

Szűcs-Vásárhelyi Nóra¹

A talajszennyezésről általában, különös tekintettel a szervesetlen szennyező anyagokra

About Soil Pollution in General with Special Consideration for Inorganic Pollutants

Az ipari forradalom óta rohamosan fejlődő technológiával párhuzamosan a környezetbe kibocsátott káros anyagok típusainak száma és mennyisége is jelentősen megnövekedett. Ma már köztudott, hogy ezek az anyagok a talajba kerülve elszenyvezik azt, és az állat-, illetve a növénypopulációkon keresztül közvetve az emberekre is veszélyesek lehetnek.

Az ipari tevékenységek közül az egyik legrégebbi múltra visszatekintő a bányászat, aminek a mellékes hozadéka lehet a talaj nehézfém-szennyezése. A fejlődő országokban az egyik legaktuálisabb probléma a bányák közelében lévő nehézfémekkel szennyezett talajok kármentesítése és ezzel párhuzamosan olyan zöld technológiák kifejlesztése, amelyekkel optimális működés mellett a károsanyag-kibocsátás megszüntethető vagy legalább minimálisra csökkenthető.

Mindezek mellett, az iparban a termelés melléktermékeként keletkező szennyező anyagok sorsán kívül, a szakembereknek az esetlegesen bekövetkező balesetek miatt a környezetbe kerülő káros anyagok ártalmatlanításáról is kész tervvel kell rendelkeznie.

Kulcsszavak: talaj, nehézfém-szennyezés, bányászati tevékenység, esettanulmány

Since the industrial revolution, along with the rapidly evolving technology, the variety and amount of toxic materials deposited in nature has significantly increased. It is well known today that these materials when introduced into the soil highly contaminate it and through animals and plants they can be dangerous to humans, as well.

¹ Agrártudományi Kutatóközpont, Talajtani és Agrokémiai Intézet, tudományos segédmunkatárs, Nemzeti Közszolgálati Egyetem Hadtudomány és Honvédtisztképző Kar, Katonai Műszaki Doktori Iskola, doktorandusz, e-mail: szucs-vasarhelyi.nora@agrar.mta.hu, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7382-0697>

One of the oldest industrial activities is mining industry, which can be accountable for heavy metal contamination. In the developing countries, one of the most important challenges currently is the remediation of the soil around mining plots together with the development of green technologies that, with optimal operation, can eliminate pollution or at least reduce it to a minimum.

Professionals not only need to consider the handling of toxic substances as a byproduct of industrial activity, but they also need to have proper plans for the elimination of harmful materials that can get into the environment in case of a disaster.

Keywords: soil, heavy metal pollution, mining activities, case study

Bevezetés

Az emberi tevékenység okozta környezetszennyezés napjainkra súlyos és sokoldalú problémává vált világszerte, de főleg az iparilag fejlett országokban.

A környezetszennyezés a szennyező anyagok vagy energia ember által közvetlenül vagy közvetve környezetbe juttatását jelenti. Káros hatásként veszélyeztetik az emberek egészségét, ártanak az élő környezetnek. Környezetünkben különböző szennyező források léteznek. A szennyeződés magában foglalja a fizikai szennyezéseket (például zaj, fény), a termikus szennyezéseket (például amikor a folyóba a természetes klimatikus állapotnak megfelelőtől eltérő hőmérsékletű vizet engedve befolyásoljuk a folyó élővilágát) és a kémiai szennyezéseket (kémiai vegyület környezetbe juttatása). Ezek a vegyületek lehetnek mesterségesek és természetesek. Mesterséges vegyület például a hűtőközegként alkalmazott fluor-triklórometán (FREON 11), ami felelős az ózonburok károsodásáért a sztratoszférában. A természetes vegyületek esetében akkor van probléma, ha a koncentrációjuk meghaladja a természetes szintet. Például a szén-dioxid-koncentráció növekedése felelős a globális felmelegedésért, a túlzott műtrágya-felhasználásból eredő nitrátfelesleg eutrofizációt okoz. Minden vegyület toxikussá válik nagyobb koncentrációnál, így például a konyhasó is. A növények növekedéséhez kis koncentrációban szükséges tápelemek nagy koncentrációban a növény pusztulását okozzák. A vegyületek egészségkárosító hatásának korlátozásához biztosítani kell, hogy azok koncentrációja egy előzetesen meghatározott szint alatt legyen, az e célra meghatározott maximális koncentrációértékek minden anyagra eltérőek [1].

A talajt érő szennyezések a környezetkárosítások igen jelentős részét teszik ki. A vízborítások és a száraz, nedves kiülepedések révén a vizekbe és a levegőbe került káros anyagok is végső soron a talajra kerülnek. Azonban az emberi tevékenységek által közvetlenül a talajra kerülő szennyezések okozzák a legnagyobb mértékű és legkoncentráltabb talajkárosításokat. Ezeknek a környezetre gyakorolt káros hatásait ugyan már korábban felismerték, de csupán az elmúlt néhány évtizedben teszünk is ellenük.

A kármentesítés során az elszennyezett talajok felmérése, a káros anyag megismerése és értékelése az első lépés, majd a felszámolás folyamatának megtervezése végül pedig megvalósítása következik. Ezeknek a folyamatoknak a módszerei a mai iparilag fejlett társadalmakban nagy jelentőséggel bírnak.

Az 1970-es években kezdődött meg a fejlett országokban a talajszennyezések felszámolása, aminek a hatására hazánkban is elindultak az ilyen irányú munkálatok az 1990-es években. Az akkorra már ismertté vált nagyfokú ipari talajszennyezések felszámolása mellett a volt szovjet csapatok kivonulása után hátrahagyott katonai területek és objektumok szennyezésmentesítése is különösen aktuálissá vált Magyarországon [2].

A talajszennyezésről általában

Az ipari-technikai fejlődéssel együtt jelentősen megnőtt a levegőbe, a talajba és a felszíni vizekbe kerülő káros anyagok mennyisége, a környezet szennyeződése. A szennyező anyagok további sorsa azonban alapvetően másként alakul a talajban, mint a másik két környezeti elemében. A levegőben és a felszíni vizekben ugyanis gyorsan szétterjednek (és felhígulnak), a talajban viszont csak lassan – vagy egyáltalán nem – mozognak, gyakran nagymértékben és tartósan felhalmozódnak. A szennyezőforrások természetes és emberi (antropogén) eredetűek, más szempontból nézve pedig pontszerű és nem pontszerű (diffúz) források lehetnek [3] (1. táblázat).

1. táblázat

A talajszennyeződés legfontosabb forrásai [3: 4.]

Pontszerű források	Diffúz források
Természetes eredetű	
<ul style="list-style-type: none"> • Ásványi lelőhelyek • Geológiai formációk 	<ul style="list-style-type: none"> • Természetes (például vulkáni) eredetű nedves és száraz kiülepedés a légkörből • Árvizek, elöntések, nagy esők • Erős szelek • Természetes radioaktív sugárzások
Antropogén eredetű	
<ul style="list-style-type: none"> • Szennyvizek, szennyvíziszapok • Hígtrágya • Hulladékok (folyékony, szilárd, nem toxikus, toxikus) • Termelési (ipari) emissziók 	<ul style="list-style-type: none"> • Légszennyezésből eredő száraz és nedves kiülepedés • Mezőgazdasági vegyszerek: műtrágyák, növényvédőszer • Közlekedés • Atomrobbantások

A környezeti szennyezések fő forrásai a fosszilis energiahordozókat felhasználó erőművek, gázgyárak, az ércbányászat, kohászat, vegyipar, elektronikus ipar, az általános városi és ipari források, a hulladéklerakók és égetőművek, valamint a közlekedés [1].

