újszülött bárányok indikátor szerveinek (borda, izom, vese, máj) ólomtartalmára mg/kg szárazanyagban

V. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

1. A növények ólomtartalmát elsősorban a levegőből származó szennyezők növelik, ami az iparvidékeken valamint a forgalmas utak mentén jelentős mérvű lehet. Az ilyen helyen termelt takarmánynövények ólomtartalma az állati eredetű élelmiszereken keresztül transzformálódhat az emberi szervezet felé. Így az ólom toxikus hatás az ilyen esetekben közvetve az emberre is veszélyes lehet.
2. A forgalmas autóutak mellett legelő és az ipari körzetek területén termesztett takarmánynövényeket fogyasztó szarvasmarhák tejének ólomtartalma többszöröse a megengedett határértéknek. A tej és a tehének fedőszőrének ólomtartalma között szoros pozitív korreláció van. Az ólommal veszélyeztetett területek esetében a szőr pontos indikátora lehet a szennyezettség mértékének.
3. A takarmányhoz adott napi 10, 50, 500 mg ólom nem befolyásolja a táplálóanyagok emészthetőségét. A terhelés mértéke és időtartama nincs hatással a felszívódott táplálóanyagok mennyiségére.
4. Napi 500 mg ólom adagolás esetén a májban és az agyvelőben a réz mennyisége lecsökken, ami az ólom antagonistá hatásának eredménye.
5. Az ólomterhelés hatására a vérszérum enzimjeinek aktivitása az ólom mennyiségének növelésével változik. Az aszpartát-aminotranszferáz (AST), a gamma-glutamiltranszferáz (GGT), a kolinszteráz (CHE) és a kreatinkináz (CK) enzimek aktivitása nő. A delta-aminolevulinsav (ALA-D), enzim aktivitása csökken. A

vérplazma enzimvizsgálatából levont következtetéseket a kórbonctani megfigyelések is alátámasztják.

6. Az ólomterhelés hatására megnövekszik a magzatvíz és az újszülött állat ólomtartalma. Így az anyai ólomterhelés a magzatot is károsíthatja. Ez arra enged következtetni, hogy az ólomszennyezés a vemhes állatok esetében különösen veszélyes.

VI. ÖSSZEFOGLALÁS

A vizsgálatok célja az volt, hogy a hazai fontosabb szálas- és tömegtakarmányok, ólomtartalmát felmérjem, különös tekintettel a potenciálisan ólommal szennyezett területekre (nagyvárosok, ipari üzemek, nagy forgalmú autópályák környéke). Kísérleti úton vizsgáltam, hogy a takarmánnyal nyújtott ólomkiegészítés milyen mértékben befolyásolja az indikátorszervekben az ólom felhalmozódását, valamint a vemhes anyákkal etetett ólom-kiegészítés, milyen hatást gyakorol a magzatra. Kísérleteim során a következőket vizsgáltam:

1. Milyen az ólomszennyezettség mértéke az utaktól való távolság függvényében.
2. A forgalmas utak mentén legeltetett tehének tejében milyen mértékben jelenik meg az ólom. Milyen összefüggés van a szőrzet és a tej ólom tartalma között.
3. Emésztési vizsgálatokat végeztem annak érdekében, hogy az ólomterhelés a takarmányok táplálóanyagainak emészthetőségét hogyan befolyásolja.
4. Megvizsgáltam azt, hogy az ólomterhelés hatására változik-e az indikátorszervek (máj, vese, agy) ólom, és néhány eszenciális mikroelem koncentrációja, valamint hogyan alakul a szöveti károsodást legjobban jelző enzimek aktivitása (aszpartát-aminotranszferáz, gamma-glutamiltranszferáz, kreatinkináz, kolin-eszteráz).
5. Kísérleteket végeztem annak érdekében, hogy meghatározzam, hogy a vemhes anyák esetében alkalmazott ólomterhelést követően az

ólom milyen mértékben jelenik meg a magzatvízben, illetve az újszülött bárányban.

A főbb eredmények a következőkben foglalhatók össze:

- A mezőgazdasági körzetekben termesztett takarmánynövények ólomtartalma a kritikus határérték (5 mg/kg szárazanyag) alatt van. Az ipari körzetekből és nagy forgalmú autópályák környékéről gyűjtött növényi minták ólomtartalma magasabb, mint a mezőgazdasági körzetekben termesztett növényeké. Esetenként ezek az értékek meghaladják a kritikus szintet. Az úttól távolodva a növények ólomkoncentrációja jelentősen csökken és 100 méteres távolságra az ólomtartalom hasonló nagyságrendű, mint egyéb mezőgazdasági körzetekben. Mosás hatására jelentősen csökkent az ólomszennyezettség mértéke, ami valószínűsíti, hogy az autóutak mentén a szennyezettség egy része a növények felületéről származik.
- A tehéntej minták ólom és mikroelem tartalma a forgalmas autóutak mellett legeltetett tehének tejében magasabb, mint az egyéb mezőgazdasági területeken tartott tehének tejében. A tehének fedőszőrének ólomtartalma és a tej ólomkoncentrációja között szoros ($r:0,98$) korrelációt találtam.
- A takarmányhoz adott napi 50, illetve 500 mg ólomkiegészítés nem befolyásolta a táplálóanyagok

emészthetőségét. A terhelés mértéke és időtartama sem volt hatással a felszívódott táplálóanyagok emészthetőségére.

