

EÖTVÖS LORÁND TUDOMÁNYEGYETEM TERMÉSZETTUDOMÁNYI KAR
Földtudományi Doktori Iskola
Földtan-Geofizika Doktori Program

dr. Gazdagné Rózsa Enikő

**Fuzzy koncepción alapuló környezeti és egészségkockázat
becslés Gyöngyösorszi környékén**

Doktori értekezés

A Doktori Iskola vezetője: Dr. Márton Péter

Programvezető: Dr. Monostori Miklós

Témavezető: Mádlné Dr. Szőnyi Judit PhD, egyetemi docens

Földrajz- és Földtudományi Intézet

Geológiai és Környezetfizikai Központ

Általános és Alkalmazott Földtani Tanszék

Konzulens: Gondárné Sőregi Katalin

Smaragd-GSH Kft.

Budapest, 2009

Tartalomjegyzék

Bevezetés	1
1. Kockázatelemzés	3
1.1. A kockázatelemzés története és tudományterületei	3
1.2. Nemzetközi és hazai környezetpolitika	5
1.2.1. Nemzetközi szervezetek, egyezmények és irányelvek a környezetvédelemért	5
1.2.2. A környezeti elemek védelme	9
1.2.2.1. Talajvédelem	9
1.2.2.2. Az élővilág és az élőhelyek védelme	13
1.2.2.3. Egészségvédelem	15
1.2.3. Magyar jogszabályrendszer	16
1.2.4. Határértékek	18
1.3. A kockázatelemzéssel kapcsolatos alapfogalmak	21
1.3.1. Zavar és károsodás	21
1.3.2. Veszély	22
1.3.2.1. Hatóanyag és szennyezőanyag	22
1.3.2.2. Elérési útvonal	23
1.3.2.3. Környezeti elem	24
1.3.2.4. Hatásviselő	25
1.3.3. Kockázat	25
1.3.3.1. A kockázat fogalmának összetettsége	25
1.3.3.2. Következmény	28
1.3.3.3. Környezeti kockázat	28
1.3.3.4. Egészségkockázat	29
1.3.4. Kitétség és hatás	32
1.3.4.1. Dózis	33
1.3.4.2. Toxicitás	35
1.3.4.3. Sérülékenység, érzékenység, hajlam	37
1.3.4.4. Mortalitás, morbiditás	38
1.4. A kockázatelemzés hierarchikus rendszere	38
1.4.1. Kockázatvizsgálat	39
1.4.2. A kockázatelemzés lépései	39
1.4.3. Kockázatkezelés	40
1.4.4. Kockázat kommunikáció	41
1.5. Összefoglalás	41
2. Fuzzy halmazelmélet	42
2.1. Bevezetés	42
2.1.1. A fuzzy szemlélet kialakulása	42
2.1.2. Adatelemző módszerek	44
2.1.2.1. Hagyományos módszerek	44
2.1.2.2. Fuzzy szemléletű adatelemzés	45
2.1.3. Bizonytalanság és hiba	46
2.1.3.1. Természetes változékonyság	46
2.1.3.2. Mérési hiba	47
2.1.3.3. Megbízhatóság	47
2.2. Fuzzy halmazelmélet	48
2.2.1. Alapfogalmak	48
2.2.1.1. Fuzzy halmaz (fuzzy set)	48
2.2.1.2. Tagsági függvény (membership function)	48
2.2.1.3. Fuzzy szám (fuzzy number)	48
2.2.1.4. Defuzzifikálás	49

2.2.2.	A fuzzy halmazok jellemzői	49
2.2.3.	Nyelvi változók	52
2.3.	Fuzzy aritmetika	53
2.3.1.	A fuzzy számok jellemzői	53
2.3.2.	Fuzzifikáció	54
2.3.2.1.	Normalizálás	55
2.3.2.2.	Súlyozás	57
2.3.2.3.	A fuzzy halmazelmélet operátorai	57
2.3.3.	Kompozíciós eljárás	58
2.3.4.	Fuzzy számítások	59
2.3.5.	Defuzzifikáció	61
2.4.	Fuzzy logika	62
2.5.	Összefoglalás	62
3.	A Gyöngyösorszi környéki nehézfém szennyezés természetes és mesterséges háttere	64
3.1.	Bevezetés	64
3.2.	A vizsgált terület természetes adottságai	65
3.2.1.	Kutatástörténet	65
3.2.2.	Földrajzi adottságok	70
3.2.2.1.	Domborzat	70
3.2.2.2.	Éghajlat	72
3.2.2.3.	Élővilág	72
3.2.3.	Földtani jellemzés	74
3.2.3.1.	Fejlesztéstörténet	74
3.2.3.2.	A Mátra fejlődéstörténete és rétegtani felépítése	75
3.2.3.3.	A vizsgált terület földtani jellemzése a szerkezet- és érckutató fúrások alapján	79
3.2.3.4.	Geokémiai jellemzés	84
3.2.3.5.	Talajtani adottságok	86
3.2.3.6.	Vízföldtani viszonyok	88
3.3.	Antropogén hatások	91
3.3.1.	Bányászat	91
3.3.2.	Hátrahagyott meddőhányók	93
3.3.3.	Flotációs technológia	96
3.3.4.	Egyéb antropogén hatások	97
3.4.	Összefoglalás	100
4.	Környezeti és egészségkockázat elemzés Gyöngyösorszi környékén	102
4.1.	Veszélyjellemzés	102
4.1.1.	Természetes háttérkoncentráció	102
4.1.2.	Mesterséges anomáliák	104
4.2.	Kitettségelemzés	106
4.2.1.	Hatásviselők	106
4.2.1.1.	A környezeti elemek kitettsége a talajszennyezés tükrében	106
4.2.1.2.	Bányaterületek	108
4.2.1.3.	Mezőgazdasági területek	109
4.2.1.4.	Lakott területek	111
4.2.2.	Elérési útvonalak	111
4.2.2.1.	Környezeti elemek	111
4.2.2.2.	Társadalmi csoportok	113
4.2.3.	Kitettségi paraméterek	114
4.2.3.1.	A talajban mért koncentráció értékek (c_{soil})	114
4.2.3.2.	A növényekben mért koncentráció értékek (c_{veg})	114

4.2.3.3.	Biokoncentrációs faktor (BCF)	115
4.2.3.4.	A vizsgált szennyezőanyagok bevitelének mértéke (IR_{soil} , IR_{veg})	115
4.2.3.5.	A kitérttség időtartama (ED) és gyakorisága (EF)	116
4.2.3.6.	Testsúly (BW)	117
4.2.3.7.	Várható élettartam (LT)	117
4.3.	Toxicitásvizsgálat	117
4.3.1.	A vizsgált elemek alapvető fizikai és kémiai sajátosságai	117
4.3.1.1.	Arzén (As)	117
4.3.1.2.	Cink (Zn)	121
4.3.1.3.	Kadmium (Cd)	122
4.3.1.4.	Ólom (Pb)	124
4.3.1.5.	Réz (Cu)	126
4.3.1.6.	A vizsgált elemek egymáshoz viszonyított toxicitása	128
4.4.	Fuzzy koncepción alapuló kockázatbecslés	129
4.4.1.	A Gyöngyösorsoszi nehézfém szennyezés paramétereinek bizonytalansága	129
4.4.2.	A fuzzy koncepción alapuló kockázatbecslés lépései	131
4.4.2.1.	Adatelőkészítés	131
4.4.2.2.	Fuzzifikálás	136
4.4.2.3.	Kompozíciós eljárás	139
4.4.2.4.	Műveletek fuzzy halmazokkal	140
4.4.2.5.	Fuzzy kockázati hányados és kockázati index számítása	144
4.4.2.6.	Defuzzifikálás	146
4.4.2.7.	A kockázat minősítése	147
5.	Diszkusszió, következtetések	150
	Az eredmények gyakorlati kiterjeszhetősége	153
	Köszönetnyilvánítás	154
	Összefoglalás	155
	Abstract	156
	Irodalomjegyzék	157
	Ábrajegyzék	165
	Táblázatok jegyzéke	166
	Mellékletek jegyzéke	167

Bevezetés

A fenntartható fejlődés elvének gyakorlati megvalósítása valamennyiünk érdeke, mind egészségünk megőrzése, mind pedig a környezeti elemek védelme szempontjából. Az Európai Unióhoz való csatlakozással a magyar környezetpolitika fokozatosan beépíti jogszabályrendszerébe a fejlett országok környezetvédelmi irányelveit és rendeleteit. A kialakított határértékrendszer alapján a sérülékeny területeken kockázatfelmérésre, majd ennek eredménye függvényében környezeti és egészségkockázat becslésre épít a kármentesítési beavatkozások megtervezéséhez és kivitelezéséhez. Ennek során többnyire hagyományos matematikai módszereket alkalmaznak a becsléshez és a döntéshozatali eljárásokhoz egyaránt, amelyek azonban gyakran nem alkalmazhatók a rendelkezésre álló adatok minősége, ill. mennyisége vagy a vizsgált terület sajátosságai miatt. Ilyenkor rugalmasabb matematikai megközelítésre van szükség, amelynek kidolgozását fuzzy szemléletű megközelítésre alapoztam.

A fuzzy szemlélet megjelenése, beépülése a filozófiába, majd a matematikába óriási lendületet hozott a hagyományos valószínűségi módszerekkel nem kezelhető problémák megoldásában. A XX. században a közgazdaság, az informatika, majd a klasszikus természettudományok területén egyaránt alkalmazásra került. A klasszikus valószínűség-számításra és szigorú matematikai szabályokra épülő többértékű halmazelmélet, ill. fuzzy logika lehetővé teszi a természetes rendszerek elemeinek és mért értékeinek sajátosságaihoz alkalmazkodó, valószínű rendszeresítését, értelmezését, valamint kezelését. Megkönnyíti a vizsgált elemek megfelelő súllyal történő figyelembevételét, az azokkal kapcsolatos bizonytalanság kifejezését és a többszörösen összetett döntési eljárások, valamint az egymással összefüggő természetes folyamatok szerteágazó számításainak megoldását. A logisztikus regresszió alkalmazásával kapott fuzzy számokon elvégezhetők az egyes tudományterületek vizsgálataihoz szükséges számítási műveletek, amelyek eredményeinek értékeléséhez különböző defuzzifikációs eljárásokkal a fuzzy számok visszaalakíthatók valós (crisp) számokká.

Ezen előnyös képességeit kihasználva a kockázatelemzés becslési eljárásiban is alkalmazható. Ezeknél az eljárásoknál gyakran nem állnak rendelkezésre megfelelő minőségű, ill. mennyiségű információk a vizsgált környezeti elemről vagy a szennyezőanyagról. A fuzzy módszer előnye, hogy a feltétlenül szükséges információkat nyelvi változók formájában is képes kezelni a számításokban, ezzel pontosítva a vizsgált területről, hatásviselőről és az azt potenciálisan elérő szennyezőanyagról alkotott képet.

Dolgozatomban a Gyöngyösorsózi környéki nehézfém szennyezéssel foglalkozom. Különleges ez a terület, hiszen természetes geokémiai anomáliákkal jellemezhető, amelyek az emberi felszínalakító tevékenység – elsődlegesen a bányászat – és annak következményei

hatására tovább alakítva, a kockázatbecslés szempontjából több okból is kihívást jelentenek. Egyrészt a számottevő természetes háttér miatt kiemelkedően szükséges a környezet és az emberi egészség kockázatának megismerése, másrészt az emberi tevékenységek tovább bonyolítják a természetes anomáliák kiterjedését. Ezáltal a hagyományos módszerek alkalmazhatóságát kérdéssé teszik.

Ezért dolgozatom egyik alapvető célkitűzése volt, hogy a környezetet és az emberi egészséget érő káros hatásokat fuzzy koncepció alkalmazásával vizsgáljam. Célkitűzéseim között szerepelt, hogy a helyspecifikus geokémiai és talajtani sajátosságokat figyelembe véve a területre vonatkozóan meghatározzam a hatásviselőkhöz vezető elérési útvonalakat, ennek egyes összetevőin keresztül a kitettséget, valamint pontosítsam annak hatásait és következményeit. Össze kívántam hasonlítani a fuzzy módszer alkalmazásával kapott eredményeket, a korábbi kockázatbecslésekkel. Munkámmal egyúttal fel kívántam hívni a figyelmet a jelenlegi magyar döntéshozatali eljárásokban alkalmazott határértékek alkalmazásának visszásságaira. Egyúttal meg szerettem volna ismerni a szennyeződés terjedését, a talaj és az ökoszisztéma kölcsönhatásait a nehézfémeknek kitett területen.