A szennyező anyag forrásának, illetve a kibocsátás jellegének ismerete fontos, de nem elégséges a megfelelő kármentesítési eljárás kiválasztásához. További információval szolgálnak az alábbiak (2. táblázat):

2. táblázat

A szennyezés vizsgálatának szempontjai (a szerző összeállítása a [4] alapján)

A szennyezés időtartama
<ul style="list-style-type: none"> • folyamatos • szakaszos • periodikus
A szennyezés időbelisége
<ul style="list-style-type: none"> • korábbi tevékenységből származó • jelen tevékenységből származó
A hatás mértéke
<ul style="list-style-type: none"> • lokális (mikrokörnyezet) • regionális (mezokörnyezet) • globális (makrokörnyezet) veszélyes sajtások
Környezettechnológiai szempontból fontos információk
<ul style="list-style-type: none"> • halmazállapot • összetétel

A szennyező anyagok különös figyelmet érdemlő csoportját tartalmazza az elsőbbségi anyagok listája, amelyet az Amerikai Egyesült Államokban, az Egyesült Királyságban és az Európai Unióban is rendeletben határoznak meg. Az elsőbbségi anyagok jelentős kockázatot jelentenek a vízi környezetre, illetve azon keresztül az egyéb védett értékekre, környezeti elemekre, így a talajra is. 33 vegyületet vagy vegyületcsoportot tartalmaz az EU vízpolitika területére vonatkozó elsőbbségi és elsőbbségi veszélyes anyagok listája, amit az Európai Parlament és a Tanács 2008/105/EK irányelvben határoztak meg és a magyar 230/2010 Korm. rendelet is alkalmaz (3. táblázat). Ezek között vannak vegyszerek, növényi proteintermékek, fémek, poliaromás szénhidrogének (PAH), amelyek elsősorban égési melléktermékek, és polibrómozott bifeniléterek, amelyeket lángmentesítésre használnak. Ezen elsőbbségi anyagok közül néhányat elsőbbségi veszélyes anyagként határoztak meg, amelyeknél a tagállamoknak meg kell tenniük a szükséges intézkedéseket a kibocsátások, a bevezetések és a veszteségek megszüntetése vagy fokozatos kiiktatása céljából. A természetes állapotban jelen lévő vagy természetes folyamatokon keresztül képződő anyagok vonatkozásában azonban ez nem lehetséges [1].

3. táblázat

Az EU vízpolitika területére vonatkozó elsőbbségi anyagok jegyzéke² [1]

Sor-szám	CAS-szám	Az elsőbbségi anyag neve	V. a.	Sor-szám	CAS-szám	Az elsőbbségi anyag neve	V. a.
(1)	15972–60–8	Alaklór		(21)	7439–97–6	Higany és vegyületei	X
(2)	120–12–7	Antracén	X	(22)	91–20–3	Naftalin	

² Jelölések: CAS: Kémiai Nyilvántartó Szolgálat (Chemical Abstracts Service); V. a.: elsőbbségi veszélyes anyagként azonosítva; n. a.: nem alkalmazható.

Sor-szám	CAS-szám	Az elsőbbségi anyag neve	V. a.	Sor-szám	CAS-szám	Az elsőbbségi anyag neve	V. a.
(3)	1912-24-9	Atrazin		(23)	7440-02-0	Nikkel és vegyületei	
(4)	71-43-2	Benzol		(24)	25154-52-3	Nonilfenol	X
(5)	n. a.	Brómozott difenil-éter	X		104-40-5	4-nonilfenol	X
	32534-81-9	Pentabrom-difenil-éter		(25)	1806-26-4	Oktilfenol	
(6)	7440-43-9	Kadmium és vegyületei	X		140-66-9	4-(1,1',3,3'-tetrametil-butil)-fenol	
(7)	85535-84-8	Klóralkánok, C10-13	X	(26)	608-93-5	Pentaklór-benzol	X
(8)	470-90-6	Klórfevínfosz		(27)	87-86-5	Pentaklór-fenol	
(9)	2921-88-2	Klórpirifosz (etilklórpirifosz)		(28)	n. a.	Poliaromás szénhidrogének	X
(10)	107-06-2	1,2-diklór-etán			50-32-8	Benzo(a)pirén	X
(11)	75-09-2	Diklór-metán			205-99-2	Benzo(b)fluorantén	X
(12)	117-81-7	Di(2-etilhexil)ftalát (DEHP)			191-24-2	Benzo(g,h,i)perilén	X
(13)	330-54-1	Diuron			207-08-9	Benzo(k)fluorantén	X
(14)	115-29-7	Endoszulfán	X		193-39-5	Indeno(1,2,3-cd)pirén	X
(15)	206-44-0	Fluoantén		(29)	122-34-9	Simazin	
(16)	118-74-1	Hexaklór-benzol	X	(30)	n. a.	Tributil-ón vegyületek	X
(17)	87-68-3	Hexaklór-butadién	X		36643-28-4	Tributil-ón-kation	X
(18)	608-73-1	Hexaklór-ciklohexán	X	(31)	12002-48-1	Triklór-benzolok	
(19)	34123-59-6	Izoproturon		(32)	67-66-3	Triklór-metán (kloroform)	
(20)	7439-92-1	Ólom és vegyületei		(33)	1582-09-8	Trifluralin	

A pedoszféra szennyeződése során a talajban fennálló természetes egyensúly felborul és a korábban kialakult fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságai a szennyezés hatására jelentősen megváltoznak, így az ökológiai talajfunkciók nagymértékben károsodnak. Káros anyag kijutásakor számos változás történhet a talajban: a pH megváltozása; különböző toxikus elemek, vegyületek felhalmozódása; a talajmikroflóra és a talajfauna arányainak eltolódása [5].

Antropogén eredetű talajszennyeződések

Nehézfémzennyezések károsító hatásai az élővilágra

A nehézfémzennyezések felderítése, csökkentése, megelőzése világszerte fontos feladat, mivel a nehézfémek károsítják az élővilágot.

A toxikus fémek ugyanis dúsulásra hajlamosak. Az organizmusok képesek rá, hogy környezetünkben a szennyező anyagokat felvegyék, és azok koncentrációját a környezethez képest több nagyságrenddel megnöveljék (bioakkumuláció), például a toxikus elemek koncentrációja a talajlakó állatokban (például földigiliszták, csigák) a környező talajnak akár többszöröse is lehet [6]. Növekvő moláris tömeggel csökken a vízdoldhatóság, nő a szerves oldószerekben való oldhatóság, és nő az állatok zsírszöveteiben való oldhatóság. Minél nagyobb a vegyület zsírszövetekben való akkumulációra való hajlama, és nagyobb a toxikus hatás lehetősége, annál nagyobb környezetvédelmi problémát okoz. A toxikus anyag a táplálékláncba is beépül, az egymást követő speciesekben egyre dúsul a tápláléklánc első tagjában jelen levő komponens. Ez a biomagnifikáció jelensége [1].