- Kísérleteimben megállapítottam, hogy az 500 mg-os ólomkiegészítés növelte a máj, a vese, az agy és a gyapjú ólom koncentrációját. A réz mennyisége a májban és az agyban az 500 mg/nap ólom etetésének hatására csökkent, mely az ólom antagonistá hatásának tulajdonítható.
- Az ólomterhelés hatására az enzimek aktivitása változott, ami az ólom szervezeten belüli jelenlétére illetve szöveti károsodásra utal.
- A mesterségesen adagolt ólom-kiegészítés növelte a magzatvíz és a bárányok indikátor szerveinek ólomtartalmát, ami az ólomnak a placentán való áthaladását bizonyítja.

VII. SUMMARY

The aim of the study was to detect the lead content of forages, roughages produced in various parts, with a special respect on the lead contaminated areas (neighbourhood of cities, industrial plants and busy highways). Experiments were conducted with dairy cattle and sheep to study, how the lead contamination in the feed influence the lead accumulation in some indicator organs as well as amniotic fluid and newborn lambs.

The main objectives of the experiments were to study the followings:

1. Lead contamination of forages depending on the distance from roads.
2. Lead excretions in the milk of cows grazing along busy roads.
Correlation between the lead content of the cows' hair and milk.
3. How lead contamination influences the digestibility of nutrients in the feed.
4. How the lead and some micromineral content of different indicator organs (liver, kidney, brain), and the activity of enzymes indicating tissue damage (AST, GGT, CK, CHE) are effected by lead contamination in the diet.

5. Experiments were also carried out to detect the lead level in amniotic fluid and newborn lambs as a consequence of lead contamination at pregnant females.

Results can be summarized as follows:

- Lead content of plants from the examined agricultural areas was showed to be under the critical level (5 mg/kg). Lead contamination of plants from industrial areas and near to busy roads was higher than that of plants from agricultural areas. Occasionally these levels proved to be higher than the critical point. Lead concentration of plants seemed to show significant decreases with the distance from the road. At a distance of 100 meters lead content was found similar to that of plants collected from agricultural areas. By washing the plants with water the level of lead contamination significantly decreased, suggesting that some proportion of the contamination originates from the surface of the plants.
- Lead and microelement content of milk samples from cows grazing along busy roads was higher than that of the milk from agricultural areas. There was a high correlation between the lead content of milk and hair.
- Lead contamination of 50 or 500mg/animal/day to the feed had no any influence on the digestibility of nutrients. Neither level nor length of lead exposition had significant influence on digestibility of nutrients.

- Addition of 500 mg Pb to the diet significantly increased lead concentrations in liver, kidney, brain and wool. Cu level in liver and brain was decreased by the dietary exposure of 500 mg/animal/day of lead exposure, that may be the consequence of the antagonistic effect of copper to the lead.

- Lead exposure resulted in changes in the activities of enzymes tested in the experiments. These findings indicate that lead contamination initiates tissue damages in the animals.

- Dietary lead contamination of pregnant ewes caused excretion of Pb in the amniotic fluid and significant concentrations of lead could be detected in the indicator organs of newborn lambs. This may demonstrate that lead can be penetrated through the placenta.

VIII. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Hálás köszönetemet fejezem Fésüs László főigazgatónak, valamint Gundel János igazgatónak, hogy lehetővé tették számomra a tudományos munka folyamatos végzését.

Köszöntet mondok a Takarmányminősítési és Értékelési, Kérődzőtakarmányozási, Biokémiai, Szaporodásbiológiai Osztály vezetőinek és munkatársainak, akik segítették a munkámat.

Köszönet Várhegyi Józsefnének, Regiusné Mőcsényi Ágnesnek, Várhegyi Józsefnek, továbbá Szilágyi Mihálynak és Sós Ferencnek, akik hozzáértő, segítőkész munkájukkal segítségemre voltak a kísérletek lebonyolításában, és tapasztalatukkal, ötleteikkel is segítséget nyújtottak számomra.

Hálás köszönetemet fejezem ki Schmidt János professzor úrnak, témavezetőmnek önzetlen segítségéért.

Köszönet illeti Bédeg Jánosné, Venterné Wiszt Mária, kolleganőimet, akik szorgalmas és lelkiismeretes munkával végezték a disszertációm szövegszerkesztési munkáját és technikai kivitelezését.