Kutatásaim érdekében 2001-2002-ben mintavételezést végeztem a lakott területeken, amely mellett figyelembe vettem a más intézmények és szervezetek által gyűjtött minták irodalmi adatait is. A hagyományos geostatistikai vizsgálatok elvégzése mellett az adatok tér- és időbeli heterogenitása miatt fuzzy koncepciót alkalmaztam az adatelemzéshez és a számításokhoz. Az ökológiai kockázatbecsléshez a talaj helyspecifikus sajátosságai és nehézfém szennyezettsége mellett a termesztett és vadon élő növények helyben gyűjtött, valamint egy alacsonyabb és egy magasabb rendű állati szervezet irodalmi adatait is bevontam a számításokba. Összességében igyekeztem sokoldalú kockázatbecslést végezni a mintaterületre, amely reményeim szerint a problémafeltáró hozzáállás folytán kiindulópontja lehet ezen a területen és más nehézfémrel szennyezett területeken is további helyspecifikus kockázatbecslési eljárásoknak.

1. Kockázatelemzés

1.1. A kockázatelemzés története és tudományterületei

Évezredek óta saját kényelmünk érdekében változtatjuk környezetünket, hogy életünk egyre kényelmesebb legyen, és csak néhány évtizede figyelünk oda jobban, mennyit is ártunk a természetes környezetnek ezekkel az átalakításokkal. Csak hazánkat tekintve alig található már néhány kisebb terület, ahol emberi kéztől érintetlen tudott maradni az eredeti növény- és állattársulás. Atmoszférikus vagy vízi szállítással még a távolabbi és nehezen megközelíthető területekre is eljuthatnak az emberi tevékenységhez kötődő szennyezőanyagok. Az újonnan kialakult és az antropogén hatásokhoz némileg alkalmazkodó, lokális és regionális ökoszisztémákat is veszély fenyegeti egy-egy beruházással vagy emberi tevékenységgel kapcsolatosan. Ennek felismerése és természetbarát szemlélete sajnos még mindig nem általános hazánkban, bár egyre fontosabb az egyéni egészség megőrzése mindenki számára.

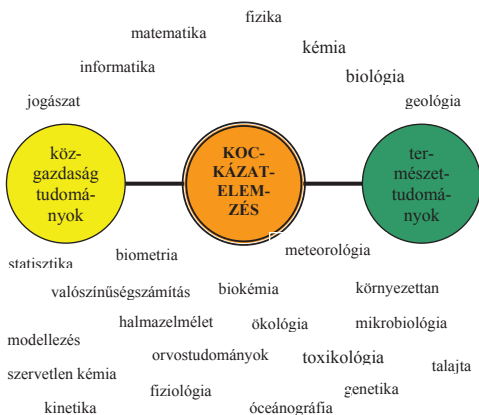
Az utóbbi évtizedek súlyos ipari baleseteinek hatására a kockázat alapú döntéshozás a fejlett országokban fokozatosan beépült a nemzeti és nemzetközi jogszabályokba, amelynek követése hazánk számára is kötelezővé vált az Európai Unióhoz való csatlakozással. Ehhez a jogszabályok és irányelvek mellett megalapozott és szerteágazó, tudományos kutatásra van szükség a természetben zajló bonyolult folyamatok megértéséhez. A csak néhány évtizedes múltra visszatekintő, fiatal tudománynak számító kockázatelemzés kialakulásához a szemléletváltás mellett a toxikológia és a modern matematikai logika fejlődésére egyaránt szükség volt. Az egészségkárosító hatásokról és betegségekről már az i.e. V. századtól vannak feljegyzések (pl. a mocsár és malária kapcsolatának felismerése, az ószövetségi törvények egészségügyi háttere, a görögök, a rómaiak és az egyiptomiak ókori orvostudományi ismeretei). Akkor ez még az államszámtan feladatkörébe tartozott (status, statisztika). A törzsi szinten gyógyításhoz alkalmazott varázslások, szertartások és a hiedelmek (a beteghez vezető úton történtek) kora után az európai kontinensen időnként végigsöpörő középkori járványok és később az ipari forradalom hatására jelentős lendületet vett a toxikológia fejlődése, amellyel párhuzamosan tovább mélyültek a valószínűségszámítás ismeretei. Elsősorban a járványok miatt az orvostudományban már a XVII. század végén fél évszázadra visszanyúló adatsorokat is vizsgáltak, és a statisztikára szükség volt az adózáshoz, valamint a biztosítási szerződésekhöz is (Szekely J. G., 1982).

A XX. századhoz kötődik a munkahelyi expozíció felismerése és a betegségek alapján a különböző egészségkárosító hatások elkülönítése. A század közepén az ipari katasztrófák következtében leginkább a radioaktív sugárzás és a rákos megbetegedések kapcsolatának kutatása lendült fel, mivel a technika fejlődésével és a beruházások növekedésével gyakoribbá és egyre súlyosabbá váltak az üzemi balesetek (pl. Seveso, Csernobil). 1983-ban megjelent a mai

kockázatfelmérési eljárások alapját jelentő módszertani irányelv az Egyesült Államokban (NRC, 1983) és itt hajtották végre elsőként a legkiterjedtebb kockázatelemzési eljárásokat is felfigyelve a lehetséges katasztrófákra. Ezért az Egyesült Államok tekinthető a kockázatelemzés őshazájának, bár az egészség-, a műszaki és környezeti kockázat felmérése, ill. elemzése a technikai fejlődéssel, valamint a toxikológiai ismeretek gyarapodásával szinte egyszerre terjedt el Ausztráliában és a legfejlettebb nyugat-európai országokban is.

A kockázatot eleinte csak a közgazdaságtudományban számszerűsítették az anyagi károk kifejezése miatt, ezért a definíciók eredetileg az egyén vagy egy beruházás és esetleg a társadalom pénzbeli veszteségeivel voltak kapcsolatosak. Az iparosodás és a gépesítés fejlődésével azonban a műszaki meghibásodások, valamint az üzemzavarok előrejelzése is fontos szemponttá vált. A '70-es évektől ezek tényleges bekövetkezésével az emberi szervezet károsodására terelődött a figyelem, majd ennek kapcsán a természetes és az épített környezet veszélyeztetettsége is hangsúlyt kapott. Az egyre jobban gépesített vállalkozásokban rejlő anyagi és műszaki károk becsléséhez, valamint előrejelzéséhez egyre pontosabb matematikai számításokra volt szükség, amelynek eszközei a valószínűségszámításon alapulnak. Az anyagi veszteségek, a műszaki, az egészség- és környezetkárosodások csökkentésére már a tervezés során széleskörű kutatásokat végeztek, amely megfigyelések elősegítették a még érintetlen természetes területek környezeti állapotának megismerését, ill. a már antropogén hatásoknak kitett területek állapotváltozásának felmérését. A klasszikus, kockadobáson vagy az ősi csontvetésen alapuló valószínűségszámítás mellett a változás, ill. a károsodás mértékét valamilyen viszonyítási alapra kellett helyezni, amely a vizsgált paramétertől függően egységnyi darabszámot, fordulatszámot vagy leggyakrabban egy meghatározott időegységet (óra, év) jelent. Ezzel a műszaki, környezeti és egészségkockázat mérőszáma konkrét mértékegységgel kifejezhető mennyiséggé vált.

Az emberi szervezet károsodásának, a természetes és az épített környezet állapotának megismeréséhez a matematika mellett más természettudományok bevonására is szükség volt: elsősorban az orvostudományokra és azon belül is különösen a rákkutatásra, a fizikára, bio- és geofizikára, a kémiára, bio- és geokémiára, a biológiára és toxikológiára, a talajtanra, föld- és vízföldtanra, valamint ezek matematikai vonatkozásaira (1.1. ábra). A gépesített világ problémáival párhuzamosan a matematika halmazelméletének kiterjesztésével kialakult egy új irányzat, a fuzzy szemlélet, amely lehetőséget ad az egyetlen valós szám formájában kifejezhetetlen mennyiségek és a bizonytalanság mért értékekhez rendelésre a számításokban. A fuzzy szemlélet az informatika után meghódította a neurológiát, és napjainkban fokozatosan beépül a műszaki és a természettudományi alkalmazásokba lehetőséget adva a természetes rendszerek bonyolult összefüggéseinek mélyebb megértésére, valamint a kockázatelemzésben az előrejelzések és becslések rugalmassá tételéhez és a bennük rejlő bizonytalanság csökkentéséhez.



1.1. ábra: A kockázatelemzés tudományterületei

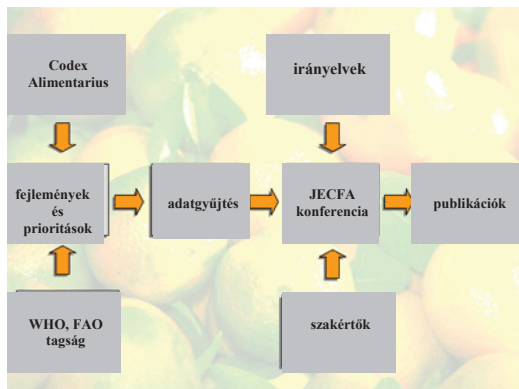
1.2. Nemzetközi és hazai környezetpolitika

1.2.1. Nemzetközi szervezetek, egyezmények és irányelvek a környezet védelméért

Az iparosodással növekvő munkahelyi kitettség szükségessé tette a munkavállalók jogainak védelmét szolgáló szabályrendszer kialakítását és a technika fejlődését követő folyamatos módosítását. A Nemzetközi Munkaügyi Szervezet (ILO = International Labour Organization, 1919), valamint az ENSZ megalakulásával létrehozott Egészségügyi Világszervezet (WHO = World Health Organization, 1948) és az Egyesült Nemzetek Környezetvédelmi Programja (UNEP = United Nations Environment Programme, 1972) 1980-ban létrehozta a Nemzetközi Kémiai Biztonsági Programot (IPCS = International Programme on Chemical Safety), amelyben a WHO végrehajtó szervezatként játssza a legfontosabb szerepet a vegyi anyagok biztonságos felhasználásának tudományos megalapozásában, valamint az egyes nemzetek ezzel kapcsolatos képességeinek megerősítésében (WHO, 2007).

A forgalmazott élelmiszerek fogyasztásának biztonságát szolgáló program keretében a WHO és a FAO (Food and Agriculture Organization) együttes igazgatásával működő JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives and Contaminants) 1956 óta végzi az élelmiszer adalékok, majd később az élelmiszerek szennyezőanyagainak, valamint a természetesen előforduló és az állatgyógyászati készítményekből visszamaradt anyagok kockázatbecslését (JECFA, 1993; WHO, 2007). Fél évszázados munkájukkal párhuzamosan hazánkban is fokozatosan megszülettek a környezeti elemek védelmére irányuló intézkedések, amely elemek közé a föld, a levegő, a víz, az élővilág, valamint az ember által létrehozott épített

(mesterséges) környezet, továbbá ezek összetevői tartoznak (1995. évi LIII. törvény). Ezek védelmének nemzetközi dokumentumait az EHC (Environmental Health Criteria) állítja össze, amelyek két sorozata a vegyi anyagokkal kapcsolatos sajátos vegyületek és -csoportok, valamint a kockázatelemzés módszertanának gyűjteménye (WHO, 2007) (1.2. ábra).



1.2. ábra: A JECFA működése (WHO, 2007)

Az egykori Európai Gazdasági Közösség (EGK, EEC = European Economic Community) kilenc tagállamának (1951-től a Benelux-államok, Francia- és Olaszország, az NSZK, 1973-tól az Egyesült Királyság, Írország és Dánia Grönlanddal) első környezetvédelmi irányelve előírta, hogy a súlyos balesetek megelőzése érdekében 1986-ig hozzák meg szükséges nemzeti jogszabályaikat, valamint járuljanak hozzá mind a nemzeti, mind a nemzetközi megelőző és elhárító intézményrendszer kialakításához (Stockholmi Nyilatkozat, 1972). A későbbi Helsinki Egyezményt és néhány magyar jogszabályt (pl. 134/1996 Kr.) is erre az irányelvre alapozták. A kezdetben kialakított intézményrendszert a már politikai együttműködésre is felkészült és fokozatosan bővülő Európai Közösségben (EK: 1981-től Görögországgal, de 1985-től Grönland kilépésével, majd 1986-tól Portugália és Spanyolország csatlakozásával) már tizenegy tagállam folyamatosan szolgáltatott adatai alapján vizsgálták rendszeresen felül, és a környezetvédelem érdekében is egységesen fellépve különböző egyezményeket, valamint irányelveket hoztak. Az ezen államokból 1992-ben létrejött Európai Unióhoz (EU) 1995-ben csatlakozott Ausztria, Finn- és Svédország, majd 2004. májusában további tíz állam, közöttük Magyarország is. 2007. januárjában a tagállamok száma 26-ra, mára 27-re növekedett elősegítve a teljes nemzetközi összefogást a döntéshozásban és a kockázatcsökkentésben.