Mindezek miatt ez a típusú szennyezés nemcsak a légkör, a víztestek, a talaj és az élelmiszer-növények minőségét rontja, hanem az állatok és az emberek egészségét és jólétét is veszélyezteti az élelmiszerlánc révén [7], [8], [9]. Például az ólom (Pb) nem természetes eleme az emberi testnek, és a fém túlzott bevitele a szervezetbe károsíthatja az ideg-, csontváz-, kardiovaszkuláris-, endokrin- és immunrendszereket [10]. Továbbá a krónikus kadmium-expozíciónak káros hatásai lehetnek, például tüdőrák, pulmonalis adenokarcinómák, prosztata proliferatív elváltozások, csonttörések, vesediszfunkció és magas vérnyomás, míg a krónikus hatások bőrkárosodásokból, perifériás neuropathiából, bőrrákból és perifériás mellékhatásokból állnak [11].

Bányászati tevékenység okozta nehézfém talajszennyezés felmérése Kínában

Már a több ezer évvel ezelőtti társadalmak leírásaiban is utalnak rá, hogy az emberiség már az ókorban is szervezett felszíni és felszín közeli bányászati tevékenységet végzett [12]. A nehézfém szennyezés tehát régi időkre nyúlik vissza, de a folyamat egyre nagyobb méreteket öltött a világ számos részén, különösen a fejlődő országokban, például Kínában komoly problémává vált [13], [14].

Kínában 171 ásványi erőforrásfajta van. Kína a világ összes ásványi erőforrásának 12%-át biztosítja ásványi erőforrásainak bizonyított tartalékaival [15]. Ezenkívül Kína a fémek/metalloidok egyik legnagyobb globális feldolgozója és felhasználója, mint például az antimoné (Sb), a vasé (Fe), az ólomé (Pb), a mangáné (Mn), az óné (Sn), a volfrámé (W) és a cinké (Zn), valamint olyan más bányászati erőforrásoké is, mint a szén [16].

Az ásványi nyersanyagok gazdasági fontossága vitathatatlan, azonban ezek kitermelése komoly környezeti károkat okoz, különösen a nehézfém-szennyezés területén [17], [18], [19].

Bár a nehézfémek természetes módon is előfordulhatnak a talajban, mennyiségüket növelik az antropogén tevékenységek, mint például a mezőgazdaság, az urbanizáció, az iparosítás és a bányászat [13]. Számos tanulmány kimutatta, hogy a környezetben lévő nehézfémek szennyezőforrásai főként ezekből az antropogén forrásokból származnak [20]. Kínában a talaj nehézfém-szennyezésének domináns forrásai a szennyvízelvezetés, az iszap alkalmazása, a fémérc bányászati és olvasztási műveletei [21].

Ilyen szennyezési esetekben – például több évtizedes bányászati tevékenység esetén –, átfogó vizsgálatokra van szükség a helyzet súlyosságának megállapításához.

Számos kutatást végeztek az elmúlt években, a kínai bányászati területekről származó nehézfémekkel szennyezett talajokkal kapcsolatban, amelyek során nyert adatok segítségével összefoglalható a jelen állapot. A kapott adatok alapján lehetséges a vizsgált bányák talajszennyezettségi szintjeit értékelni, és számszerűsíteni a szennyező anyagok emberi egészségre gyakorolt kockázatait. E potenciális fenyegetettségi szintek értékeléséhez a geoakkumulációs indexet az amerikai Környezetvédelmi Ügynökség (USEPA) által javasolt, az egészségügyi kockázatértékelésre kifejlesztett módszerrel együtt alkalmazták egy átfogó elemzésben Li és munkatársai [22].

A geoakkumulációs indexet (I_{geo}) még Müller vezette be, amit azóta széles körben alkalmaznak az európai fém nyomelemtanulmányokban [23], [24]. Lehetővé teszi a környezeti szennyeződések értékelését a jelenlegi és az iparosodás előtti koncentrációk közötti különbségek összehasonlításával. Eredetileg a folyó alsó üledékeinek vizsgálatánál használták fel, de a talajszennyezések értékelésére is tökéletesen alkalmas [25]. Ebben az elemzésben a vizsgált bányák talajának I_{geo} -ját a következő egyenlet alkalmazásával számították ki:

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C_n}{1,5 \cdot B_n} \right) \quad (1) [23]$$

ahol: C_n a vizsgált bányában található összes nehézfém mért koncentrációja (mg/kg);
 B_n a talajban található nehézfémek geokémiai háttérértéke (mg/kg);
 az 1,5-ös konstans az alapadatok potenciális variációi miatt szükséges használni [25], [14].

A geoakkumulációs index 7 osztályból áll (4. táblázat), ahol a legmagasabb 6. osztály a háttérértékekhez képest 100-szoros dúsítást jelent [26].

4. táblázat

A talajminőséget jellemző geoakkumulációs index hét osztálya [22]

Osztály	Érték	Talajminőség
0	$I_{geo} \leq 0$	Gyakorlatilag nem szennyezett
1	$0 < I_{geo} < 1$	Nem szennyezettől a mérsékelten szennyezettig
2	$1 < I_{geo} < 2$	Mérsékelten szennyezett
3	$2 < I_{geo} < 3$	Mérsékelten vagy erősen szennyezett
4	$3 < I_{geo} < 4$	Erősen szennyezett
5	$4 < I_{geo} < 5$	Erősen szennyezettől a rendkívül szennyezettig
6	$5 < I_{geo}$	Rendkívül szennyezett

Az elemzésben a kutatók Kína területén lévő 72 bánya tevékenysége miatt bekövetkezett nehézfém-szennyezések kiértékelésével, illetve a szennyezések egészségügyi

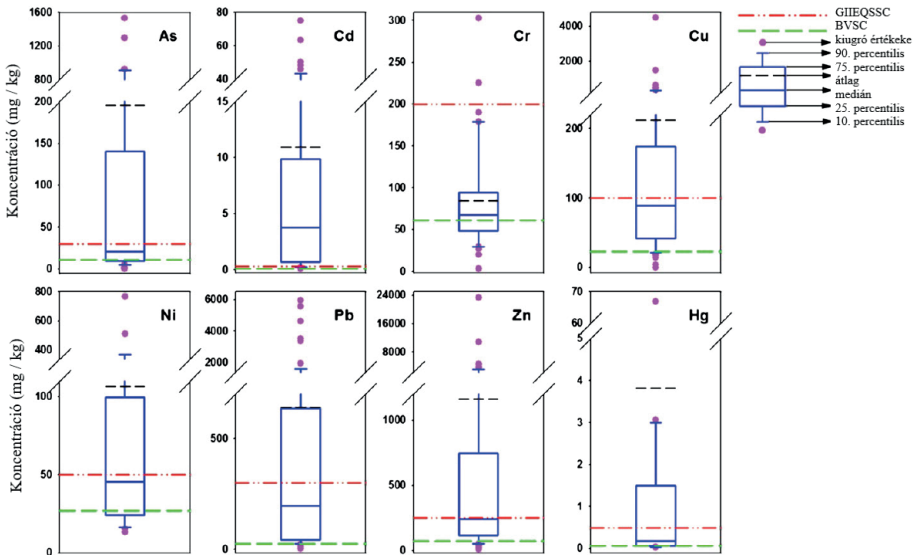
kockázatainak becslésével foglalkoztak. Nyolc nehézfém, nevezetesen Pb, Zn, Ag, Cd, Cr, Cu, Ni és Hg jelenlétét, mennyiségét vizsgálták, amelyek mindegyike az USEPA által meghatározott elsőbbségi nehézfém-szennyező anyag [22].

Az eredményeket az 1. ábra, az 5. táblázat, továbbá a 2. ábra tartalmazza.

Az 1. ábrán az egyes nehézfémek mért koncentrációi vannak feltüntetve a Kínában érvényes II. fokozatú környezetminőségi szabvány megengedett értékeivel és az adott nehézfémhez tartozó háttérértékekkel együtt.