IX. IRODALOM JEGYZÉK

- ADLER, G. (1974): Resorption und Retention von Blei aus einem Kraftfahrzeug-Exhaust-Deposit bei der Ratte. Diplomarbeit, Universität, Hohenheim
- ADRIANO, D. C. (1986): Trace elements in the terrestrial environment. Springer-Verlag, New York–Berlin–Heidelberg–Tokyo, 533. p.
- ALLCROFT, R. (1951): Lead poisoning in cattle and sheep. *Vet. Rec.*, 63. 583–590. p.
- ALLOWAY, W. H. (1968): Agronomic controls over the environmental cycling of trace elements. *Adv. Agron.*, 20. 235–271. p.
- AMMERMANN, C. B. – FONTENOT, J. P. – FOX, M. R. S. (1980): Mineral tolerance of domestic animals. Washington: Nat. Acad. Sci.
- ANKE, M. – HENNING, A. – GROPPPEL, B. – PARTSCHEFELD, M. – GRÜN, M. (1977): Trace element metabolism in man and animals. 3. 540-548, München–Weihenstephan
- ANKE, M. – RISCH, M. (1979): Haaranalyse und Spurelementstatus. VEB Gustav-Fischer Verlag, Jena
- ANKE, M. – SZENTMIHÁLYI, S. – GROPPPEL, B. – REGIUS Á. – LOKAY D. (1986): In: Anke M. et al. : Mengen- und Spurelemente 108. p. Karl-Marx-Univ., Leipzig
- ANKE, M. (1967): *Arch. Tierernahrung Berlin*, 12. 21–26. p.
- ANNEMA, H. – BOOIJ, ROS, J. P. (1993): Emissions and emission factors of heavy metals into the Netherlands. In *Proc. Int. Conf. : Heavy Metals in the environment*. Toronto, 2. 267–270.
- ÁRKOSI I. – BUNA B. (1990): A közlekedésből származó nehézfémek (ólm) talaj- és növényzennyező hatásának vizsgálata. A G-10 jelű OKKFT Program keretében végzett kutatások. *Környezetgazdálkodási* 3. (Szerk. : Bocz, K.), Budapest, 27–61. p.
- BABAN, N. K. A. (1980): Versuche über Bleimobilisierung bei Kaninchen und Schafen. Dok. Diss. Tierärztliche Hochschule, Hannover
- BARTON, J. C. – CONRAD, M. E. – HARRISON, K. – NUBY, S. (1978): Effects of calcium on the adsorption and retention of lead. *J. Lab. Clin. Med.*, 91. 366–376. p.

- BERISHA, B. – BAKALLI, R. – STEKAR, J. M. A. (1994): The influence of lead on some physiological parameters in hens. *Zborn Bioteh. Fak. Univ. Edv. Kard. Ljubljani Kmet.* 64, 111–119. p.
- BERMAN, E. – VALAVANIS, S. V. – DUBIN, A. (1968): Micromethod for determination of lead in blood. *Clon. Chem.*, 14, 239.
- BHATIA, I. – CHOUDHRI, G. N. (1996): Lead poisoning of milk. -The basic need for foundation of human civilization. *Indian Journal of Public Health*, 40. 1. 24–26. p.
- BICKHARDT, K. – RICHTER, L. (1980): Methodische Aspekte des Creatin-Kinase-Test (CK-Test) beim Schwein *Dtsch. Tierärztl. Wschr.*, 87. 296–298. p.
- BÍRÓ G. (1987): A környezet erősödő savasodása állategészségügyi és élelmiszerhigiéniai vonatkozásai. In: *A környezet erősödő savasodása.* 293–308. (Szerk. : Fábrián, Gy). OKTH-MTA Budapest
- BLAXTER, K. L. (1950): The absorption and excretion of lead by sheep and rabbits. *J. comp. Path.*, 60. 140–159.
- BLUME, H. P. – HELLRIEGEL, T. Z. (1981): *Pflanzenernähr. Bodenkd. - Weinheim* 144. S 181–196. p.
- BOSTEDT, H. (1987): *Tierärztl. Wschr.*, 91. 51–53. p.
- BRAR, R. S. – SANDHU, HS, – RANDHAWA, SS – GREWAL GS (1997) Effect of repeated oral toxicity of lead on activities of some plasma enzymes in domestic fowls. *Indian Journal of Animal Sciences* 67 –878-879 p.
- BRAUN, U – PUSTERLA, N – OSSENT, P (1997) Lead-poisoning of calves pastured in the target area of a military shooting range. *Schweizer Archiv Für Tierheilkunde* 139: 9 403-407 p.
- BREMMER, I. (1974): Heavy metal toxicities. *Rev. Biophys.*, 7. 75. p.
- BREVER, R. F. (1966a): Diagnostic criteria for plants and soils. (ed. : Chapman, H. G.) 180–196. p. Univ. California, Div. Of Agr. Sci. Riverside, California
- BREVER, R. F. (1966b): In „Diagnostic criteria for plants and soils“ (ed. : Chapman, H. G.) 213–217. p. Univ. California, Div. Of Agr. Sci. Riverside, California
- BRYDL E. (1987): A szarvasmarha anyagforgalmi betegségei és mérgezései. *Mezőgazdasági Kiadó, Budapest* 241. p.
- BUCK, W. B. (1970): Lead and organix pesticide poisoning in cattle. *J. Am. Vet. Med. Assoc.*, 156, 1468–1472. p.
- CANNON, H. C. – BOWLES, J. M. (1962): Contamination of vegetation by tetraethyl lead. *Science*, 137. 765–766. p.