Az Európai Unió négy fő intézménye közül az Európai Parlament (European Parliament) és az Európai Unió Tanácsa (European Council, a továbbiakban EC) foglalkozik többek között az egységes környezetvédelem jogi hátterének kialakításával. Az iparosodás több évszázados fejlődése miatt egyre gyakoribbá és súlyosabbá váló balesetek közül a Sevesóban 1976-ban

bekövetkezett robbanás vezetett végül a kockázatelemzés és annak jogszabályi háttere megalapozásához. A bizonyos ipari tevékenységekkel kapcsolatos súlyos balesetekkel járó veszélyekről szóló, első környezetvédelmi irányelvet Seveso Direktívának nevezték el (82/501/EEC, 1982), mivel ez az üzemi baleset katasztrofális dioxin (2,3,7,8-tetraklór-dibenzo-p-dioxin = TCDD) szennyezéssel járt Észak-Olaszországban. Azóta nagyobb hangsúlyt fektetnek a környezetbe kijutó vegyi anyagok hatásának vizsgálatára és a hasonló esetek megelőzésére hozott irányelvek folyamatos felülvizsgálatára (Seveso II Direktíva: 96/82/EC, módosítva 2003-ban: 2003/105/EC).

A gazdaság csak a környezet megőrzésével növekedhet, ezért szükségessé vált a fenntartható fejlődés fogalmának bevezetése (Brundtland Bizottság, 1984; United Nations, 1999). Ennek három egymással összefüggő pillére a környezet, a gazdaság és a társadalom. Az 1992-ben megrendezett Környezet és Fejlődés Világkonferencián mindezek alapján elfogadták a fenntarthatóság elveit (Riói Nyilatkozat, 1992) és aláírták a biológiai sokféleségről szóló, valamint az Éghajlatváltozási Keretegyezményt (UNFCCC = United Nation Framework Convention on Climate Change; Riói Egyezmények, 1992). A program végrehajtására 1993-ban megalakították a Fenntartható Fejlődés Bizottságát és az egyezmények anyagi támogatására megerősítették a Globális Környezeti Alapot (GEF = Global Environment Facility, 1991). 1997-ben New Yorkban ezt a programot az OECD (1947-től OECE = Organisation for European Economic Co-operation, majd 1961-től OECD = Organization for Economic Co-operation and Development) újraértékelte és 2001. júniusában elfogadta az EU Fenntartható Fejlődési Stratégiáját (Göteborg). 2002. augusztusában újabb világkonferenciát szerveztek és megállapították a környezeti értékek további globális károsodását. Ennek csökkentésére politikai nyilatkozatot és végrehajtási tervet írtak alá többek között a vízellátásról, az energiaszolgáltatásról, a vegyi anyagokról, a biológiai sokféleségről és az egészségügyről (OECD, 2003).

Az antropogén hatásokkal párhuzamosan az éghajlatváltozásra is felfigyelve az Egyesült Nemzetek Környezetvédelmi Programja (UNEP = United Nations Environmental Program) és a Meteorológiai Világszervezet (WMO = World Meteorological Organization) 1979-ben megalapította az Éghajlatváltozási Kormányközi Testületet (IPCC = Intergovernmental Panel on Climate Change, 1988, Toronto). 1985-ben Éghajlati Világkonferenciát rendeztek és ott elfogadták az Éghajlati Világprogramot (WCP = World Climate Program) (COM(2007) 642). Az IPCC feladata az éghajlatváltozásról szóló tudományos információk értékelése, a társadalmi és gazdasági hatások felmérése és az ezek elkerülését szolgáló megfelelő megoldások kidolgozása lett. 1997. decemberében összefoglalták a Kyotói Egyezményt (Kyoto Protocol, 1997), majd 2001. szeptemberében nyilvánosságra hozták a globális felmelegedés nagyrészt emberi tevékenységhez köthető bizonyítékait (Godwin, O. P., 2003).

Az Európai Közösséggel párhuzamosan a természettudományos kutatások támogatásában élen járó Egyesült Államok (Nixon elnök alatt a Fehér Ház és Kongresszus együttesen) 1970. júliusában megalapította az US EPA (Environmental Protection Agency) környezetvédelmi hivatalát a „tisztá víz, levegő és talaj iránt megnövekedett társadalmi igények” kielégítésére (Lewis, J., 1985). Az emberi szervezetre és a környezetre ártalmas vegyi anyagok környezetbe történő kijutásának ellenőrzéséhez először a korábbi intézményrendszer átalakítására volt szükség. Az EPA azt a feladatot kapta, hogy visszaszorítsa a természetes környezetet ért káros hatásokat, és új kritériumokat vezessen be az Egyesült Államokban a környezeti értékek megővése érdekében. 1963 óta az amerikai Kongresszus számos környezetvédelmi határozatot és törvényt, valamint szövetségi programot (pl. Superfund Program, 1980) hagyott jóvá. Az első szövetségi környezetvédelmi törvény a levegővédelem 1963-as rendeletének folyamatosan módosításával másfél évtized alatt született meg (Clean Air Act, 1963; Air Quality Act, 1967; Clean Air Act Extension, 1970; Clean Air Act Amendments, 1977), amely a levegőszennyező anyagok amerikai kibocsátási határértékeit is tartalmazza (NSPS = New Source Performance Standards, NESHAP = National Emissions Standards for Hazardous Air Pollutants). A Superfund Program a legjelentősebb szövetségi kormányzati program az ellenőrizhetetlen veszélyes szennyeződések megszüntetésére és korszerű hulladéklerakók létesítésére, amelyet nemzeti prioritási lista (NPL = National Priorities List) alapján végeznek. Az EPA IRIS (Integrated Risk Information System) az egyik legismertebb és mindenki számára elérhető elektronikus adatbázis, a szennyezőanyagok emberi egészségre vonatkozó adatainak gyűjteménye. Az ebben összefoglalt információk, különösen az egyes szennyezőanyagok referencia dózisa (RfD) az egészségkockázat becslés alapját jelentik szerte a világon (US EPA, 1986, 2006).

Az EK tagállamai is bevezették nemzeti prioritási listáikat, amelyek határértékrendszereinek kialakításában azonban természeti adottságaiknak megfelelően különböző szemléletek alakultak ki. Hollandia viszonylag egyveretű talaj- és földtani felépítése miatt olyan általános intézkedési határértékeket vezetett be, amelyek túllépése esetén minden talajtípus esetében indokoltá válik a környezet állapotának felmérése – ami még nem jelent feltétlenül kármentesítést –, és megad egy referencia értéket (holland lista). A berlini lista elsősorban a vízföldtani adottságok alapján figyelembe veszi az eltérő természeti adottságokat is (vízvédelmi terület vagy ösfolyamvögy vagy egyéb felszín), és az eltérő érzékenységu területeken helyspecifikus kockázatelemzés javasol. Az Eikmann-Kloke-lista a jelenlegi és a jövőbeni területhasználat (játsszóter, kert, sportpálya, park, gyümölcs- vagy zöldségtermelés, nem mezőgazdasági terület, iparterület) szerint adja meg az egyes szennyezőanyagok határértékét a talaj multifunkcionalitásának szem előtt tartásával. A kanadai határértékrendszer a terület- (mezőgazdaság, lakóterület, ipar) és vízhasználatot (vizes élőhely, öntözés, állattartás, ivóvíz) is előtérbe helyezi. Ez utóbbi két

rendszer a végső határérték megállapításához további iterációs lépéseken keresztül helyspecifikus kockázatfelmérést ír elő (Szvetnik N., 1997; Ötvös K., 1998).

A szennyezőanyagok mind a környezetre, ill. azon keresztül az emberi szervezetre gyakorolt ártalmas és összetett hatásainak fokozatos felismerése eredményeképpen először az Egyesült Államokban fogalmazták meg a kockázatelemzés módszertani irányelvét (NRC, 1983), amelynek négy lépése az egész világon elterjedt. 1986-ban megjelent a karcinogén vegyületek kockázatelemzésének módszertana és ezt további ajánlások követték a többi fejlett országban is minden érintett szakterületre vonatkozóan. 1993-ban a Health Canada és később az európai Közös Kutatóközpont (JRC = Joint Research Centre) is beépítette módszertanába ezt a négy lépést, valamint kidolgozták a különböző szennyezőanyagok napi átlagos bevitelének becsléséhez javasolt alapértékeket tartalmazó jelentéseket és kézikönyveket (pl. JECFA, 1993; Health Canada, 1994; US EPA, 1997). A Római Szerződés (1957) megkötésekor az EGK mellett megalakult az Európai Atomenergia Közösség (Euratom = European Atomic Energy Community). Ezen belül kezdett működni a JRC, amely eleinte a nukleáris biztonság megteremtésében segített, ma már azonban a vegyi anyagokkal kapcsolatos veszélyekkel és kockázattal is foglalkozik (JRC, 2007).

A kockázatelemzés fejlődése mindezen politikai lépések hatására felgyorsult, és a fejlett országokban fokozatosan megvalósultak a talaj-, a víz- és a levegővédelem, az élőhelyek, az ökoszisztémák és az épített környezet védelme, valamint mindezek háttérében az emberi szervezet egészségvédelme érdekében hozott intézkedések. A környezeti kockázatelemzés szempontjából a talajjal és az élővilággal, az egészségkockázat elemzés szempontjából pedig az egészségvédelemmel foglalkozom részletesebben.

1.2.2. A környezeti elemek védelme

1.2.2.1. Talajvédelem

A talaj a földkéreg legfelső, termékeny része, amely különböző minőségű és méretű alkotórészekből álló, háromfázisú, polidiszperz rendszer. Alkotói elsősorban abiotikus, kisebb részben biotikus komponensekből állnak (Stefanovits P., 1963, Filep Gy. et al., 2002). A környezetvédelemben a nem természetes felszíni takarót, az antropogén ráhordásokat, a személerakók és gyártelepek töltéseit és a rekultivációs meddőket is idesorolják (Kádár I., 1997). A természeti erők és az emberi beavatkozások a talajt veszélyeztetve annak fizikai, kémiai és biológiai károsodását idézhetik elő. A talajvédelem célja ezen káros folyamatok megelőzése, illetve mérséklése, továbbá a már bekövetkezett károk elhárítása. A mezőgazdaság tulajdoni- és termelési viszonyainak átalakulása minden országban szükségessé tette az adott helyzetnek megfelelően az állam, a földhasználó, valamint a beruházó és üzemeltető talajvédelmi

feladatainak és kötelezettségeinek a nemzetközi követelményeknek megfelelő pontos meghatározását (2004. évi XXXVI. törvény).

1972-ben az Európai Közösség államai elfogadták az Európai Talaj Kartát (ESCh = European Soil Charter), amelynek alapelvei a talajvédelem pillérei lettek és ezek biztosításához megfelelő anyagi háttér is rendelkezésre állt (Kádár I., 1998). Az ESCh-t aláíró államokban ezek után megkülönböztetett hangsúlyt fektettek a talaj és a felszíni, ill. felszín alatti vizek védelmére. A környezettudatos szemlélet kialakulásának további lépéseiként 1975-ben megfogalmazták a Hulladék Keretirányelvet (75/442/EEC) és szabályozták a használt olaj elhelyezését (75/439/EEC). Ezen irányelveket tizenöt, ill. tizenkét évvel később módosították (91/156/EEC, ill. 87/101/EEC).

A '90-es évektől szinte minden korábbi környezetpolitikai irányelvet felülvizsgáltak és módosítottak a fejlett országokban, az ESCh-t is. 1991. november 7-én az EC elfogadta az Alpok Egyezményt (Protocol on the Application of the Alpine Convention of 1991) a hegyvidéki gazdálkodás megőrzéséről és elősegítéséről (Hegyvidéki Gazdálkodás Jegyzőkönyv: 2006/656/EC) és 1992. májusában újabb ajánlást fogalmaztak meg a talajvédelemről (Recommendation No.R(92)8). 1998-ban összehívták az Első Talaj Fórumot, ahol javaslatot tettek egy átfogó talajvédelmi jogszabály megalkotására, amely mellett az egyes részterületek önálló szabályozó feladatot látnának el. 1999-ben tovább szabályozták a hulladéklerakók kialakítását, valamint az elhelyezhető anyagok minőségét és mennyiségét (1999/31/EC) (Németh T. et al., 2005). Az alapelvek figyelembevétele leghamarabb az olyan országok jogszabály rendszerében mutatkozott meg, ahol a természeti adottságok vagy a területhasználat miatt a termőföld értéke jóval magasabb, ezért a kármentesítés gyakorlatában ezek az országok (Dánia, Hollandia, Németország) járnak az élen (Szvetnik N., 1997).