Az 5. táblázatban a 72 bánya talajában mért nehézfém-koncentrációkból számított I_{geo} értékei láthatók tartományonként.

A 2. ábrán pedig a számított geoakkumulációsindex-értékek láthatók az egyes nehézfémek esetében.



1. ábra

A nehézfém-koncentrációk (mg/kg) dobozdiagramjai a vizsgált bányászati területeken³ [22]

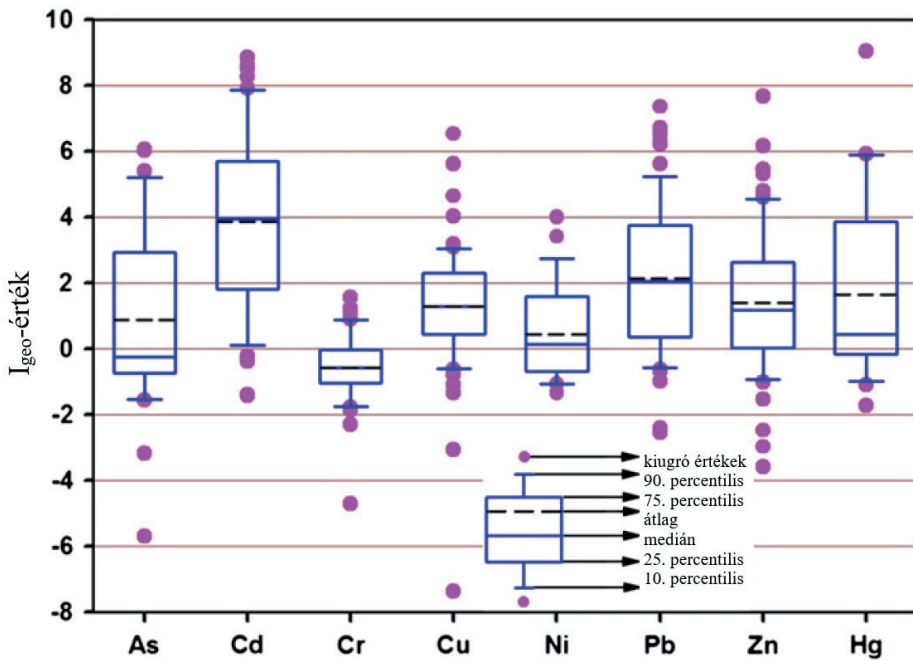
5. táblázat

A vizsgált bányászati területek átlagos I_{geo} -értéke tartományonként [22]

Tartományok	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg
Anhui	3,79	5,26	-0,80	1,78		0,34	1,27	1,52
Beijing	-2,36	3,39	1,23	0,54		2,61	-0,56	2,73
Fujian		8,53	-1,31	1,30		5,26	3,59	-1,71
Gansu		1,37	-0,30	0,87	1,32	0,21	-0,16	
Guangdong	3,46	4,63	0,30	2,15	0,45	2,52	1,43	-0,23
Guangxi	5,40	3,92	-1,06	1,21	0,93	2,92	3,05	

³ BVSC: Háttérértékek Kínában; GII QSSC: II. Fokozatú környezetminőségi szabvány Kínában.

Tartományok	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg
Guizhou	0,89	1,54	-0,93	1,84		3,10	2,70	0,75
Heilongjiang	-0,67	0,31	-0,59	-0,57	-0,59	-0,49	-0,54	0,07
Henan	-0,79	0,16	-0,67	-0,18	-0,21	0,28	1,74	-0,50
Hubei		3,97	-0,48	1,97	0,10	1,58	0,49	
Hunan	3,11	4,75	-1,14	2,22	2,12	3,33	1,49	0,26
Inner Mongolia	-0,89		-0,37	1,98	-0,57	-0,11	1,14	
Jiangsu	4,64	3,89	-0,72	1,82	-0,37	2,07	1,58	
Jiangxi	0,66	5,70	0,00	2,33	1,85	1,34	0,85	4,28
Liaoning	1,65	5,05	-1,23	0,91	-0,07	2,58	0,13	2,97
Shaanxi	-0,25	3,78	-0,36	-1,95		2,65	1,32	5,93
Shanxi	-0,51	0,12	-0,75			-0,03		-1,09
Sichuan	-1,88	3,84	-0,42	1,02	-0,21	1,65	1,38	2,33
Tibet		7,86		2,31		0,06	1,40	
Xinjiang	-0,70			0,64				
Yunnan		1,72	-2,29	1,85	0,40	0,49	-1,09	
Zhejiang	2,35	4,71	0,26	3,20	0,31	5,74	3,53	



2. ábra

A nyolc nehézfém I_{geo} -értékeinek dobozdiagramjai [22]

Li és munkatársai az elemzés során az alábbi fontosabb megállapításokat tették:

- Amint az az 1. ábrán és az 5. táblázatban látható, az egyes nehézfémek átlagos és mediánkoncentrációja meghaladja a kínai talajok megfelelő háttérértékét.
- A króm kivételével az összes vizsgált nehézfém átlagos koncentrációja nagyobb, mint a kínai talajokra vonatkozó II. osztályú környezetminőségi szabvány előírása (GB15618-1995) (1. ábra).
- Az összes Cd-minta 86,4%-a meghaladja a környezetminőségi szabvány értékét (1. ábra).
- A króm esetében a 90%-os percentilis koncentráció (178,9) alacsonyabb volt, mint a megfelelő GII QSSC (200) adata, valamint a Cr koncentrációja a minták 95%-ánál alacsonyabb, mint a II. osztályú környezetminőségi szabvány értéke (1. ábra, 5. táblázat).
- Az arzén (20,59), réz (88,84), nikkel (45,43) és cink (241,9) medián (50%-os) koncentrációja általában valamivel alacsonyabb, mint a vonatkozó GII QSSC szabvány As (30), Cu (100), Ni (50) és Zn (250) értékei (1. ábra, 5. táblázat).
- A vizsgált bányászati területeken az Pb-minták 35,3%-a és a Hg-minták 33,3%-a meghaladja a megfelelő II. osztályú környezetminőségi szabvány értékeket (1. ábra).
- Az elemzésből látható, hogy a vizsgált bányászati területek közelében lévő talajok a legkevésbé krómmal voltak szennyezettek a kadmiummal pedig a leginkább.
- Amint az a 2. ábrán látható, a króm átlagos I_{geo} -értéke – 0,56, ami az elemet a gyakorlatilag nem szennyezett osztályba sorolja (2. ábra, 1. táblázat).
- Az összes bányászati terület átlagos As és Ni I_{geo} -értéke 0 és 1 között van, ami arra utal, hogy a talajok a nem szennyezettől a mérsékelten szennyezett kategóriába esnek (2. ábra).
- A Cu, Zn és Hg átlagos I_{geo} -értékei ezeket az elemeket a mérsékelten szennyezett osztályba sorolják, míg a Pb és a Cd indexszintjei a mérsékelten vagy erősen szennyezett, illetve az erősen szennyezett osztályba tartoznak (2. ábra, 1. táblázat).
- A vizsgált nehézfémeknek a szennyezettségi szintje egymáshoz viszonyítva általában a $Cd > Pb > Cu/Zn/Hg > As/Ni > Cr$ sorrendben van (2. ábra).

A második ábrán a számított geoakkumulációsindex-értékek láthatók az egyes nehézfémek esetében.