- CANTAROV, A. - TRUMPER, M. (1944.): Lead Poisoing. Baltimore: The Williams and Wilkins Company
- CHOW, T. J. (1970): Lead accumulation in roadside soil and grass. *Nature* 225, 295-296. p.
- CIBULKA, J. – TURECKI, T. – MIHOLOVÁ, D. – MADER, P. – SZÁKOVÁ, J. – BRABEC, M. (1992): Cadmium, lead and mercury levels in feeding yeast produced in Czechoslovakia. *Science of the Total Environment*, 4417. p.
- CLARKE, E. G. C. (1973.) Lead poisoning in small animals. *J. Small Anim. Pract.* 14. 183. p.
- COHEN, B. L. – HARPER, P. L. – NEAL, W. (1968): Chronic, lead poesoning: a case report and review of the literature. *J. Amer. Osteopath. Ass.* 67, 1148–1152. p.
- COLLINS, J. A. (1984): Roadside lead in New Zeland and its significance for human and animal health. *New Zeland, J. Sci.*, 27. 93–97. p.
- CSATHÓ P. – LÁSZTITY B. – NAGY L. (1994): Foliar Zn application for eliminating Pb-induced Zn deficiency. *Proc. 3 rd ESA Congress. Abano-Padova, Italy*, 466–467. p.
- DARMONO-STOLTZ, D. (1987): *Penyakit Hewan*, 33., 40–44. p.
- DICHEVA, L. – CTANCHEV, KH. (1988): Effect of lead on the duodenum, liver and kidneys of chickens. *Zsivotnov Nauki*, 25. S552. p.
- EGAN, D. A. – O’CUILL, M. (1969): Opencast lead mining areas - a toxic hazard to grazing stock. *Vet. Rec.*, 84. 230. p.
- EGAN, D. A. – O’CUILL, M. (1970): Cummulative lead poisoning in horsis in a mining area contaminated with Galena. *Vet. Rec.* 86. 736–738. p.
- FEKETE A. (1989): Hazai talajok nem eszenciális (toxikus) mikroelemtartalma. *Agrokémia és Talajtan.* 38. 174–176. p.
- FICK, K. R. – AMMERMAN, S. M. – MILLER, C. F. – SIMPSON, P. E. – LOGGINS, C. B. (1976): Effect of dietary lead on performance, tissue mineral composition and lead absorption in seep. *J. Anim. Sci.* 42:515
- FICK, K. R. (1975): Experimental lead toxicity in sheep and rat. *Dissertation-Abstracts-International*
- FORBES,R.M. – SANDERSON,G. C. (1978): The biogeochemistry of lead in the environment. Pt. B. Biological effects (ed.: NRIAGU, J. O. Amsterdam - New York) Oxford, 1978. S. 225–278. p.

- FU, S. L. – HASHIMOTO, H. – SIEGEL, B. Z. – SEGEL, S. M. (1989): Variations in plant and soil lead and mercury content in a major Honolulu park. 1972. to 1987, a period of significant source reduction. *Water, Air, and Soil Pollution*, 43. 109–118. p.
- GELFERT, C. C. – STAUFENBIEL, R. (1998) Disorder in Trace-Element Status in Cattle Under the Point-of-view of Herd Supervision. – Part 2 – New Trace-Elements *Tierärztliche Praxis Ausgabe Grobtiere Nutztiere* 26:5 269-275 p.
- GOLDSCHMIDT, J. R. – HEXTER, A. C. (1967): Respiratory exposure to lead. *Science*, 158. 132–134. p.
- GRÜN, M. – ANKE, M. – HENNIG, A. (1982c): *Zbl Pharmazie*. -Berlin 121. - S. 586–589. p.
- GRÜN, M. – ANKE, M. – HENNIG, A. (1982a): In: mengen- und Spurenelemente. Arbeitstagung-Karl-Marx-Univ., Leipzig, S. 159-178. p.
- GRÜN, M. – HENNIG, A. – HORLEBECK, G. (1982b): In: Mengen- und Spurenelemente. /Hrsg. M. ANKE u. a. -Leipzig, Arbeitstagung-Karl-Marx-Univ., S. 179–190. p.
- GRÜN, M. – ANKE, M. – HENNIG, A. – KRONEMANN, H. (1982): Die Bleibelastung in der DDR. *Ybl. Pharm.* 121. 586. p.
- GRÜN, M. – HENNIG, A. – ANKE, M. – KRONEMANN, H. – JÄKEL, L. (1985a): Die Bleibelastung des Kalbes. 6. Mitt. Aminolävulinsäuredehydratase (ALAD)-Aktivität des Blutes. Mengen- und Spurenelements Arbeitstagung, 224. Karl-Marx-Univ., Leipzig
- GRÜN, M. – HENNIG, A. – ANKE, M. – KRONEMANN, H. – PODLESAK, W. (1986): Influence of lead exposure on the lead content of several tissues of female sheep and their lambs. A contribution to the diagnosis of the lead status of newborn animals. 5. Spurenelement Symposium 1020. Ed. : Anke M. et al. Karl-Marx-Univ., Leipzig, Friedrich-Schiller-Univ, Jena
- GRÜN, M. – HENNIG, A. – KRONEMANN, H. – PODLESAK, W. (1984): Der Einfluss der Bleibelastung auf den Bleigehalt verschiedener Organe weiblicher Schafe und ihrer Lämmer – Ein Beitrag zur Diagnose des Bleistatus neugeborener Tiere. Mengen und Spurenelemente, Arbeitstagung, 193. p. Karl-Marx-Univ., Leipzig
- GRÜN, M. – KRONEMANN, H. – PODLESAK, W. – MACHELETT, B. (1985b): Blei in der Umwelt: Pflanze, Mengen- und Spurenelemente. Arbeitstagung, 201. Karl-Marx-Univ., Leipzig