Az európai ESCh után 1981-ben összefoglalták a Világ Talaj Kartát (WSCh = World Soil Charter: FAO, 1982) az ésszerű talajhasználat, a talajvédelem és a biztonságos élelmiszertermelés érdekében történő nemzetközi együttműködés első lépéseként. A talajvédelmet a környezetpolitika részeként szeretnék megvalósítani a Világ Talajvédelmi Politika követésével és ehhez kapcsolódóan az egyes országoknak nyújtott segítségként az „Irányelvek nemzeti talajvédelmi politika előkészítéséhez” (UNEP, 1983) közzétételével. A természetvédelemben alkalmazandó alapelveket a Világ Természetvédelmi Kartában (WChN = World Charter for Nature; IUCN, 1982) foglalták össze, amely az ökoszisztéma fajait élőhelyükkel együtt helyezi védelem alá, és ezért hangsúlyozza a fenntartható talajhasználat előírását, a talaj termékenységének megőrzését, ill. a talaj degradáció elleni védelmét. A Riói Nyilatkozat a természeti adottságok (pl. sivatagosodás) és az érzékeny ökoszisztémák együttes figyelembevételét javasolja a fenntartható mezőgazdaság, vidékfejlesztés, terület- és erőforrás-felhasználásának tervezésénél.

A fenntartható talajhasználat biztosításához 1997-ben globális szinten is megteremtették a jogi eszközöket a Tutzig Javaslatlaltal, majd 2000-ben megszületett a talaj ökológiai funkcióit védő Amman Határozat és 2001-ben a talajvédelem megfelelő eszközeinek tervezését segítő Montevideo Program III (Németh T. et al., 2005). Az egyes országok talajvédelmi politikájának kialakításához az EC megfogalmazta a talajvédelmi szempontokat (az EC R (92) 8 sz. ajánlása). Az 1995-ben aláírt Alpok-Adria Egyezmény és az annak végrehajtására 1998-ban készített Talajvédelmi Jegyzőkönyv az elővigyázatosság elvét, a talajvédelem más politikákba történő integrálását, valamint a hatóságok és intézmények együttműködését (kutatás, végrehajtás) szorgalmazza. Az 1998-as Bonni Memorandum hatására összehívták az Európai Talajforumot (I.: Bonn, 1999; II.:Nápoly, 2001), ahol az EU talajvédelmi politikájának megvalósulásában tett első lépésként megfogalmazták a tematikus talajvédelmi stratégia felé teendő lépéseket. Ebben rögzítették a talaj definícióját, funkcióit és a környezetpolitika szempontjából fontos tulajdonságait, valamint meghatározták a legfontosabb talaj degradációs folyamatokat.

A talajvédelem alapelvei a következők (Németh T. et al., 2005):

1. A talaj közösségi érték, védelme állami érdek.
2. A talajvédelem hosszú távú stratégiai alapelve a fenntartható erőforrás-gazdálkodás megvalósítása valamennyi talajhasználat esetében a multifunkcionális védelem érdekében.
3. A talaj korlátozott, feltételeken megújítható természeti erőforrás.
4. Minden talajhasználatnak a talaj ökológiai védelme figyelembevételével kell történnie.
5. A talajvédelemnek integrálódnia az ágazati politikákba, különösen a mezőgazdasági, az erdészeti, a bányászati, az ipari, a turisztikai, a közlekedési, a városfejlesztési és a területrendezési politika esetében.
6. Sürgős beavatkozást, kárfelszámolást igénylő talajkárosodás és szennyezett területek, ill. új beruházások esetében az elővigyázatosság elvét kell alkalmazni.

A talajvédelmi stratégia legfontosabb célkitűzései az alábbiak (Németh T. et al., 2005):

1. Ésszerű talajhasználat: A mező- és erdőgazdasági biomassza-termelés, természetvédelem, tájcsépítés, ipari- és infrastruktúrafejlesztés, város- és településfejlesztés területi igényeinek minél kisebb területen kielégítésével járó harmonikus összehangolása; az ország agro-ökológiai potenciáljának és a különböző célra (élelmiszer, takarmány, ipari nyersanyag, alternatív energiaforrás) természeti kívánt növények igényeinek minél jobb területi összehangolása; művelési ágak és vetésszerkezet optimalizálása, racionális termőfeltételek kialakítása.
2. A talaj sokoldalú funkcióképességét akadályozó, a talaj termékenységét csökkentő káros talaj degradációs folyamatok (víz- és/vagy szél okozta talajerózió; savanyodás; szikesedés; tömörödés és talajszervezet leromlás; biológiai degradáció), valamint a talajszennyeződés megelőzése, megszüntetése, vagy bizonyos tőrségi határig történő mérséklése.
3. A talaj – és ezen keresztül az adott terület – vízháztartásának, nedvességforgalmának szabályozása a szélsőséges vízháztartási helyzetek (árvíz, belvíz, aszály) megakadályozása, gyakoriságának és mértékének csökkentése, káros ökológiai, ökonómiai, társadalmi következményeinek mérséklése érdekében.
4. A talajban lévő, és az általános társadalmi fejlődés kényszerű következményeként a talajba juttatott anyagok bio-geokémiai ciklusának szabályozása a racionális növényi tápanyagellátás, valamint a talaj és a felszíni/felszín alatti vízkészletek minőségének megővése, szennyeződésének megakadályozása vagy mérséklése érdekében.

A talaj védelme az állam és a földhasználó, ill. a beruházó és az üzemeltető közös feladata. A föld védelmét kiterjesztették a föld felszínére és felszín alatti rétegeire, a talajra, a kőzetekre és az ásványokra, ezek természetes és átmeneti formáira és folyamataira. A föld védelme magában foglalja a talaj termőképessége, szerkezete, víz- és levegőháztartása, valamint élővilága védelmét is (1995. évi LIII. törvény).

A talajban felhalmozódó elemek többségének mobilitását és ez által mikroelemekben való elszegényedését a kémhatás jelentős mértékben szabályozza. Ahhoz, hogy az esetleges szennyezőanyagok a talajban megkötődjenek és a túlzott növényi felvétel elkerülhető legyen, hatékony eszköz lehet a savanyú talajok meszezése. Nem méréselhető azonban ilyen módon néhány aniont képező elem kikerülése a talajból. A talaj gazdagítása szerves anyagokkal elsősorban az organofil (szerves anyagokkal vegyülő) elemek (Cu, Hg, Mo, Se) visszatartását javíthatja. A meszezés és a megfelelő szervesanyag-gazdálkodás környezetvédelmi szempontból is indokoltá válhat egyes termőhelyeken (Kádár I., 1997). Az alföldi meszes és szikes talajok javítására megoldást kínálhatna a nyomelemek pótlása (Fügedi U. & Kuti L., 2005), az ezeket nagy mennyiségben tartalmazó, más területekről származó talajok – vagy pl. az egykori ércbányák meddője – azonban még megfelelő arányban történő adagolással sem alkalmazhatók eltérő talajtani és ökológiai sajátosságú, „tisza” területeken.

Kockázatsökkentő eljárásra szoruló talajszennyezések esetében a szennyeződés terjedését meg kell akadályozni vagy adott idő alatt egy meghatározott határérték alá kell csökkenteni. Amennyiben a szennyezés helyszínén és a talaj kitermelése nélkül (in situ eljárás) nem valósítható meg a kárelhárítás, a szennyezett talajtkiemelik és vagy helyben (on site eljárás) vagy annak elszállításával egy kezelő telepen (off site eljárás) végzik el a szennyezőanyag ártalmatlanítását. Erre a fizikai és kémiai módszerek mellett különféle bioremediációs technológiák is alkalmazhatók, amelyek környezet- és költségkímélőek, de időigényesek és nagy koncentrációjú szennyeződéseknel általában már nem hatásosak (Filep Gy. et al., 2002). A gyakorlatban azonban egyre elterjedtebben alkalmaznak elsősorban olyan növényeket és azokhoz társuló mikrobákat, amelyek együtt képesek csökkenteni az adott szennyezőanyag transzportját és koncentrációját (fitoremediáció). Ezen belül megkülönböztetünk fitoextrakciót, fitofiltrációt, fitovolatilizációt, fitostabilizációt és fitodegradációt (Máthéné Gáspár G. & Anton A., 2004). Nehézfémekkel szennyezett talajok biremediációjánál egyre gyakrabban különböző földigiliszta fajokkal segítik az adott nehézfém felvehetőségét könnyen akkumuláló növényfajok számára, amelyek learatásával környezetkímélő módon fokozatosan kivonható a talajból a szennyezés (Dura Gy. et al., 2001).

1.2.2.2. Az élőhelyek és az élővilág védelme

A természettudományos ismertek bővülésével 1979 és 1992 között több EU irányelv született a vadon élő fajok. Ezek szorosan kapcsolódnak a környezeti hatásvizsgálatokról szóló irányelvhez (EIA Direktíva: 85/337/EEC) és az 1979-2001 között aláírt globális és regionális egyezményekhez, amelyekhez hazánk is fokozatosan csatlakozott, bár ezek megvalósításához jelentős anyagi támogatásra van szükségünk (Sándor J. ed., 2003). Az éghajlat- és talajvédelmi kérdésekkel foglalkozó nemzetközi egyezményekkel párhuzamosan 1980-tól a veszélyes vegyi anyagokról (Basel Convention on Transboundary Movements of Hazardous Wastes, 1992), a felszíni és felszín alatti vizekről (UN Convention on the Non-Navigational Uses of International Watercourses; Convention on the Protection and Use of Transboundary Watercourses), az erdőkről (Proposals for Action of the UN Intergovernmental Panel on Forests, 1997), a biológiai sokféleségről (biodiverzitás) (Convention on Biological Diversity, 1992; IUCN, 1995), valamint a vándorló vadakról és költözőmadarokról (Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals, 1980) fogalmaztak meg egyezményeket (Németh T., 2005).

Az uniós Natura 2000 program legfontosabb célja a biodiverzitás megőrzése, amelyhez minden környezeti elem védelme szükséges. Az európai vadon élő fajok és a természetes élőhelyek védelméről szóló Berni, valamint a vándorló vadon élő állatfajok védelméről szóló Bonni Egyezmény volt a két első biodiverzitás-védelmi egyezmény, amelyek mellett az EK tagállamai megfogalmazták a Madárvédelmi Irányelvet (79/409/EGK) és az Élőhelyvédelmi Irányelvet (Habitats Directive: 92/43/EGK) is. Az ezen irányelvek hatására 1995-ben megszületett magyar természetvédelmi (1995. évi LIII.) törvény a 23. cikkelyben foglalkozik az élővilág védelmével. A Natura 2000 program csatlakozási feltételek között is szereplő, alapvető irányelveit követve hazánkban is megduplázódik a természetvédelmi területek aránya az egész kontinens szempontjából legértékesebb egyedi vagy veszélyeztetett fajok és élőhelyek védelmével. A Natura 2000 hálózat területeinek (Európa területének több mint 15 %-a) kijelölésével több hazai gazdálkodónak követnie kell majd ezeket az irányelveket, amelyek betartása támogatások biztosítását teszi szükségessé számukra. Ennek megfelelően az EU-hoz való csatlakozással hazánk környezetvédelmi politikáját is át kell átalakítani:

2004-ben kormányrendelet született az európai közösségi jelentőségű természetvédelmi rendeltetésű területekről (275/2004. (X. 8.) Kr.), amelyben rögzítették többek között a Natura 2000 területekre vonatkozó szabályokat és a közösségi jelentőségű állat-, ill. növényfajokat. Ennek köszönhetően hazánkban is jelentősen megnőtt a védett fajok száma, a természetvédelmi területekkel kapcsolatban körültekintőbben járnak el és egyre több civil szervezet (pl. CEEWEB = Central and East European Working Group for the Enhancement of Biodiversity, azaz Közép- és Kelet-Európai Munkacsoport a Biodiverzitás Megőrzéséért, WWF = World Wide Fund for

Nature, azaz Természetvédelmi Világalap, MME = Magyar Madártani Egyesület, MTvSz = Magyar Természetvédők Szövetsége) foglalkozik a környezetvédelem valamely ágával.

A Nemzetközi természetvédelmi Unió (IUCN = International Union for Conservation of Nature) Vörös Listája (Red List) után az MME 1999-ben összeállította a „magyar vörös listá”-t. A Vörös Lista három kategória (critical, critically endangered = kihaló, endangered = végveszélyben lévő, vulnerable = sebezhető, sérülékeny) szerint osztályozza a veszélyeztetett fajokat. Az európai Natura 2000 hálózat bemutatására 2005-ben a WWF Belgium kezdeményezésére megindult a Flying Over Natura 2000 program, amelynek keretein belül nyolc és köztük Magyarország összefogásával megkezdték a nemzetközi fekete gólya védelmi programot (MME, 2002).