Wei és Yang hasonló következtetésre jutott, mint Li és munkatársai, azaz hogy a kiválasztott kínai városok talajaiban lévő nehézfémek esetében a Cr és Ni okozta a legkevesebb szennyeződést, míg a Cu, Pb, Zn és Cd a legtöbb városban a legmagasabb I_{geo} -értékeket mutatta [20].

Ez a megállapítás egybeesik Chen és munkatársai korábbi tanulmányával, amely megállapította, hogy az ipari és bányászati területeken a talaj nehézfém-szennyezése Dél-Kínában kiterjedt [21].

Más országokkal történő összehasonlítást segíti a 6. táblázat, amiben a 72 kínai bánya átlagos nehézfém-koncentrációit vetették össze az Iránban, Spanyolországban, Dél-Koreában, Vietnámban és Indiában vizsgált bányászati területek talajainak nehézfém-koncentrációival. A bányászat minden kiválasztott országban fontos tevékenység

volt, és a tanulmányok kimutatták, hogy a bányákat körülvevő környezetet gyakran szennyezik a bányászati műveletekből származó nehézfémek [22].

6. táblázat
A vizsgálatban megfigyelt nehézfém koncentrációk (mg/kg) [22]

Helyszínek		As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg
Kína (72 vizsgált bánya)	Átlag	195,5	11,0	84,28	211,9	106,6	641,3	1163	3,82
Irán (3 vizsgált bánya)	Átlag	146,2	1,49		88,40		1002	363,4	3,13
Spanyolország (16 vizsgált bánya)	Átlag	191,9	6,59	63,20	120,8	28,35	881,8	465,8	52,9
Dél-Korea (70 vizsgált bánya)	Átlag	70,08	1,99		79,09	22,00	111,1	183,2	1,12
Vietnám (3 vizsgált bánya)	Átlag	3144	135	1501	271,4	2254	30,635	41,094	
India (5 vizsgált bánya)	Átlag	18,62	3,82	1509	63,49	1069	304,7	338,8	
Kína (21 városi talaj)	Átlag	15,00	0,88	76,80	99,20	99,60	61,30	133,0	0,35
Kína (9 városi közúti por)	Átlag		2,03	109,2	149,6	56,75	238,7	655,9	
Kína (12 mezőgazdasági talaj)	Átlag	10,18	0,43	58,87	31,71	27,53	37,55	117,7	0,24

A 6. táblázatban látható, hogy az ólom és a higany kivételével az összes felsorolt nehézfém átlagos koncentrációja a talajban Kína mind a 72 bányászati területén magasabb, mint az Iránban, Spanyolországban és Dél-Koreában lévő bányászati területek talajainak átlagos nehézfém-koncentrációi. A Pb és Hg vonatkozásában a kínai bányászati területekhez képest az iráni és spanyol bányászati területek értékei magasabbak [27]. A fenti elemzések alapján a többi országgal összehasonlítva Kína vizsgált bányászati területein lévő talaj nehézfém-szennyezettsége jelentős.

A kínai bányatalajok nehézfém-koncentrációit összehasonlították városi talajok, mezőgazdasági művelés alatt álló talajok, illetve a városi közutak porának nehézfém-koncentrációival is. Amint azt a 6. táblázat mutatja, a króm kivételével minden nehézfém átlagos koncentrációja magasabb volt a bányászati területeken, mint a 21 városi talaj, a 9 városi közúti por és a 12 mezőgazdasági talaj átlagértékei.

Ez a megállapítás jól tükrözi a bányászati tevékenységek szerepét a nehézfém-szennyezés kialakulásában. Bebizonyosodott továbbá hogy az egyéb emberi tevékenység okozta környezetszennyezésekhez viszonyítva is a legjelentősebb károkozók a bányászati tevékenységek.

Esettanulmány, veszélyes hulladéklerakóban keletkezett tűz okozta talaj- és környezetszennyezésről Görögországban [28]

A baleset Északkelet-Görögországban történt 2010. június 20-án. Az érintett 4 hektáros telephely Dráma városától 6 km-re fekszik északnyugatra és korábban nyílt hulladéklerakóként működött, ahol használt gumiabroncsokat tároltak.

A baleset során, az éjjeli órákban, a felhalmozott abroncsok kigyulladtak, a keletkezett tűz nagyon gyorsan szétterjedt. 20 perccel később már mintegy 15 ezer tonna (körülbelül 1,7 millió gumiabroncs) lángolt. Az égő gumi miatt sűrű, fekete füstoszlop szállt a légkörbe, amit a környező falvaktól (3 falu 2,5–5 km közötti távolságban) egészen Bulgáriáig látni lehetett.

A hulladéklerakó közvetlen közelében ipari és mezőgazdasági tevékenységet folytattak. A 3. ábrán látható helyszínt a nyugati oldalról egy vidéki bekötőúton lehetett megközelíteni, míg kelet felől egy földútról, ami a telep és egy patak között húzódott.



3. ábra

Légi felvétel a helyszínről a tűz előtt (GoogleEarth, 2007) (a szerző szerkesztése [28] alapján)

A riasztás után 10 perccel a helyszínre ért az első tűzoltóautó, de addigra a tűz már olyan kiterjedt volt, hogy értesítették a tartalékos erőket. Az ezután megkezdődött oltásban 15 tűzoltóautó és 50 tűzoltó vett részt. A helyszínen nem volt tűzcsap, a tűzvédelmi berendezés tűzoltókészülékekből és tömlőkből állt, amik két 15 m³-s víztartályhoz csatlakoztak. Az oltáshoz szükséges vizet a közelben lévő márványfeldolgozóból

nyerték. A vízzel és habbal történő oltást egészen másnap reggelig folytatták, de a tüzet nem sikerült eloltani.

Az oltási kísérlet eredménytelensége miatt és a káros környezeti hatások minimalizálása érdekében a prefektúra Vészhelyzeti Bizottsága talajtakarásra módosította az oltási stratégiát. A munkálatokba a magánvállalkozókat és a hadsereget is bevonták. A tűz hatására keletkezett hatalmas hó miatt azonban nem tudták megközelíteni a munkagépekkel az égő halmot, ezért a hó csökkentése céljából, a távolból folyékony betont szivattyúztak a rakásra. Az így keletkezett kéreg már elegendő volt, hogy a káreseménynél közreműködő 45 teherautó és munkagép megkezdje a talaj és a közeli márványfeldolgozó-üzem hulladékának a hordását. Az égő halmot három nap alatt tudták teljesen befedni talajjal. Bár innentől már füst nem volt látható, de a halom belsejében a gumipirolyízis még napokig folytatódott.

A balesetet követő intézkedések

Dráma prefektúra már az első napon értesítette a történetekről a Környezetvédelmi, Területrendezési és Közmunkaügyi Minisztériumot, akik másnap kapcsolatba léptek az athéni Nemzeti Tudományos Kutatóközponttal, hogy iránymutatást adjanak a megelőző intézkedésekhez. A 2006-os észak-görögországi nagy tüzekből származó korábbi tapasztalatokat hasznosították a korlátozási és a nyomon követési intézkedések javaslata érdekében, az alábbi intézkedéseket hozták meg 5 km-es körzetre vonatkozóan:

- Az embereknek házon belül kell maradniuk; az ablakokat zárva, a légkondicionáló berendezéseket kikapcsolva kell hagyni.
- A legeltetett juh- és kecskeállományokat az istállókba zárva kell tartani és takarmányozni vagy átszállítani a balesettől távol eső helyre.
- A telephely közelében lévő nyitott öntöző- vagy ivóvíztartályokat le kell fedni;
- A megtermelt zöldségeket és gyümölcsöket fogyasztás előtt alaposan meg kell mosni.