- GRÜN, M. (1986): Blei in der Umwelt. Tier. Institut für Landwirtschaftliche Information und Dokumenttion, Fortschrittsberichte für die Landwirtschaft und Nahrungsgüterwirtschaft Berlin
- GUFLER, H. – TATARUCH, F. – ONDERSCHEKA, K. (1997) Investigation of the Lead, Cadmium, and Mercury Contents in the Organs and Muscles of Roe Deer and Chamois in Southern Tyrol. *Zeitschrift Für Jagdwissenschaft* 43: 4 240-250 p.
- HANEEF, S. S. – SWARUP, D. – DWIVEDI, S. K. – DASH, P. K. (1998) Effects of Concurrent Exposure to Lead and Cadmium on Renal Function in Goats Small Ruminant Research. 28: 3 257-261 p.
- HAPKE, H. J. (1994): Abnahme der Bleibelastung bei Rindern innerhalb von 20 Jahren. *Deutsche Tierärztliche Wochenschrift* 2567. p.
- HARSING L. – KESZTYÚS L. (1982): *Kórélettan. Medicina Könyvkiadó, Budapest*, 616. p.
- HATS, R. C. (1982.): In *Veterinary Pharmacology and Therapeutics*, 5th Eds. Booth. N. H. and McDonald, N. E. Ames, Iowa State University Press, 1005. p.
- HEFFRON, C. L. – REIDL, J. T. – FURR, A. K. – PARKINSON, T. F. – KING, J. M. – BACKE, C. A. (1977): Lead and other elements in sheep fed. Office of Occupational Health and Safety (AKF), Polytechnic Inst., Blacksburg, Virginia, USA
- HENNIG, A. (1972): *Mineralstoffe, Vitamine, Ergotropika*. V. E. B. D. Kaudwirtschaftsverlag – Berlin
- HERNBERG, S. – NIKKEMAN, J. – MELLENG, G. (1970): Delta-aminolaevulinic acid dehydrase as a measure of lead exposure. *Arch. Environ. Health*, 21. 140–145.
- HIRSCHLER, D. A. (1957): Particular lead compounds in automotive exhaust gas. *Industr. enj. Chem* 49, 1131–1142. p.
- HORVÁTH A. – BOZSAI G. – SZABADOS M. – KÁROLYI E. – SZABÓ M. (1980): A talaj nehézfém-szennyezettségének vizsgálata ólomkórhó környezetében. *Magyar Kémikusok Lapja*, XXXV. 135–140. p.
- HORVÁTH Z. (1983): *Szarvasmarha-egészségtan*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- IL, KUN, G. M. – MAKOVSKA, J. (1978): Removal of lead compounds from the air by plants. *Ukranszkij Bot. Zsurn.*, 35. 246–248. p.
- KABATA-PENDIAS, A. – PENDIAS, H. (1984): *Trace elements in soil and plants*. CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida, 315. p.

- KÁDÁR I. – KONC J. (1994): Ólom, króm és bárium az ételekben. *Élet és Tudomány*, 37. 1162–1163. p.
- KÁDÁR I. (1991): Talajaink mikro- és toxikuselem-ellátottságának környezeti összefüggései. *MTA Agrártud. Oszt. Tájékozt.*, 102–106. p. Akadémiai Kiadó, Budapest
- KÁDÁR I. (1992): A növénytáplálás alapelvei és módszerei. *MTA TAKI*, Budapest, Akaprint., 398. p.
- KÁDÁR I. (1993): Adatok a közlekedés, település és az ipar által okozott talajszennyezés megítéléséhez. *Növénytermesztés*, 42. 185–190. p.
- KAHN, D. H. (1986): Lead in the soil environment. Monitoring and assessment, Research Centre Univ., London
- KAINULAINEN, H. – AHOMAKI, E. – VIHKO, V. (1984): *Basic Res. Cardiol.*, 79. 110–123. p.
- KALDRUMIDOU, E. – POLUZOPOULOU, Z. – PAPAIOANNOU, N. – TSANGARES, T. – PAPASTERIADES, A. (1994): Subclinical lead poisoning in sheep: ultrastructural study of the lesions in the liver and kidneys. *Deltion tes Ellenikes Kteniatrikes Etaireias, Bulletin of the Hellenic Veterinary Medical Society*, 1866. p.
- KEHOE, R. A. (1961): The metabolism of lead in man in health and disease. *J. Roy. Inst. Publ. Health*, 24. 81–97. p.
- KERÉNYI Z. – SZITHA E. – FODOR I. (1986): Lead content of surface plants around the roads. *Int. Conf. New results in the research of hardly known trace elements and the analytical problems of trace element research. Univ. Hort. Food Ind., Budapest, Ed. : Pais, I.* 242–252. p.
- KIRCHGESSNER, M. – REICHLMAYR-LAIS, A. M. (1981a): *Int. Vitamin- und Ernährungsforsch., Bern–Basel* 51. 421–424. p.
- KIRCHGESSNER, M. – PLASS, D. L. – REICHLMAYR-LAIS, A. M. (1991): Studies on the essentiality of lead in post partum weaned piglets. *J. Anim. Physiol. Anim. Nutr.*, 66. 290. p.
- KLOKE A. – RIEBARTSCH, K. (1964): *Naturwissenschaften. Berlin* 51., 367–368. p.
- KNOWLES, S. O. – DONALDSON, W. E. (1996): Dietary Lead Alters Fatty-Acid Composition and Membrane Peroxidation in Chick Liver-Microsomes. *Poultry Science*, 75/12, 1498–1500 p.
- KOLÁR P. (1991): Contents of mercury and lead in tissues of dead calves in various ecologically endangered regions. 4069. p.