A kockázatelemzés egyik köztes lépése, a toxicitás vizsgálat során is előtérbe kerül az ökoszisztéma vizsgálata, elsősorban annak egy vagy néhány fajt alkalmazó biotesztek végzésével. Az adott vizsgált terület ismeretében általában egymással kölcsönhatásban lévő, ill. különböző trófikus szinteken élő fajokat választanak tesztorganizmusnak, amelyek már az egyed feletti szinten mérik az adott szennyezőanyag komplex káros hatásait. Ez azonban nagy faj- és egyedszámú, ráadásul egyidejűen végzett tesztelést igényel, ezért általában csak egy, a vizsgálat szempontjából fontos és megfelelő sajátságokat mutató fajt választanak ki. Ilyen bioindikátorok lehetnek például a talajszennyeződések jól mutató földigiliszta fajok, vagy a nehézfémeket szintén könnyen beépítő növény- és gombafajok. A magasabbrendű élőszervezetek és az ember kitettsége még összetettebb és halmozódó hatások miatt kiterjedtebb vizsgálatokat igényel (Dura Gy. et al., 2001).

A közvetlen antropogén hatások mellett az éghajlatváltozás ökoszisztémára gyakorolt hatása a természetes populációkon kívül a növénytermesztésen és az állattenyésztésen keresztül többszörösen hat az emberi szervezetre. Ennek egyik példája a korábban csak meleg éghajlatú országokban előforduló, kérődzőkre – elsősorban juhfélekre – veszélyes, mediterrán szünnyofajok által terjesztett „kéknyelv” (bluetongue) betegség terjedése. Előbb Európa déli részén, majd fokozatosan egész Nyugat-Európában, 2008. szeptemberében pedig Észak-Magyarországon is kimutatták, ahol a házi juhokkal keresztezhető vadon élő muflonokat is veszélyeztetheti (Varga J. et al., 1999).

Hazánkban a korábbi nyolc természetvédelmi igazgatóság helyett a kilenc legjelentősebb nemzeti park igazgatósága, más részről pedig az épített környezetet és műemlékvédelmet irányító főépítészeti körzetek és a regionális környezetvédelmi felügyelőségek között szorosabb együttműködésre van szükség. Ezzel és a fenntartható fejlődés elvének követésével nem csak a természetes, hanem az épített környezet védelme is hatékonyá tehető, amelyek szálai mind az emberi egészségvédelemben futnak össze.

1.2.2.3. Egészségvédelem

A nemzetközi egyezmények és irányelvek elfogadása és nemzeti szintű jogi háttérének biztosítása lehetővé teszi a környezeti elemek védelmét, amelyek egyben az egészségvédelem alapjait jelentik: a talaj- és növényvédelem, valamint a megfelelő állategészségügyi előírások követése az élelmiszer-biztonság alappillérei. Megállapítható, hogy az élelmiszerpiacon a hazai termesztésű növények mennyisége csökkenő tendenciát mutat, amíg az import terményeké évek óta növekszik. Ugyanakkor ez utóbbiak szermaradék tartalma egyre magasabb értéket mutat, különösen igaz ez a kifogásolt határérték feletti minták esetében (Gyórfi L. & Vásárhelyi A., 2007). Hazánkban az emberi szervezetet veszélyeztető legfontosabb tényezők az alábbiak (Kádár I., 1997):

- a levegő Pb-, Cd-, Zn-, As- és nikkelszennyezettsége;
- a talajok regionális elsavanyodása;
- a termőréteg kalciumban, magnéziumban, foszforban, káliumban és egyéb nyomelemekben való elszegényedése;
- az elsavanyodó talajokon, a városi és ipari körzetekben, ill. a forgalmas autópályák mentén a növények kitérttségének növekedése;
- az állati termékek és egyéb élelmiszerek esetenkénti szennyeződése.

A Technológiai Előrettekintési Program (TEP) szerint hazánk levegőjének 13 %-a (12 264 km²-nyi terület fölött) szennyezett, amely a lakosság felének jelent életteret. Elsősorban ennek tulajdonítható a légúti és a daganatos megbetegedések terjedése, valamint az allergiára való hajlam általánossá válása. A szennyvíz elvezetésének megoldatlansága sok településen a talajvíz folyamatos kitérttségéhez vezetett, ugyanakkor a rekreációs vizek (pl. Balaton) átlagos vízminősége javult. Az ipari hulladékok csökkenése mellett a növekvő mennyiségű kommunális hulladék elhelyezése egyre nagyobb gondot jelent. Ezekkel párhuzamosan az ezredfordulói folyamatosan csökkent a biodiverzitás (TEP, 2000).

Az emberi fogyasztásra kerülő növényi és állati eredetű élelmiszerek esetében a túl magas és a túl alacsony koncentráció értékek is káros hatásokat válthatnak ki. Az egyes elemek akkumulációja fizikai és kémiai sajátosságai, valamint az adott élőszervezet genetikai jellemzői miatt a különböző növény- és állatfajokban eltérő. Ez a jelenség lehetővé teszi, hogy elsősorban a közvetlen emberi fogyasztásra kerülő zöldségek és más növények esetén alacsony szennyezettségű típusokat szelektáljanak és vonjanak be a termesztésbe. A gyökér, fiatal hajtás, levél, szár, szem irányában általában csökkenő elemtartalom a növényben „szűrőrendszer”-ként működik. A szem ezért általában genetikailag védett a káros elemátvitellekkel szemben, kivéve néhány esszenciális mikroelem (Mo, Se) és a gyökerekben vagy egyéb növényi részekben akkumuláló fajok esetében. A szalmába, ill. a „melléktermékek”-be beépült szennyezőanyagok nem jutnak ki a talaj-növény rendszerből, amennyiben visszazántjuk azokat a talajba. Ilyen módon a káros elemek forgalma egy nagyságrenddel csökkenthető, ill. a tápláléklánc terhelése

mérsékelhető (Kádár I., 1997). A folyamatos növénytermesztés miatt a termőföldek természetes mikroelem tartalma azonban fokozatosan csökken és szerves, ill. műtrágyázással csak kis hányadukat tudjuk pótolni.

A fajonként eltérő elemfelvétel jelensége az állatvilágban is fennáll és a távolabbi jövőben szintén védelmi szűrőként alkalmazható. Belső genetikai szűrőt jelent, hogy a szennyezők elsősorban a vesében, kisebb részben a májban és a tüdőben halmozódnak fel. A fogyasztásra kerülő hús és tojás kitettsége viszonylag alacsony, általában egy nagyságrenddel kevesebb szennyezőanyagot tartalmaz. A szennyezett területekről származó állományoknál a vesét, a májat és a tüdőt inkább hulladékként kell kezelni. A tejbe a káros elemek könnyebben bejutnak, ezért a tejtermékek állandó ellenőrzést igényelnek a fogyasztók védelmében. Közlekedési utak mentén, és szennyezett ipari körzetekben a tejelő tehének legeltetését kerülni kell (Kádár I., 1997).

Az életkorral növekedhet egyes szennyező elemek (pl. Cd) beépülése az állati szervekbe, ezért az emberi szervezet egészségvédelme érdekében előnyben kell részesíteni a fiatal állatok fogyasztását. Közlekedési utak mellett, városi és szennyezett ipari vidékeken kerülni kell a közvetlen fogyasztásra történő gyümölcs- és zöldségtermesztést. A toxikus elemek talajbeli mobilitását, valamint növényi, állati és emberi szervezetbe való bejutását (felvételét, felszívódását) gátolhatják olyan "védő" elemek, mint például a kalcium, a magnézium, a foszfor és a kálium. Ezek túlzott bevitelére azonban – például az ivóvízzel – szintén káros hatásokhoz vezethet. Az egész táplálékláncban biztosítani kell a kiegyensúlyozott tápanyagellátást, amely biokémiai mechanizmusai során védelmet nyújthat az elemdúsulásoktól. A táplálkozással történő bevitel mellett a hosszú ideig folytatott szenvedélyekkel, például a dohányzással ennél jóval veszélyesebb krónikus hatásoknak tehető ki az emberi szervezet (Kádár I., 1997).

Az egészségkockázat becsléséhez mind az Egyesült Államokban, mind az EU-ban rendelkezésre állnak a referencia értékeket (referencia dózis) tartalmazó adatbázisok (US EPA, 1993; JECFA, 1997), amelyekhez viszonyíthatók az egyes vizsgált esetekben mért szennyezőanyagok koncentráció értékei. Ezek alapján az egyes környezeti elemekre határértékrendszereket állítottak fel, amelyek segítségével következtetések vonhatók le a kitett egyedek és populációk egészségének veszélyeztetettségére vonatkozóan. Érzékenységi csoportok elkülönítésével a becslés tovább pontosítható és konkrét védekezési, ill. megelőzési lépések tehetők. Az emberi szervezet esetében a táplálkozással bevitt szennyezőanyagok káros hatásaihoz hozzáadódó munkahelyi kitettség megfékezésére a szakterületenként változó munkavédelmi rendszabályok betartását ma már minden munkahely esetében ellenőrzik. Az előírászerűen időnként végzett orvosi vizsgálatok is a káros hatások bekövetkezésének megelőzését szolgálják, miközben adatokat biztosítanak a hasonló munkakörben dolgozók kitettségének becsléséhez.

1.2.3. Magyar jogszabályrendszer

A csatlakozással Magyarország elfogadta az uniós környezetpolitikát, ezért az előírt határidőkön belül hazánkban meg kell valósítania annak jogszabályi hátterét. Az EU direktívák így fokozatosan beépülnek a magyar jogszabályokba és a környezettudatos nevelés, ill. oktatás is egyre nagyobb hangsúlyt kap. A környezet védelmének általános szabályairól szóló 1995. évi LIII., a vízgazdálkodásról szóló 1995. évi LVII. és a hulladékgazdálkodásról szóló 2000. évi XLIII. törvény módosítását a környezeti felelősségről hozott 2007. évi XXIX. törvény tartalmazza. Ez az Európai Parlament és az EC 2004/35/EC irányelvének (2004. április 21.) felel meg 2007. április 30-i hatállyal és a Nemzeti Fejlesztési Tervhez (NFT) kapcsolódóan elkészült első Nemzeti Környezetvédelmi Program (NKP) alapját képezi (83/1997. (IX. 26.) OGY határozat).

Az NKP keretein belül 1996-ban elindult az Országos Környezeti Kármentesítési Program (OKKP), amelynek jogszabályi hátterét a 219/2004. (VII. 21.) Kormányrendelet biztosítja. A kormányrendelet minden olyan tevékenységre vonatkozik, amely a felszín alatti földtani közeget igénybe veszi (pl. bányák és vegyi üzemek, állattartó és állati termékeket feldolgozó telepek). Célja a földtani közegben és a felszín alatti vizekben hátrahagyott szennyeződések feltárása, az érintett környezeti elemek veszélyeztetettségének és károsodásának felmérése, országos számbavétele (első ütem: 1997-2004), ill. a Nemzeti Kármentesítési Prioritási Lista (NKPL) összeállítása után alprogramok készítése, valamint ezeken belül a lista szerinti sorrendben a szennyezettség csökkentése. A felmérés után 2003-2008-ra tervezték az NKP második ütemét és 2004-től minden alprogramban megkezdődött az egyedi kármentesítési munkálatok végrehajtása. Két országos térinformatikai rendszert (FAVI = Felszín Alatti Víz és Földtani Közeg Környezetvédelmi Nyilvántartási Rendszer; KÁRINFO = Kármentesítési Információs Rendszer) működtetnek és fejlesztenek folyamatosan, amelyek mind a nemzeti, mind a nemzetközi adatszolgáltatás feladatát ellájtják (VITUKI Kht., 2005). A közeljövőre vonatkozó célok között szerepel a középtávú környezetpolitikai tervezés szabályozásának és rendszerének megújítása, valamint ehhez szorosan kapcsolódva a harmadik ütem előkészítése (Almássy E., 2002).