Ugyanezen a napon Dráma prefektúra a következő korlátozási intézkedésekről döntött, amelyek szintén 5 km-es körzetben voltak érvényesek:

- Legeltetési tilalom. Az állatállomány táplálására ingyenes takarmányt biztosítottak;
- A megtermelt tej lefoglalása és a gazdák anyagi kompenzációja;
- A szarvasmarhák vágási tilalma.

A korlátozó intézkedések 2010. június 22. és július 17. között voltak hatályban, amelyek során összesen 50,5 t juh- és kecsketejet foglaltak le és semmisítették meg (18,8 t-t pusztítottak el, és 31,7 t-t biogáz és komposzt előállítására használtak fel), valamint 13,3 t feta sajtot vizsgáltak be dioxinokat és PAH-kat keresve mielőtt emberi fogyasztásra alkalmasnak ítélték volna ezeket.

A baleset után a tűz hatásának vizsgálata és a kibocsátott káros anyag nyomon követése érdekében a prefektúra és a szakértői kollégium megállapodott egy átfogó

mintavételi és elemzési programról, amelyet 2010. június 25. és szeptember 21. között akkreditált laboratóriumok hajtottak végre.

A monitoringprogram során az NCSR „DEMOCRITOS”, a General Chemical State Laboratory (GCSL) és más görögországi akkreditált laboratóriumok végeztek vizsgálatokat nehézfém, dioxin, furán, PCB- és/vagy PAH-tartalmat mérve az alábbi mintákban:

- 37 friss tejminta;
- 13 tejtermékminta;
- 6 állathúsminta;
- 3 baromfi- és 15 tojásminta;
- 1 füves minta;
- 24 órás levegőminta, amelyet 2010. június 28-án vettek fel, 1,5 km-re keletre a helyszíntől.

Valamennyi mintát az adott határértékre vonatkozó rendelettel összhangban találtak.

- 7 felszíni vízminta a három szomszédos falu környékéről.

A koncentrációk a határértékek alatt voltak, kivéve egy tóból származó vízmintát, amely fokozott vaskoncentrációval rendelkezett.

A Magnesia Regionális Növényvédelmi Központja nehézfém-tartalmat vizsgált az alábbi mintákban:

- 19 zöldségféle, gabonaféle, gyümölcs, lóhere, olajbogyó és olajfalevél.

A bevizsgált mintákban a nehézfém-tartalom a rendeletben meghatározott maximális értékeket nem haladta meg.

Az Alexandroupoli Regionális Közegészségügyi Laboratórium a PAH-ok és más fizikai-kémiai tulajdonságok tekintetében vizsgált mintákat:

- A három szomszédos falu és az ipari terület öntözőkútjaiból származó 10 felszín alatti vízminta.

Valamennyi minta megfelel az ivóvízre vonatkozó, a 98/83/EK irányelv által meghatározott szabványoknak, kivéve az egyiket, ahol az ipari terület egy nem használt kútja megnövekedett vaskoncentrációval rendelkezett.

A Geológiai és Ásványtani Kutatóintézet a baleset talajra gyakorolt hatásának vizsgálatához 2010. június folyamán 20 mintát gyűjtött. Annak ellenére, hogy a területre vonatkozóan háttéradatok álltak rendelkezésre, a különböző mintavételi protokollok (felületi minták 1 és 10 cm mélységűek) nem tették lehetővé a végleges összehasonlítást. Ezenkívül nem létezett nemzeti vagy európai szabvány a talajminőség tekintetében. A halom magjából vett minta nagyon magas Zn-koncentrációt (4,3%) és más fémek és nehézfémek (Al, Fe, Ti, Ba, Co, Pb, Sb, Sn és As) magas koncentrációit mutatta.

2010. július 5-én 10 felszíni talajmintát gyűjtöttek össze a három szomszédos falu és a telephely körül. A minták nehézfém-tartalmát az NCSR „DEMOCRITOS”

elemezte, és a kapott koncentrációk jóval a Nemzeti Óceáni és Légköri Igazgatóság (1999) által az üledékre javasolt határértékei alatt maradtak.

2011. március 15-én 0,5 és 2,0 m mélységű „sárgarépa”-mintákat vettek az eltemetett halom talajából (a gumi tömege fölött és alatt). A minták nehézfém, PCB- és PAH-tartalmát elemezték, valamint kimosódásra vonatkozó vizsgálatokat is végeztek nehézfémekre, anionokra és DOC-ra. A mintákban a szennyező anyagkoncentrációk nem voltak kimutathatók vagy jóval a nemzeti és európai jogszabályok által meghatározott határérték alatt voltak. Hasonlóképpen a kioldódási vizsgálatok is teljesítették az inert hulladéklerakók lerakására vonatkozó kritériumokat. Ugyanezen a napon talajvízmintákat gyűjtöttek a környező falvak területéről. Ezeket nehézfémekre és anionokra tesztelték, és a kapott eredmények jóval alacsonyabbak lettek, mint az ivóvízre vonatkozó 98/8318 EK-irányelv által meghatározott határértékek.

A baleset oka, körülményei, következményei

A tűz eredetét nem lehetett hivatalosan megerősíteni, mivel a halom lefedése után minden nyom megsemmisült. Nem találtak gyújtogatásra vagy gondatlanságra utaló nyomot, sem pedig elektromos hibát. Nincsenek járművek, gépek vagy épületek a helyszínen. A hivatalos jelentések, beleértve a tűzoltóságot is, egy viharra utalnak, amely aznap este vonult át a térségen. Valószínűsíthető, hogy villámcsapás okozta a tüzet.

A Környezetvédelmi Felügyelet által végzett vizsgálat kimutatta, hogy bár a telephelyet környezetvédelmi engedélyekkel bocsátották ki, az engedélyezési eljárás, amely lehetővé tette volna a helyszín működését, még nem fejeződött be. A helyi környezetvédelmi és közegészségügyi hatóságok helyszíni ellenőrzése folyamatban volt, annak megerősítése érdekében, hogy a létesítmény megfelel az előírásoknak.

Szerencsére nem következett be káros környezeti hatás, leszámítva a kezdeti felmérésben nehézfémekkel szennyezett talajmintákat. Ez nagyrészt a viszonylag gyors és hatékony tűzoltómunkának volt köszönhető. Az időjárási viszonyok is kedvezőek voltak, a szél a füstöt a Dráma városától ellentétes irányba fújta, de a közeli falvak lakóinak jelentős kényelmetlenséget okozott. Ennek ellenére senkinek sem volt szüksége kórházi ellátásra és nem jelentkezett komoly egészségügyi probléma vagy sérülés sem senkinél, beleértve a tűzoltókat és a berendezések üzemeltetőit. Másrésztől a gazdasági következmények jelentősek voltak:

- A beton használatával jelentősen megnövekedtek a tűzoltási költségek.
- A levegő, a talaj, a vizek, a mezőgazdasági és állattenyésztési termékek mintáinak kivételével és elemzésével kapcsolatos vizsgálati és ellenőrzési költségek.
- A tejtermékek lefoglalása és megsemmisítése, valamint a mezőgazdasági termelőknek nyújtott kártérítési összegek.
- A legeltetés tilalma miatt a gazdáknak szállított takarmány költségei.

Összességében becslések szerint a tűz gazdasági következményei 400 ezer € összegre tehetőek. Ez az összeg nem tartalmazza a helyszín tisztítási költségeit.