- KOLB, E. – BEYER, B. – BRENNER, K. V. – GRÜN, E. – GRÜNDEL, G. – SCHINEFF, C. H. R. – SCHMIDT, U. – STIRN, M. (1979): Arch. Exper. Vet. Med., 33. 207–224. p.
- KOSTIAL, K. (1986): Trace Elements in Human and Animal Nutrition. Vol. 2. Academic Press, Orlando etc.
- KOVÁCS F. (1998): Agrártermelés, Környezetvédelem, Népegészségügy. MTA Agrártudományok Osztálya, Budapest
- KOVÁCS F. (1999): A tápláléklánc szennyeződése nehézfémekkel és káros elemekkel. MTA-KTM együttműködési megállapodás keretében folyó kutatások.
- KOVÁCS M. – KOLTAY A. – KASZAB L. – TÓTH S. – ZSIGMOND L. (1986): A levegőszennyeződés hatása Ajka város fáira. I. A fák levelének kémiai összetétele.
- KÖRÖS E. (1980): Bioszervetlen kémia. Gondolat Kiadó, Budapest
- LAGENVERFF, J. V. (1972): Trace metals in soils, plants and animals. Advances Agronomy. 24. 267–326. p.
- LAWTON, L. J. – DONALDSON, W. E. (1991): Lead-induced tissue fatty acid alternations and lipid peroxidation. Biologocal Trace Element Research, 28. 2. 83–97. p.
- LEH, H. O. (1972): In: Kommission für Umweltgefahren des Bundesgesundheitsamtes. Hrsg. "Blei und Umwelt" Verein für Wasser-Boden- und Lufthygiene S. 38. p.
- LENGERKEN G. V. – PFEIFFER, H. (1977): Mh. Vet. Med., 32. 620–624. p.
- LEPNEJEVA, O. M. – OBUHOV, A. I. (1987): Tjzsolije metalli pocsvah i rasztenijah territorii Moszkovszkogo Goszudarsztvennogo Universiteta. Vesztn. Moszkovszkogo. Univ. Pocsvovedenie, 3. 17–20. p.
- LILLIE, R. J. (1970): Air Pollutants Affecting the Performance of Domestic Animals. Agricultural Handbook, 380. p.
- LUKAMIN, V. N. (1989): Vozmoszen li ekologicseszkij csisztij avtotranszpört? Vesztnik Akad. Nauk SzSzsZR., 12. 60–64. p.
- LYNCH, G. P. – JACKSON, E. D. – KIDDZ, C. A. – SMITH, D. F. (1976): Responses of young calves to low doses of lead. J. Dairy Sci., 59. 1490. p.
- MACCLEAVEY, B. J. (1977): Lead poisoning ind dogs. N. Z. Vet. J., 25. 395. p.
- MAGYAR TAKARMÁNYOZÁSI KÓDEX (1990): Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- MITCHELL, R. L. – REITH, J. W. S. (1966): The lead content of pasture herbage. J. Sci. Food Agr., 17. 437–440. p.

- MOESCHLIN, S. (1972): Klinik und Therapie der Vergiftungen. Thieme Verlag, Stuttgart, 36–54. p.
- MOORE, M. R. – MEREDITH, P. A. – GOLDBERG, A. (1980): Lead toxicity. (eds. R. L. SINGHAL; J. A. THOMAS. Baltimore, München, 79–118. p.)
- MURTHY, G. K. – RHEA, U. – PEELER, J. T. (1967): Levels of antimony, cadmium, chromium, cobalt, manganese, and zinc ion in institutional total diets. *Environ. Sci. Technol.*, 5. 436. p.
- NEATHERY, M. (1987): Dietary lead may interact with zinc in animals, humans. *Feedstuffs, USA*, 2228. p.
- NRIAGU, J. O. (1978): In: The biogeochemistry of lead in the environment. Pt. A. Ecological cycles (ed. J. O. NRIAGU., Amsterdam (New York) Oxford, S. 137–184. p.)
- PAIS I. (1984): A mikroelemek jelentősége a mezőgazdasági termelésben, kutatásuk helyzete a világban. Irodalmi értékelés. Kertészeti Egyetem Budapest, 224. p.
- PAIS I. (1989): A mikroelemek fontossága az életben. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- PAIS I. – EL-SABAI, A. – ABASA M. – RADNAI, G. (1994): Nutritional application of trace element-enriched yeasts. In: Mengen- und Spurenelemente, 14. Arbeitstangung, Ed: Aulu, M. et. al. Friedrich Schiller Univ. Jena
- PAIS I. (1991): Criteria of essentiality, beneficiality and toxicity. What is too little and too much? „Cycling of nutritive elements in geo-and biosphere”. (Ed. : Pais, I.) Univ. Hort. Food Ind., Budapest
- PANARITI, E. – BERXHOLI, K. (1998): Lead Toxicity in Humans from Contaminated Flour in Albania. *Veterinary and Human Toxicology* 40: 2 91-92 p.
- PATTERSON, C. (1965): Contaminated and natural lead environments of man. *Arch. Environ Health*, 11. 344–360. p.
- PETERSEN, U. – VEMMER, H. (1979): Untersuchungen über den Einfluss von Bleizulagen auf die Entwicklung von Mastschweinen und auf die Rückstandsbildung in verschiedenen Geweben. 1. Mitt. Entwicklung der Tiere und Schlachtbefunde, J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt/M. 32. 3. p.
- PRIESTER, W. A. – HAYES, H. M. (1974): *Ammer. J. vet. Res.*, - Chicago 35. S. 567–569. p.
- PURVES, D. (1967): Contamination of urban gardens soils with copper, boron and lead. *Plant and Soil*, 26, 380–381. p.