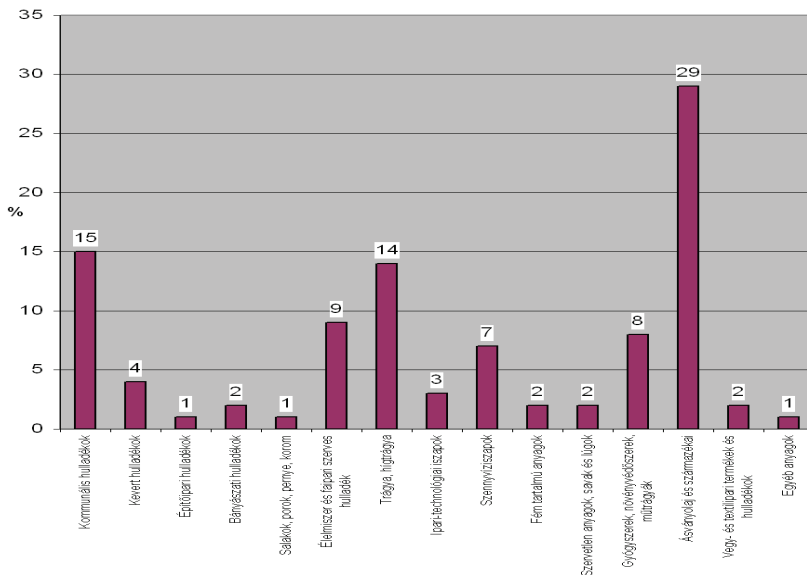
Az Országgyűlés 1999-ben megszavazta a környezetkímélő, többfunkciós mezőgazdaság támogatását a talaj-, táj- és vízbázis védelem, a fajok, az ökológiai rendszerek, az élőhelyek és a biodiverzitás védelme figyelembevételével a Nemzeti Agrár-környezetvédelmi Program keretein belül (2253/1999. (X. 7.) Kormányhatározat). 2002-ben elindult az Érzékeny Természeti Területek Alprogram, amelyben a mezőgazdasági földek mellett az egyéb hasznosítási területekre is kiterjesztették a talajvédelmi politikát a magyar talajvédelmi stratégia megtervezéséhez. A Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer (TIM) folyamatos működtetése háttérben évtizedes talajtérképezési és -vizsgálati tevékenység áll, amely mára

komoly információbázist hozott létre (Marth P. & Karkalik A., 2004). A magyar mezőgazdaság a környezetvédelem érdekében történő átalakulásának anyagi támogatása azonban az utóbbi években egyre jobban elmarad a többi tagállamétól, így hazánk kiváló adottságai ellenére a mezőgazdaság egyre nehezebb helyzetbe kerül. Ezért a gyakorlatban a talajvédelem helyett a létfenntartásra helyeződik a hangsúly. A csatlakozás miatt enyhülő állategészségügyi előírások és a nyugatról beengedett állományok miatt pedig fokozatosan olyan betegségek (PRRS = porcine reproductive and respiratory syndrome, sertések reprodukciós zavarokkal és légzőszervi tünetekkel járó szindrómája; BSE = bovine spongiform encephalopathia, szivacsos agyvelőkór szarvasmarhában, ill. scrapie = súrlókór juhban) is megjelennek hazánkban, amelyekkel szemben a korábbi előírások megváltoztatása miatt már nincs megfelelő védelem (Varga J. et al., 1999).

1.2.4. Határértékek

Hazánkban az egységes környezethasználati engedélyezési eljárás (193/2001. (X. 19.) Kr.) a 96/61/EC Direktíván, a veszélyes anyagokkal kapcsolatos, súlyos balesetek elleni védekezés (2/2001. (I. 17.) Kr.) pedig a Seveso II Direktíván alapul. Az ipari vállalatok működésének ellenőrzését az EU Környezetmenedzsment és Audit Rendszere (EMAS = European Eco Management & Audit Scheme), valamint az IPPC szolgálja, amelyet követ a Magyar Tisztább Termelés Központja (TTM) az ipari és mezőgazdasági vállalatok felülvizsgálatában és környezethatékony átszervezésében (Németh T. et al., 2005). Ezek alapján a szennyezőanyagok csoportjai szerint a legnagyobb összesített szennyezett terület háttérében az ásványolaj és származékainak csoportja áll (3. ábra), amelyet a kommunális hulladékok, ill. a (híg)trágya csoport jóval kisebb részarányal követ. A bányászatból eredő hulladékok és az ipari technológiai iszapok csoportja a szennyezett területek viszonylag kis százalékában játszik szerepet (VITUKI Kht., 2005).

1997-ben az EC az 1985-ben hozott 85/337/EEC rendeletet helyesbítve újra összefoglalta a közbeszerzési és egyéni beruházások környezetre gyakorolt hatásvizsgálatának előírásait (97/11/EC). Erre épül a 20/2001. (II. 14.) sz. Kr., amely a környezeti hatásvizsgálat (EIA = Environmental Impact Assessment) Magyarországon előírt lépéseit tartalmazza. 2000-ben rendeletet hoztak a hatásvizsgálat és a kockázatbecslés alapját jelentő magyar határértékekről a talajra és a talajvízre vonatkozóan (10/2000. (VI. 2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet), valamint a felszín alatti vizek minőségét érintő tevékenységekkel összefüggő egyes feladatokról (33/2000. (III. 17.) Kr.). 2001-ben rendelkeztek a vegyi anyagok kockázatának becsléséről és a kockázat csökkentéséről (12/2001. (V. 4.) KöM-EüM együttes rendelet).



1.3. ábra: A szennyezett területek anyagcsoportok szerinti megoszlása (VITUKI Kht., 2005)

A szennyezettség mértékének és az esetleges kármentesítés célértékeinek megállapításához minden ország határértékeket állapított meg az általa védendő értékek szerint. Így a határértékrendszerek felállításakor általában kétféle szempont érvényesült (Szvetnik N., 1997; Filep Gy. et al., 2002):

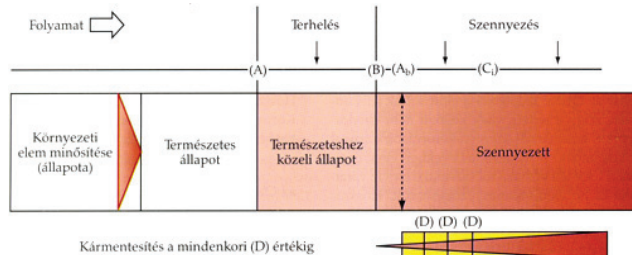
- a természeti adottságok védelme
- a területhasználat megőrzése.

Szennyezett területek esetében általában az előbbi, új beruházásoknál pedig az utóbbi szempont kerül előtérbe a célállapot meghatározásánál. Ugyanakkor mindkét megközelítést a környezet természetestől eltérő állapotának javítását segíti a talaj multifunkcionalitásának elvét követve és az anyag-, ill. helyspecifikus jellemzőket figyelembe véve (Filep Gy. et al., 2002; Kádár I., 1997).

A határértékrendszerek általában hármassal minősítésen alapulnak: minden szennyező anyag esetében feltüntetnek egy viszonyítási (általában háttér)értéket (A), egy köztes (általában károsodáshoz még nem vezető) szennyezettségi határértéket (B) és egy ennél magasabb (általában már biztosan valamilyen károsodáshoz vezető) beavatkozási értéket (C) (1.4. ábra). A jelenleg használt magyar határértékrendszer alapját a '90-es évek elején elterjedt két lista képezi: a berlini és az Eikmann-Kloke-lista (Kádár I., 1997). Az előbbi talajra négy, talajvízre három értéket ad meg az eltérő területtípusok szerint (Visser, W. J. F., 1993), az utóbbi a viszonyítási érték (A) mellett két (B,C) határértéket rendel nyolc különböző területhasználatához (Eikmann,

Th. & Kloke, A., 1991). Ezek ötvözésével a magyar határértékrendszer is alapvetően három minősítést alkalmaz (10/2000. (VI. 2.) KÖM-EüM-FVM KHVM együttes rendelet):

1. (A) háttérkoncentráció: reprezentatív érték, egyes anyag természetes vagy ahhoz közeli állapotot jellemző koncentrációja a felszín alatti vízben, ill. a talajban;
2. (B) szennyezettségi határérték: felszín alatti víznél az ivóvízminőség és a vízi ökoszisztéma igényei, földtani közeg esetében a talajok multifunkcionalitásának és a felszín alatti vizek szennyezéssel szembeni érzékenységének figyelembevételével meghatározott kockázatos anyag koncentráció;
3. (C) intézkedési szennyezettségi határérték: egy adott terület – külön jogszabály szerinti – szennyeződés érzékenységétől függően meghatározott kockázatos anyag koncentráció, amelyet meghaladó érték esetén – (E) egyedi szennyezettségi határérték vagy (D) kármentesítési szennyezettségi határérték hiányában a környezetvédelmi felügyelőségnek intézkednie kell.



1.4. ábra: A magyar határértékrendszer elemeinek egymáshoz viszonyított helyzete (Almássy E., 2002)

A (D) érték komplex értékelésen, a kockázatos anyagnak a környezeti elemek közötti megoszlására, viselkedésére, terjedésére vonatkozó méréseken vagy modellszámításokon, mennyiségi kockázatfelmérésen alapuló, a területhasználat figyelembevételével, a kármentesítési eljárás keretében, hatósági határozatban előírt koncentráció, amelyet az emberi egészség és az ökoszisztémák károsodásának megelőzése érdekében a kármentesítés eredményeként el kell érni. Az (E) érték a telephelyen a (B) szennyezettségi határérték helyett a helyzet tényleges ismerete alapján mennyiségi kockázatfelmérésre támaszkodóan, a területhasználat figyelembevételével hatósági határozatban megállapított szennyezettségi határérték. A (B) értéknél nem lehet szigorúbb és nem lehet enyhébb a vizsgálattal megállapított tényleges szennyezettségi koncentrációnál, ill. a (D) értéknél (10/2000. A fentiek mellett bevezették az (A_b) bizonyított háttérkoncentrációt, amely az adott térségre jellemző, az (A) háttérkoncentráció helyett alkalmazandó, a természetes adottságok, továbbá felszín alatti vízben, földtani közegen kívüli más környezeti elemeken keresztül történő terhelés hatására kialakuló koncentráció. Értékét a környezetvédelmi felügyelőség az engedélyezés vagy a kármentesítés során vizsgálatokra alapozva állapítja meg (VI. 2.) KÖM-EüM-FVM KHVM együttes rendelet).

Az élelmiszerek vegyi szennyezettségének megengedhető mértékéről miniszteri rendelet (17/1999. (VI. 16.) EüM r.) született, amely az emberi szervezet számára maximálisan megengedhető koncentráció értékeket tartalmazza minden forgalmazott, élelmiszernek minősülő termék esetében. A többi élőszervezetre vonatkozó toxicitási adatok az adott tudományterület szakirodalmában találhatóak meg. A környezeti elemek esetében ezekhez az értékekhez, az emberi szervezet esetében pedig általában az US EPA vagy a JECFA adatbázisában összefoglalt referencia dózis értékekhez viszonyítják a vizsgált hatásviselőkre számított szennyezőanyag koncentrációt a kockázatbecslés során.

1.3. A kockázatelemzéssel kapcsolatos alapfogalmak

1.3.1. Zavar és károsodás

Zavar (disturbance) lehet bármely olyan esemény vagy eseménysorozat, amely egy ökoszisztéma, élőközösség vagy populáció szerkezetét megbontja és megváltoztatja annak nyugalmát, alapvető lételemeit vagy fizikai környezetét (White & Pickett, 1985).

A károsodás (harm) olyan változás, amely valamely környezeti elem (egészségi) állapotára, mozgására, szerkezeti vagy működési jellemzőjére negatív hatást fejt ki: morfológiai, fiziológiai, növekedés-, ill. fejlődés- vagy szaporodásbeli változás, egy vagy több élőszervezet működési rendellenessége, esetleg várható élettartamának vagy ellenállóképességének csökkenése a többi hatással szemben mutatott érzékenység növekedése mellett (OECD, 2003).

Egy ilyen eseménynek, eseménysorozatnak vagy változásnak kitett élőszervezetet, rendszert vagy (szub)populációt és annak utódait érő összes zavart és károsodást káros hatásnak (adverse effect) nevezzük (Fairman, R. et al., 1998). A környezeti károsodás bármely jelentős és kiterjedt káros hatás megnyilvánulása, amely bizonyítottan elérheti a szárazföldi vagy a vízi ökoszisztémákat vagy más természetes élőhelyeket, az általa veszélyeztetett vagy fenyegetett fajok populációin káros hatásokat kiváltva, ill. azok elterjedési területét csökkentve vagy a környezet állapotának jelentős minőségromlását eredményezve. A káros hatásnak való kitettség kiváltója (stresszor) általában egy vegyi anyag, de bármilyen ártalmas fizikai, kémiai vagy biológiai elem, helyzet vagy cselekvés is lehet (Stansell, K. & Marvelli, M., 2005). Az adott károsodás mértékének becslésénél figyelembe veszik a hatás típusát, intenzitását és nagyságát, valamint helyrehozatalának lehetőségét. A hatás

- elsődleges (primer) vagy közvetlen (direkt), ha a stresszor közvetlenül a vizsgált környezeti elemre hat,
- másodlagos (szekunder) vagy közvetett (indirekt), ha az ökoszisztéma más összetevőin keresztül hat a vizsgált környezeti elemre (OECD, 2003).