Annak ellenére, hogy a beton használata megkérdőjelezhető és drága, a tűz száraz kioltásának fő előnye az volt, hogy nem keletkezett szennyezett oltóvíz, aminek

a környezetre gyakorolt káros hatásait is elkerülték. Az első napon használt korlátozott mennyiségű vizet a halom felszívta, az oltóvíz vagy az olajos maradék így nem jutott el a közeli patakhhoz, vagy nem szivárogott a talajba. Ehelyett nagyobb mennyiségű szilárd hulladék keletkezett.

A hatóságok folyamatosan tájékoztatták a lakosságot a baleseti helyzetről, a monitoringeredményekről, ami nagyban segített az aggodalmak kezelésében.

Következtetések

Az elmúlt években publikált számos kínai talajszennyezés-kutatásból és -tanulmányból jól látható, hogy a Kína területén lévő pedoszféra jelentősen szennyezett. Valamint az is kiderült, hogy ezekért a szennyezésekért túlnyomó részt az ipari, bányászati és mezőgazdasági folyamatok a felelősek. A nehézfém-szennyezések kapcsán a fenti három csoportból ki kell emelni a bányászatot, ami a nehézfém-szennyezés egyik legjelentősebb forrása [17], [29], [30], [31].

A veszélyes bányászati tevékenységek szabályozása Kínában még nem teljesen kiforrott. Kína az elmúlt években szembesült az ásványi erőforrások kitermelésének fejlesztése és a környezetvédelmi erőfeszítések közötti egyensúly fenntartásának nehézségeivel, kezdve a bányászati hulladékok kezelésétől, a korszerű ércbányászati technológiák hiányán át a hatékony irányításáig [32].

A talaj nehézfém-szennyezésének enyhítésére a leghatékonyabb módszer a szennyező források ellenőrzése és a környezetvédelmi előírások szigorú betartása, különösen a hulladéklerakás tekintetében [21]. Kínában a kisüzemek egyre növekvő száma súlyos környezetszennyezési károkat okoz a környezetnek, főként az elavult technológia alkalmazása és a bányászati műveletek hatékonyságának hiánya miatt [33].

Továbbá a nehézfémek által okozott szennyezés továbbra is magas rákkeltő és egyéb egészségügyi kockázatot jelent a lakosság számára, különösen a gyermekek és a leg súlyosabban szennyezett régiókban élő emberek számára [22].

A hulladékgumiabroncs-lerakók és raktárak tűzveszélyessége sajnos nem szokatlan. Elismerten nehéz az ilyen tüzek oltása és a környezetre gyakorolt negatív hatások megelőzése, csökkentése. Elsősorban a talaj, a vizek és a növényzet szennyeződése valószínű, a légkörbe kibocsátott mérgező anyagok, például a dioxinok, a PAH-k és a nehézfémek miatt. Ezek viszont komoly gazdasági következményekkel járhatnak, amelyek a mezőgazdaság és állattenyésztés károsodásához kapcsolódnak. A következmények arányosak a tűz mértékével és időtartamával.

Az ismertetett görög esettanulmányban a rendkívül gyors reagálásnak és az azt követő nagy erőfeszítéseknek köszönhetően sikerült időben megfékezni a gumiabroncs-lerakóban keletkezett tüzet, elkerülve a jelentős környezeti károkat. Az átfogó tűzoltási munkáknak, többek között a beton használatával a száraz oltásnak köszönhetően, a gumiabroncsok elégetése során kibocsátott káros szennyező anyagok koncentrációja nem haladta meg a biztonsági határértékeket, kivéve a kezdeti felmérésben a halom magjából vett talajmintákat, amelyek nehézfémekkel szennyezettek voltak.

A nyilvánosság számára tartott rendszeres tájékoztatók és a polgárok számára is nyitott konzultációs találkozók jelentősen hozzájárultak a nyilvánosság fokozott aggodalmainak és tiltakozásainak enyhítéséhez.

Hasonlóképpen, az átfogó és kiterjesztett monitoringprogram és az összes eredmény gyors közzététele helyreállította a közbizalmat és a biztonságérzetet.

A megszerzett tapasztalatok későbbi felhasználhatósága érdekében a helyi és központi hatóságok számára szükséges a tények elemzése, következtetések levonása, dokumentálása és terjesztése, a jövőbeni balesetknél a legjobb gyakorlatok alkalmazása céljából.

Ilyen konklúzió többek között, hogy hulladékgumibroncs-lerakók létesítéséhez a környezetvédelmi engedélyek előírják, hogy a gumibroncsokat kisebb kupacokban kell elrendezni, amelyeket tűzvédelmi sávokkal elválasztanak egymástól. Továbbá a kerítésen belül egy a periférián elhelyezkedő 10 m széles tűzvédelmi sáv kialakítása is szükséges, valamint biztosítani kell a megfelelő tűzvédelmi rendszert [28].

Összességében megállapítható, hogy az ipari, mezőgazdasági, bányászati és egyéb emberi tevékenységek környezetszennyezéssel járhatnak. A nem megfelelő vagy elavult technológia alkalmazása a talaj szennyeződésének veszélyével jár, ami az élő környezet károsodásához vezet és az emberi szervezetre is egészségkárosító hatással van. Az ipari, mezőgazdasági, bányászati és egyéb területen bekövetkező káresemények túlnyomórészt többségében emberi hibára vezethetők vissza, de előfordulnak olyan balesetek, ahol objektív okok például villámcsapás okozták a problémát. Mindkét esetben a gyors reakció és a szükséges intézkedések ismerete a legfontosabb, hogy megelőzhető vagy minimalizálható legyen a károsanyag-kibocsátás. Egy baleset során a védekezés mellett a kárelhárítás, az adatgyűjtés és elemzés, a konklúziók levonása, a nyilvánosság tájékoztatása és az új ismeretek beintegrálása a korábbi tapasztalatokba is része a szakemberek feladatainak, hogy egy esetleges későbbi káresemény során optimálisan tudjanak eljárni.

Hivatkozások

- [1] E. Tatár és Gy. Záray, *Környezetminőség*. Typotex Kiadó, 2012. [E-könyv]. Elérhető: http://etananyag.ttk.elte.hu/FileS/downloads/EJ-Tatar-Zaray_Kornyezetminosites.pdf (Letöltve: 2019. 05. 03.)
- [2] L. Vermes, „Kármentesítési kiadványok,” *Agrokémia és Talajtan*, 51. évf. 3–4. sz., pp. 553–556, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1556/Agrokem.51.2002.3-4.20>
- [3] P. Stefanovits, Gy. Filep és Gy. Fülek, „Talajszennyeződés, talajtisztítás,” in *Talajtan*, P. Stefanovits, Gy. Filep és Gy. Fülek, szerk. Budapest: Mezőgazda Kiadó, 2010, pp. 303–322.
- [4] L. Kardos, *Környezettechnológia*. Budapesti Corvinus Egyetem, é. n. [Online]. Elérhető: http://technologia.chem.elte.hu/hu/kornyezettechnologia/KOTE_2014_1_2.pdf (Letöltve: 2019. 05. 06.)
- [5] I. Füzési, *Talajszennyeződés*. 2008. [Online]. Elérhető: ttk.nyme.hu/fldi/Documents/Fuzesi%20Istvan/Talajvedelem/Talajszennyezodesjav.ppt (Letöltve: 2019. 05. 13.)