- QUARTERMAN, J. – MORRISON, J. N. – HUMPHRIES, W. R. (1978): The influence of high dietary calcium and phosphate on lead uptake and release. *Environ. Res.*, 17. 60. p.
- QUARTERMAN, J. (1986): Trace Elements in Human and Animal Nutrition Vol. 2. Academic Press, Orlando etc.
- RASZYK, J. – TOMAN, M. – GAJDUSKOVA, V. – NEZVEDA, K. – ULRICH, R. – JAROSOVA, A. – DOCEKALOVA, H. – SALAVA, J. – PALAC, J. (1997): Effects of Environmental-Pollutants on the Porcine and Bovine Immune-Systems. *Veterinari Medicina* 42: 11 313-317 p.
- RAUTA, M. – MEHAILSCU, K. (1986): Cercetari pedogeochemice privind efectele traficului ritier asupra acumularii plumbului si cadmiului ui solurile municipiului Bucuresti (zona vilana si extravilana). *Bul. Inf. Acad. Sti. Agr. si Silv.*, 15. 29–35. p.
- REGIUSNÉ MÖCSÉNYI Á. – PATAKI A. – VALDA K. (1990): Cadmium and lead-emission in the neighbourhood of powerplants and highways. In: Proceedings of the 4. Int. Symp. Ed. .: Pais, I Univ. of Horticultural and Food Industry, Budapest, 167–189. p.
- REGIUSNÉ MÖCSÉNYI Á. (1991): Állattenyésztés és Takarmányozás, 40. 5. 465–477. p.
- REICHLMAYER-LAIS, A. M. – KIRCHGESSNER, M. (1981): Zur Essentialität von Blei für das tierische Wachstum. *Zt. Tierphysiol. Tierernährung Futtermittelkunde*, 46. 1. p.
- ROBERSON, J. B. – VAN SOEST, P. J. (1985): Analysis of forages and fibrous foods cornell univ.
- RÜSSZEL, H. (1967): Speicherung und Bindungsart des Bleies in der Leber bei Vergiftung. Hannover, Tierartzl. Hochschule, Habil. - Schrift.
- SÁMSONI, J. – LEH, H. O. (1973): Kommission für Umweltgefahren des Bundesgesundheitsamtes. Verein f. für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, 38.
- SAS, B. (1986): 1982 SAS User., S Guide: Statistics. SAS Inst.,Inc., Cary, NC.
- SAUERBECKD. R. – DIEZ, T. (1984): In: Newsletter from the FAO European Cooperative Network on Trace Elements. Gent, State Univ., S. 19–32. p.
- SCHROEDER, H. A. – TIPTON, J. H. – BATTLEBORO, M. D. (1968): The human body burden of lead. *Arch. Environ. Health*, 17. 965–978p.