Dominó hatásnak (domino effect) nevezzük egy másodlagos esemény kiváltását, egy előzetes esemény (pl. robbanás) okozta szennyezőanyag kibocsátást, amelynek hatására megnövekedhet az adott szennyezőforrás kitettségének mértéke, a kitett terület nagysága és mindezek következményeinek súlyossága (AICE, 1989).

1.3.2. Veszély

Egy káros hatás vagy esemény bekövetkezésének felmerülésénél általánosságban csak veszélyről vagy látens kockázatról beszélhetünk, amely több feltétel együttes megléte esetén alakul tényleges kockázattá. Általánosságban a veszély (hazard) a károsodáshoz vezető potenciál (Fairman, R. et al., 1998), egy olyan kémiai, fizikai, műszaki vagy gazdasági állapot, amely emberre, vagyontárgyakra, műszaki létesítményekre vagy a környezetre káros lehet (AICE, 1989). Veszély lehet minden olyan helyzet, cselekvés vagy jelenség, amely nemkívánatos következmény(ek)e)t hordoz magában (Filep Gy. et al., 2002).

Környezetszennyezés esetében a Seveso II Direktíva (96/82/EC, 1996) és az OECD (2003) szerint egy szennyezőanyagban annak kémiai szerkezetéből adódó vagy egy helyzetben benne rejlő olyan (immanens) tulajdonság, amely káros hatás(oka)t válthat ki egy vagy több környezeti elemre vagy az emberre.

1.3.2.1. Hatóanyag és szennyezőanyag

Hatóanyagnak (agent) nevezzük az olyan növényi (radix, tuber, rhizoma, cortex, folium, anthodium, flos, fructus, galbulus, semen, farina), állati (pl. cetaceum, cera) és ásványi (pl. bolus alba, kalcium-karbonát, talkum) eredetű nyersanyagokból (drogokból) származó vegyületeket, amelyeket jótékony (pozitív) vagy káros (negatív) hatásuk miatt közvetlenül, előkészítés nélkül használunk pl. gyógyszerként vagy legfeljebb konzerváló eljárásnak (leggyakrabban szárításnak) alávetve – ha ez szükséges. A nyersanyagok általában csak kis mennyiségben tartalmazzák a belőlük kivonható hatóanyagot, a fennmaradó, nagyobb mennyiségű, hatástalan anyagot ballasztoknak nevezzük. A drogokból különböző eljárásokkal (pl. vízzel, alkohollal, éterrel, acetonnal) kivont, nagyobb koncentrációjú hatóanyagot és kevesebb ballasztot tartalmazó készítmények (galenikumok) már gyógyszernek minősülnek (Simon F., 1987).

Szennyezőanyag (contaminant) lehet bármely fizikai, kémiai vagy biológiai elem, vegyület vagy ezek keveréke, amely káros hatást válthat ki a környezeti elemekben (US EPA, 1986). Minden anyag – még egy gyógyszer is – okozhat azonban káros hatásokat, ha túlzott mennyiségben kerül egy környezeti elembe, amely mennyiséget dózis-hatás vizsgálatok alapján határozzák meg az adott környezeti elemre (toxikológia) (Gruiz K. et al., 2001).

Az élőszervezet hatóanyagokra adott válaszával és a válaszok biológiai hátterével a gyógyszerhatástanon belül a farmakodinámia, felszívódásuk valamint az adott élőszervezetben belüli megoszlásuk és kiürülésük módjával, ill. időbeli lefolyásával a farmakokinetika, a hatóanyagok és szennyezőanyagok nemkívánatos hatásaival pedig a toxikológia foglalkozik. Az iparosodás ugrásszerű fejlődése és a vegyi anyagok használatának elterjedése óta a ható- és szennyezőanyagok általában mesterséges eredetűek. Csoportosításuk történhet halmazállapotuk, eredetük vagy a veszélyeztetett, ill. már károsodott környezeti elemek szerint, általában azonban a kémiai szerkezetük alapján rendszerezik azokat (Filep Gy. et al., 2002):

- A) szervetlen szennyezők:
 - 1. toxikus nehézfémek
 - 2. nagyadagú nitrogén műtrágyák
- B) szerves szennyezők:
 - 1. peszticidok
 - 2. nem peszticid jellegű szerves szennyezők
 - a) klórozott alifás szénhidrogének
 - b) aromás szénhidrogének
 - c) klórozott aromás szénhidrogének
 - d) kőolaj és olajszármazékok
 - e) szilárd műanyagok
 - f) mosószerek

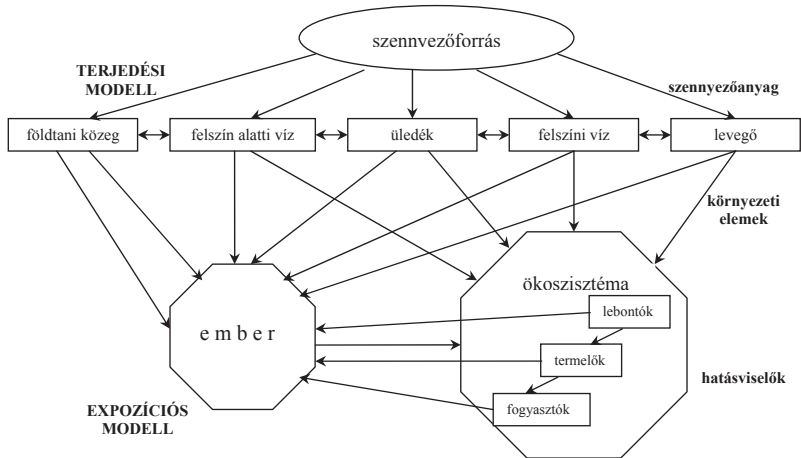
A veszélyes anyagok (dangerous substances) listáját a Seveso II Direktíva tartalmazza.

1.3.2.2. Elérési útvonal

Elérési útnak nevezünk minden olyan közvetlen vagy közvetett kapcsolatot, amelyen keresztül a szennyezőanyag eljuthat a forrástól a hatásviselőig és azzal kapcsolatba kerülve károsító hatást okoz (1.5. ábra). Ezért egy élőszervezetben a káros hatás kialakulásának feltétele nem csupán a szennyezőanyag jelenléte és fizikai transzportja, hanem a hozzáférhetőség, azaz a (bio)kémiai kölcsönhatás kialakulása is (Laczay P., 1995).

A forrás egy olyan környezeti elem vagy cselekedet, amely egy vagy több kémiai, fizikai vagy biológiai stresszort, ill. sokszor ezek keverékét bocsátja ki a környezetbe. A forrás kifejezést általában a kémiai stresszoroknál használják a környezetbe jutott szennyezőanyagok típusának, mértékének és hatásterületének megadásához (Stansell, K. & Marvelli, M., 2005).

Közvetlen elérési útnak minősül az egyes környezeti elemek vizsgált hatásviselőinek megkötődés, beépülés, táplálkozás (orális), légzés (inhalációs) és bőrön keresztüli érintkezés (dermális) útján történő szennyezőanyag felvétele. A közvetett kapcsolatok a más hatásviselő(k)ön keresztül vezető elérési útvonalak, amelyek részletes azonosítása az ökoszisztémák esetében például az adott szennyezőanyag hasznosulásának (megkötődés, beépülés, átalakítás, raktározás) és az életmódbeli szokások vizsgálatán alapul.



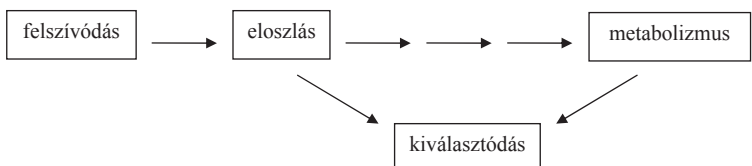
1.5. ábra: Szennyezett területek integrált kockázati modelljének elvi felépítése (Gruiz K. et al., 2001)

1.3.2.3. Környezeti elem

Környezeti elem a föld, a levegő, a víz, az élővilág (ökoszisztéma), valamint az ember által létrehozott épített (mesterséges) környezet, továbbá ezek összetevői (1995. évi LIII. törvény). Természettudományos megközelítésben a földtani közeg (a talaj és a mélyebb rétegek), a levegő, a felszíni és felszín alatti víz, az ökoszisztéma és benne az ember, valamint a mesterséges emberi létesítmények és ezek összetevői.

Az élettelen környezeti elemek általában a közvetítő közegek szerepét töltik be a szennezőforrás és a hatásviselő(k) között, miközben maguk is szenvedhetnek minőségromlást. Amennyiben ez a minőségromlás természetes módon visszafordíthatatlan következményekhez vezet és élő környezeti elemeket is veszélyeztet vagy más (pl. műszaki vagy gazdasági) károsodást eredményez, környezeti kockázatelemzés és kockázatkezelés útján szükséges felmérni a károsodás mértékét.

A testidegen kémiai anyagok előszervezetekbe való bejutása után általában négy egymáshoz kapcsolódó fázisban követhető a vizsgált anyag sorsa: mozgása (átjutása a biológiai membránokon) és diszpozíciója (beépülése, felhalmozódása, átalakulása,...) (1.6. ábra):



1.6. ábra: A mérgek sorsa a szervezetben (Laczay P., 1995)

A kiváltott káros hatás mértékét és egyéb jellemzőit kitérttségvizsgálat során elemzik és becslik. A hatás korlátozódhat a bejutás helyére (helyi, lokális hatás) vagy jelentkezhethet az élőszervezet egyéb pontjain, sokszor annak egészére kiterjedve (szisztémás hatás) (Lacza P., 1995). Az emberi szervezet károsodásának vizsgálatával az egészségkockázat elemzés foglalkozik.

1.3.2.4. Hatásviselő

A hatásviselő (receptor) a vizsgálati végpont egy összetevője (US EPA, 1986), az a vizsgált célszervezet vagy bármely környezeti elem, annak ökoszisztémája vagy az azzal kapcsolatban álló emberek csoportja, amelyre az adott szennyezőanyag valamely elérési úton (stresszoron) keresztül káros hatást fejthet ki (Gondi F. et al., 2004). Hatásviselő lehet az emberi szervezet vagy bármely más élő és élettelen környezeti elem: az ökoszisztéma bármely faja, populációja, ill. egyede, a levegő, a felszíni és felszín alatti víz, a talaj, a földtani közeg és az épített környezet bármely mesterséges létesítménye.

Vizsgálati végpontnak nevezzük azt a környezeti értéket, amely védelemre szorul és tükrözi a kitért rendszer alapvető jellemzőit, valamint funkcionális kapcsolatban áll más végpontokkal. Jogilag egy kitért ökológiai tényező (faj, populáció, fajok egy csoportja, egy ökoszisztéma jellemzője vagy funkciója, esetleg egy sajátos élőhely) és annak sajátosságai, amely az adott vizsgálat tárgyát képezik (US EPA, 1986).

Gyakran nincs lehetőség a vizsgált végpontra gyakorolt hatás közvetlen megismerésére, főleg ritka és védett fajok, de különösen az emberi szervezet esetében. Ilyenkor tesztorganizmusokon vizsgálják az adott szennyezőanyag hatását, amelyek alkalmasak arra, hogy jól mérhető és reprodukálható választ adjanak, és ez a válasz arányos legyen a vizsgált vegyi anyag mennyiségével, ill. koncentrációjával. Kontrollált körülmények között azonos korú és tulajdonságú egyedekből álló tenyészeteket alkalmaznak a laboratóriumi ökotoxikológiai tesztekhez és az aktív biomonitoring vizsgálatokhoz a pontos és biztosan reprodukálható válasz kinyerése érdekében. A toxikológiai adatok extrapolációjánál azonban figyelembe kell venni a választott tesztorganizmus és a vizsgált faj közötti eltéréseket (Gruiz K. et al., 2001).

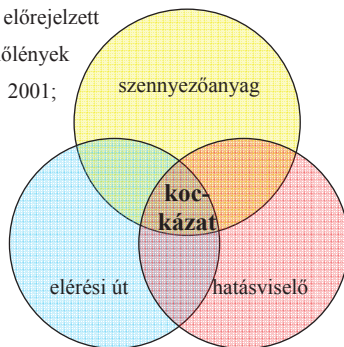
1.3.3. Kockázat

1.3.3.1. A kockázat fogalmának összetettsége

A kockázat (risk) fogalmát néhány hivatkozásban csak a [0;1] intervallumon értelmezték valószínűségként definiálják (US EPA, 1992; ACDH, 1996). Általánosságban egy meghatározott időtartam (rendszerint egy év) alatt vagy adott körülmények hatására bekövetkező, nemkívánatos esemény matematikai valószínűsége (Charactered Insurance Institute, 1974; HSE, 1992). Az AICE (1989), a Seveso II Direktíva (96/82/EC, 1996), valamint Fairman és munkatársai (1998)

szerint azonban a valószínűség mellett a káros esemény vagy hatás súlyosságát is kifejezi a vizsgált hatásviselőre nézve.