- [6] M. J. Hsu, K. Selvaraj and G. Agoramoorthy, "Taiwan's industrial heavy metal pollution threatens terrestrial biota," *Environmental Pollution*, vol. 143, no. 2, pp. 327–334, Jan. 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.11.023>
- [7] J. Dong, Q. W. Yang, L. N. Sun, Q. Zeng, S. J. Liu, J. Pan and X. I. Liu, "Assessing the concentration and potential dietary risk of heavy metals in vegetables at a Pb/Zn mine site, China," *Environmental Earth Sciences*, vol. 64, no. 5, pp. 1317–1321, Nov. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12665-011-0992-1>
- [8] G. Nabulo, S. D. Young and C. R. Black, "Assessing risk to human health from tropical leafy vegetables grown on contaminated urban soils," *Science of the Total Environment*, vol. 408, no. 22, pp. 5338–5351, Okt. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.06.034>
- [9] W. Q. Y. Dong, Y. Cui and X. Liu, "Instances of soil and crop heavy metal contamination in China," *Soil and Sediment Contamination*, vol. 10, no. 5, pp. 497–510, Jun. 2001. DOI: <https://doi.org/10.1080/20015891109392>
- [10] X. Zhang, L. Yang, Y. Li, H. Li, W. Wang and B. Ye, "Impacts of lead/zinc mining and smelting on the environment and human health in China," *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 184, no. 4, pp. 2261–2273, Apr. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2115-6>
- [11] J. Żukowska and M. Biziuk, "Methodological evaluation of method for dietary heavy metal intake," *Journal of Food Science*, vol. 73, no. 2, pp. R21–R29, Jan. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1750-3841.2007.00648.x>
- [12] J. Dobor, „Vegyí veszélyek és a kémia jelentőségének bemutatása a vegyipari folyamatokon és káreseményeken keresztül,” *Hadmérnök*, 12. évf. 2. sz., KÖFOP klmsz., Okt. 2017. [Online]. Elérhető: www.hadmernok.hu/170kofop_01_dobor.pdf (Letöltve: 2019. 05. 08.)
- [13] A. Facchinelli, E. Sacchi and L. Mallen, "Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils," *Environmental Pollution*, vol. 114, no. 3, pp. 313–324, Okt. 2001. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00243-8](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00243-8)
- [14] E. Solgi, A. Esmaili-Sari, A. Riyahi-Bakhtiari and M. Hadipour, "Soil contamination of metals in the three industrial estates, Arak, Iran," *Bullentin of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 88, no. 4, pp. 634–638, Apr. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00128-012-0553-7>
- [15] R. Z. Hu, J. M. Liu and M. G. Zhai, *Mineral resources science in china: a roadmap to 2050*. Berlin, Heidelberg: Springer, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-642-05344-3>
- [16] A. J. Gunson and Y. Jian, *Artisanal mining in the People's Republic of China*. International Institute of Environment and Development, England, Reg. No. 2188452, Sept. 2001. [Online]. Elérhető: <https://pubs.iied.org/pdfs/G00719.pdf> (Letöltve: 2019. 05. 10.)
- [17] J. A. Acosta, A. Faz, S. Martinez-Martinez, R. Zornoza, D. M. Carmona and S. Kabas, "Multivariate statistical and GIS-based approach to evaluate heavy metals behaviour in mine sites for future reclamation," *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 109, no. 1–3, pp. 8–17, Apr.–Jun. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2011.01.004>

- [18] K. Komnitsas and K. Modis, "Soil risk assessment of As and Zn contamination in a coal mining region using geostatistics," *Science of the Total Environment*, vol. 371, no. 1–3, pp. 190–196, Dec. 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.08.047>
- [19] J. M. Zhou, Z. Dang, M. F. Cai and C. Q. Liu, "Soil heavy metal pollution around the Dabaoshan mine, Guangdong province, China," *Pedosphere*, vol. 17, no. 5, pp. 588–594, Oct. 2007. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(07\)60069-1](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(07)60069-1)
- [20] B. Wei and L. Yang, "A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China," *Microchemical Journal*, vol. 94, no. 2, pp. 99–107, Mar. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.microc.2009.09.014>
- [21] H. M. Chen, C. R. Zheng, C. Tu and Y. G. Zhu, "Heavy metal pollution in soils in China: status and countermeasures," *Ambio*, vol. 28, no. 2, pp. 130–134, Mar. 1999.
- [22] Z. Li, Z. Ma, T. J. van der Kuijp, Z. Yuan and L. Huang, "A review of soil heavy metal pollution from mines in China: Pollution and health risk assessment," *Science of the Total Environment*, vol. 468–469, pp. 843–853, Jan. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.090>
- [23] G. Müller, "Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River," *GeoJournal*, vol. 2, no. 3, pp. 108–118, 1969.
- [24] Y. Ji, Y. Feng, J. Wu, T. Zhu, Z. Bai and C. Duan, "Using geoaccumulation index to study source profiles of soil dust in China," *Journal of Environmental Sciences*, vol. 20, no. 5, pp. 571–578, 2008. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62096-3](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62096-3)
- [25] K. Loska, D. Wiechula and I. Korus, "Metal contamination of farming soils affected by industry," *Environment International*, vol. 30, no. 2, pp. 159–165, Apr. 2004. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(03\)00157-0](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00157-0)
- [26] U. Förstner, W. Ahlf, W. Calmano and M. Kersten, "Sediment criteria development-Contributions from environmental geochemistry to water quality management," in *Sediments and Environmental Geochemistry*, D. Heling, P. Rothe, U. Förstner, P. Stoffers Eds. Berlin, Heidelberg: Springer, 1990, pp. 311–338. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-642-75097-7_18
- [27] N. T. H. Ha, M. Sakakibara, S. Sano and M. T. Nhuan, "Uptake of metals and metalloids by plants growing in a lead–zinc mine area, Northern Vietnam," *Journal of Hazardous Materials*, vol. 186, no. 2–3, pp. 1384–1391, Feb. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.12.020>
- [28] IMPEL Seminar, "Lesson learnt from industrial accidents," IMPEL Seminar, Strasbourg, 29 and 30 May 2013, [Online]. Elérhető: www.impel.eu/wp-content/uploads/2016/06/Lessons-learnt-from-Accidents-2013-final-report.pdf (Letöltve: 2019. 05. 28.)
- [29] S. Dudka and D. C. Adriano, "Environmental impacts of metal ore mining and processing: a review," *Journal of Environmental Quality*, vol. 26, no. 3, pp. 590–602, Jan. 1997. DOI: <https://doi.org/10.2134/jeq1997.00472425002600030003x>
- [30] M. Fryer, C. D. Collins, H. Ferrier, R. N. Colvile and M. J. Nieuwenhuijsen, "Human exposure modelling for chemical risk assessment: a review of current approaches

- and research and policy implications," *Environmental Science & Policy*, vol. 9, no. 3, pp. 261–274, May. 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2005.11.011>
- [31] H. Liu, A. Probst and B. Liao, "Metal contamination of soils and crops affected by the Chenzhou lead/zinc mine spill (Hunan, China)," *Science of the Total Environment*, vol. 339, no. 1–3, pp. 153–166, Mar. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.07.030>
- [32] MNR of China (Ministry of Natural Resources of the People's Republic of China) China Mineral Resources. 2011. [Online]. Elérhető: www.mnr.gov.cn/sj/sjfw/kc_19263/zgkczybg/201507/P020180704391525478197.pdf (Letöltve: 2020. 01. 30.)
- [33] Z. Ziran, "Overview of national mineral policy in China: opportunities and challenges for the mineral industries," *Resources Policy*, vol. 23, no. 1–2, pp. 79–90, Jun. 1997. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0301-4207\(97\)00018-4](https://doi.org/10.1016/S0301-4207(97)00018-4)