- SETTLE, D. M. – PATTERSON, C. C. (1980): Lead in Albacore: guide to lead pollution in Americans. *Science*, 207. 1167–1176. p.
- STABEL-TAUCHER, R. – NURMI, E – KAPRRANEN, I. (1975): *J. Sci. Agric. Soc. Finland. -Helsinki*, 47. S. 469–479. p.
- STAPLES, L. J. (1975): Lead poisoning still kills. *N. Z. J. Agric.*, 130. 21. p.
- STEFANOVITS P. (1977): (Szerk.) *Talajvédelem, Környezetvédelem, Biológiai környezetünk védelme. Mg. Kiadó. Budapest*, 244. p.
- STÖFEN, D. (1969): Bleibedingte Keimschaden beim Weidevieh. *Zuchthygiene*, 4. 169–173. p.
- SVÁB J. (1981): *Biometriai módszerek a kutatásban. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest*
- SZABÓ P. (1991): A talajok ólomszennyezettsége Nagytétény környékén. *Agrokémia és Talajtan*, 40. 297–302. p.
- SZILÁGYI, M. – TAKÁCS, I. – B. KOVÁCS, A. – TAKÁCS, J. (1981): Correlation between some serum parameters, preslaughter stress and occurrence of PSE meat in pigs *Acta Vet. Hung.*, 29. 165–172. p.
- SZILÁGYI M. – B. KOVÁCS A. (1979): A rendszeresen mozgatott és zártan tartott süldők vérének egyes biokémiai paraméterei *Magyar Áo. Lapja*, 34. 777–780. p.
- SZILÁGYI M. – LAKY GY. – SURI A. – GUBA F. (1986b): Biokémiai paraméterek a halotánérzékenységgel összefüggésben, sertésben *Állattenyésztés és Takarmányozás*, 35. 25–27. p.
- SZILÁGYI M. (1999). A nyomelem-ellátottság és egyéb stresszorok hatásai az állati anyagcserére, kémiai, biokémiai jellemzőkre. *MTA Doktori értekezés*
- SZILÁGYI M. – ANKE, M. – SZENTMIHÁLYI S. – GROPPÉL, B. – BALOGH I. – ANGELOW, L. – SÚRI A. (1986a): Serum enzyme status of goats with selenium deficiency. In: Anke et al. (eds.): *Mengen- und Spurenelemente*, 6. 194–201. p.
- SZILÁGYI M. – LAKY G. – SÚRI A. – GUBA F. (1986b): Biokémiai paraméterek a halotánérzékenységgel összefüggésben, sertésben *Acta Vet. Hung.*, 37. 117–121. p.
- SZILÁGYI M. – WITTMANN M. – GUBA F. – VÍGH L. (1982): Correlation between some serum parameters, preslaughter stress and occurrence of PSE meat in pigs *Acta Vet. Hung.*, 30. 221–226. p.
- TSO, T. C. – FISENNE, I. (1968): *Radiat. Bot. London* 65. 457–462. p.
- UNDERWOOD, E. J. (1977): *Trace elements in human and animal nutrition. Academic Press, New York*

- VÁRKONYI T. (1988): Az élet veresége. Akadémiai Kiadó, Budapest. 160. p.
- VÁRRALLYAY GY. (1990): Soil quality and land use. In: State of the Hungarian environment. 91–123. p. (Eds. : Hinrichsen, D. Enyedi, Gy). Hungarian Academy of Sciences - Ministry of Environment - CSO of Hungary, Budapest
- VÁRRALLYAY GY. (1994): Soil database for sustainable land use: Hungarian case study. In: Soil resilience and sustainable land use. 469–495. p. (Eds. Greenland, D. J. Szabolcs, I) CAB Intern. London
- VETTER, H. – MAYER, H. H. (1978): In: Symposium über den Carry – over von Schadstoffen in der Landwirtsch. und tierischen Produktion. Kulmbach, 200–213. p.
- VODELA, J. K. – LENZ, S. D. – RENDEN, J. A. – MCELDHENNEY, W. H. – KEMPPAINEN, B. W. (1997): Drinking-water contaminants (Arsenic, Cadmium, Lead, Benzene, and Trichloroethylene). 2. Effects an Reproductive-Performance, Egg quality, and Embryo Toxicity in Briler Breeders Poultry Science 76: 11 1493-1500 p.
- WACHTER, G. – SALLABERGER, J. (1971): Zur klinisch-chemischen Diagnostik der Bleivergiftung. Wien. Klin. Wochenschr., 48. 869. p.
- WEBB, A. J. (1980): Vet. Rec., 106. 410–412. p.
- WHITE, W. B. – CLIFFORD, P. A. – CALVERY, H. D. (1942): The lethal dose of lead for the cow, the elemination of ingested lead through the milk. J. Am. Vet. Med. Assoc., 102. 292. p.
- WILKINS, C. (1978): The distribution of lead in the soils and herbage of West Pembrokeshire. Envir. Pollut. 15. 23–30. p.
- WILLET, L. B. – BLANFORD, J. J. – BECKER, C. J. – BROMUND, R. H. (1994): Distribution of lead in lactating cows. Special Circular-Ohio Agricultural Resarch and Development Center, 1700. p.
- WIRTH, W. G. – HECHT, G. – GLOXHUBER, C. (1971): Toxikologie-Fibel. Thieme Verlag, Stuttgart, 140. p.
- WOLNIK, K. A. – FRICKE, F. L. – CAPAR, S. G. – BRAUDE, G. L. – MEYER, M. W. – SATZGER, L. D. – BONUIN, E. (1983): Elements in major raw agricultural crops in the U.S. I. II. Cd, Pb and other elements in lettuce, peanuts, potatoes, soybeans, sweet corn and wheat. J. Agric. Food. Chem., 31. 1240–1244; 1244–1249. p.
- WOLNIK, K. A. – FRICKE, F. L. – CAPAR, S. G. – BRAUDE, G. L. – MEYER, M. W. – SATZGER, L. D. – BONUIN, E. (1985): Elements in major raw agricultural crops in the U. S III. Cd, Pb and 11 other elements in carrot, field corn, onions, rice, spinach and tomatoes. J. Agric. Food Chem., 33. 807–811. p.

- ZIEGLER, E. E. – EDWARDS, B. B. – JENSEN, R. K. – MAHAFFRY, K. R. – FOMON, S. J. (1978): Absorption and retention of lead by infants. *Pediat. Res.*, 12. 29. p.
- ZOOK, B. C. – CARPENTER, J. C. – LEEDS, E. (1969): Lead poisoning in dogs. *J. Am. Vet. Med. Assoc.*, 155. 1329–1342. p.