Környezetszennyezésnél egy vegyi anyag veszélyessége a kémiai szerkezetéből adódó, benne rejlő (immanens) tulajdonság, kockázata viszont a környezettel való kölcsönhatása révén nyilvánul meg (1.7. ábra) és függ a környezet, ill. a környezetet használó élőlények tulajdonságaitól is (Gruiz K. et al., 2001). A magyar jogi meghatározásban nem jelenik meg a gyakorisági vonatkoztatás: „az ökoszisztéma, ill. az emberi egészség romlásának, károsodásának várható mértéke és bekövetkezési valószínűsége” (33/2000. (III.17.) Kr.), a 2000 utáni minisztériumi kiadványokban azonban már igen: a vegyi anyagok okozta káros hatás bekövetkezésének valószínűsége, tényleges vagy előrejelzett előfordulási gyakorisága, amennyiben az ember vagy az élőlények bizonyos fokú expozíciója bekövetkezik (Dura Gy. et al., 2001; Gondí F. et al., 2004).



1.7. ábra: A kockázat kialakulásához szükséges három alapfeltétel (Health Canada, 1993)

A fentiek alapján az alábbi definíció adható: A kockázat egy esemény bekövetkezése valószínűségének és következménye súlyosságának szorzata egységnyi időre vagy más gyakorisági mértékegységre vonatkoztatva:

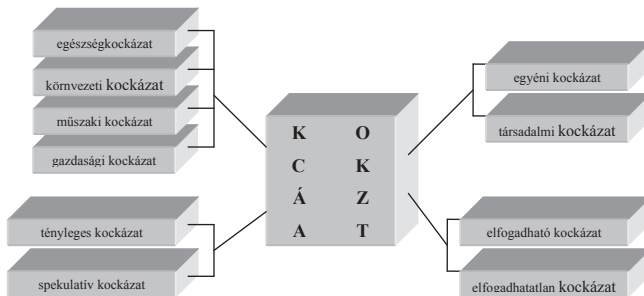
$$R = P \cdot S = F \cdot S \quad (1)$$

ahol R (risk) a kockázat mértéke, P (probability, likelihood) és F (frequency) a vizsgált, nemkívánatos esemény bekövetkezésének valószínűsége, ill. gyakorisága valamely időegységben vagy gyakorisági mértékegységbe kifejezve (leggyakrabban [1/év] vagy műszaki kockázatnál pl. [1/100 bekapcsolás], [1/1000 fordulat]); S (seriousness of consequence) az adott nemkívánatos esemény következményének súlyossága, amely dimenzió nélküli szám (pl. 10^{-4} = tízezer ember közül egy meghalhat). A kockázat mértékegysége tehát megegyezik a számításához legalkalmasabb valószínűségi gyakorisági dimenzióval (AICE, 1989).

A műszaki kockázatban a kudarc valószínűségét (failure probability) a terhelésre vagy egy adott időintervallumra vonatkoztatják és a szerelvények, ill. műszaki eszközök egy darabjának elromlására – de nem a részlegesen holt időre – értik. Az „elromlások” száma a kudarcráta (failure rate), amelyet a teljes működés alatt eltelt időre határoznak meg. A kudarc vagy kár mértékét az adott műszaki eszköz minőségromlásának függvényében, rendszerint csökkent

teljesítőképessége szerint sorolják a „katasztrofális”, a „fokozatosan gyengülő” vagy a „gyengülni kezdő” kategóriákba (AICE, 1989).

A kockázat tárgya szerint megkülönböztethetjük az emberi szervezet egészség-, más környezeti elemek környezeti vagy emberi létesítmények károsodását jellemző műszaki, de leggyakrabban az anyagi károsodást becsülő gazdasági kockázatot. Ezeken belül elkülöníthető az egy vizsgált egyedre egyéni vagy ezen egyed egész közösségére vonatkozó társadalmi kockázat. Beszélhetünk valóban fennálló tényleges és feltételezett vagy előre megjósolt spekulatív kockázatról (1.8. ábra). A számított eredmény ezek mindegyikénél osztályozható az elfogadhatóság szerint és ezen belül további intervallumok adhatók meg a kockázat nagyságának minősítésére (OECD, 2003).



1.8. ábra: A kockázat fogalomrendszere az EOCD (2003) alapján

Az egészségkockázat becslésben az alkalmazott referencia dózisokhoz történő és a környezeti kockázatbecslésben a megfelelő határértékekhez történő viszonyítással kapott kockázati tényező dimenzió nélküli mérőszámként lehetővé teszi az összehasonlítás és sorrendiség felállítását különböző kockázati szintek között annak érdekében, hogy meghatározzuk azok prioritását, amelyek a leghamarabb igényelnek kockázatsökkentő beavatkozást (Fairman, R. et al., 1998; Szvetnik N., 2001).

A kockázatvizsgálat egy adott esemény gyakoriságának és következményeinek, valamint ezek kombinálására kidolgozott, matematikai módszereken és mérnöki számításokon alapuló mennyiségi becslése (AICE, 1989). Ezen kockázatvizsgálat eredményeit felhasználva a kockázatelemzés során döntéseket hoznak a kockázatsökkentési stratégiák relatív rangsorolásával vagy a kockázat célkitűzésének összevetésével. Maga a határozathozó eljárás a kockázat management, amelynek során kiválasztják az egyes opciók közül a legtöbb kritériumnak megfelelő alternatívát. A kockázatalapú előnyös döntés olyan folyamat, amikor egy eseménnyel vagy döntéssel kapcsolatos kockázat kiküszöbölése mellett annak jótékony hatását is figyelembe vesszük. Matematikai számítások nélkül azonban ezt egyénileg általában eltérő módon észleljük a vizsgált esemény relatív fontossága és következményeinek relatív súlyossága,

valamint erkölcsi és politikai ítélőképességünk, ill. az ezekkel kapcsolatos kulturális értékeink eltérései miatt (Fairman, R. et al., 1998).

1.3.3.2. Következmény

Egy káros esemény várható hatásainak bekövetkezéseként kapott eredmény a következmény (consequence), amelynek valószínűségét, ill. gyakorisága függvényében vizsgálunk (következmény vizsgálat, consequence analysis) (AICE, 1989). Egy kiválasztott populációra ható veszély megnyilvánulásának vagy hatásának kivizsgálása és az annak való sajátos kitétség és az egészségi, ill. környezeti következmények közötti arány mennyiségi meghatározása a következmény elemzés (consequence assessment). A következmény súlyossága (seriousness of consequence) dimenzió nélküli szám: a kiváltó hatás, a vizsgált hatásviselő és a következmény jellege szerint általában a károsodott egyedek számának és a teljes érintett populáció egyedszámának arányával szokták kifejezni (pl. 10^{-4} = tízezer emberből egy megbetegszik). (Fairman R. et al., 1998). A továbbiakban a környezeti és egészségkockázattal foglalkozom részletesebben.

1.3.3.3. Környezeti kockázat

A korábban csak vízi ökoszisztémák szennyeződését vizsgáló kutatások során a '80-as évektől a lassabb transzportfolyamatokkal jellemezhető szárazföldi ökoszisztémákkal is foglalkozni kezdtek. A környezeti kockázat (ERA = Ecological Risk Assessment) becslését ma már néhány országban minden szennyezett terület vizsgálatánál előírják, általában azonban csak bizonyos területhasználatok vagy az adott terület egy részének vizsgálata esetén számítják ki a szükséges mérések magas költség- és idővonzata miatt (Gondi F. et al., 2004).

A vizsgált környezeti paraméter általában a vizsgált szennyezőanyag egy környezeti elemben mért vagy számított koncentráció értéke (PEC, predicted environmental concentration), amely megfelelő adatelőkészítés után alkalmassá válik egy referencia értékkel (NEC, no effect concentration) való összevetésre. A referencia érték a vizsgált területre és környezeti elemre jellemző, ökológiai tesztekkel vagy a kutatási területen a szennyeződés előtt vagy attól távolabb mért helyspecifikus érték, amelynek hiányában irodalmi adatbázisokból származó általánosított vagy országos szennyezettségi (nálunk általában a B) határértéket (PNEC, predicted no effect concentration) szoktak megadni (Gruiz K. et al., Gondi F. et al., 2004):

$$ERQ = \frac{PEC}{(P)NEC} \quad (2)$$

ahol ERQ (environmental risk quotient) a vizsgált környezeti elem kockázati hányadosa [-], PEC a vizsgált környezeti elemben mért vagy arra számított szennyezőanyag koncentráció [mg/kg], $PNEC$ a vizsgált környezeti elemre még károsan nem ható szennyezőanyag koncentráció [mg/kg].

A környezeti kockázatelemzés során nem csak egyetlen faj (tesztorganizmus) vizsgálata szükséges, hanem az érintett ökoszisztéma egy előre meghatározott védelmi szintjének megfelelő fajszámú csoportjának kitettségelemzése. Az adott szennyezőanyag vizsgált környezeti elemben mért koncentrációja mellett annak évszakonkénti hozzáférhetőségét is vizsgálni kell a hatásviselő szempontjából a megfelelő fizikai és kémiai paraméterek (pl. hőmérséklet, szervesanyag- és nedvességtartalom, kémhatás, redox-potenciál, mikrobiális aktivitás,...) reprezentatív mérésével. Kiterjedt ökotoxikológiai adatbázis felhasználása esetén statisztikai eljárással, kevés adat esetén az LC₅₀, ill. a NOEC érték egy biztonsági faktorról való osztásával határozzák meg a célértéket.

A szennyezőanyagoként számított kockázati hányadosokat összegezve megkapjuk a vizsgált környezeti elemre eső összegzett környezeti kockázat értékét, amely akkor minősíthető elfogadhatatlannak, ha egynél nagyobb:

$$EI = \sum ERQ \quad (3)$$

ahol *EI* (environmental hazard index) a környezeti kockázati index [-].

A környezeti kockázatbecslés során többszörösen összetett természeti folyamatokat kell feltárni azok jellemzőinek, változékonyságának, összefüggéseinek, valamint az adott szennyezőanyag terjedési körülményeinek és biokémiai hozzáférhetőségének megismeréséhez. Keverékek esetén az egyes szennyezőanyagok segítő (szinergens), ill. gátló (antagonista) hatását is figyelembe kell vennünk, a természetben lezajló összes folyamat feltárására azonban általában nincs lehetőség, ezért az anyagi feltételek szem előtt tartásával szükséges körültekintő felmérést és toxicitásvizsgálatot végeznünk (Gruiz K. et al., 2001; Gondi F. et al., 2004).

A környezeti kockázatelemzés háttérében is általában az emberi szervezetet érő káros hatások kiküszöbölése az elsődleges cél, ezért még a lakott területektől távolabb is szükség van az emberhez mint hatásviselőhöz vezető feltételezett elérési útvonalak felderítésére. Ezek eredményeit azonban már az egészségkockázat becslésben használják fel.

1.3.3.4. Egészségkockázat

A környezeti kockázatbecsléshez hasonlóan az emberi szervezetben lejátszódó biokémiai folyamatok felderítésével és az emberhez vezető elérési útvonalak feltárásával becsülhető az egészségkockázat (HRA = Human Risk Assessment). Általában több hatásviselői csoportot is figyelembe kell venni az eltérő érzékenység vagy életmódbeli szokások miatt. Ez a csoportosítás történhet kor szerint, amikor a gyermekek és az idősek vagy sérülékenység szerint, amikor például a kismamák vagy a betegek jelentik a kiemelt érzékenységű csoportot.

A biokémiai folyamatok összetettsége és a referencia értékek hiányosságai miatt nehéz a pontos és megbízható eredmények számítása. Alapvetően három elérési útvonalra szoktak

egészségkockázatot számítani: táplálkozással való (orális) bevitelre (ADD_O), belélegzés útján történő (inhalációs) bevitelre (ADD_I) és bőrön keresztüli (dermális) felvételre (ADD_D) (US EPA, 1992):

$$ADD_O = \frac{c_O \cdot IR_O \cdot ED \cdot EF}{BW \cdot AT} \quad (4)$$

ahol ADD_O (oral average daily dose) a vizsgált hatásviselő táplálkozással történő napi átlagos szennyezőanyag bevitelének mértéke [mg/kg nap], c_O (oral contaminant concentration) a bevitt táplálékban mért szennyezőanyag koncentráció [mg/kg], IR_O (oral ingestion rate) a táplálék bevitelének mértéke a vizsgált hatásviselőre [kg/nap], ED (exposure duration) a hatásviselő kitettségének időtartama [év], EF (exposure frequency) a hatásviselő kitettségének gyakorisága [nap/év], BW (body weight) a hatásviselő testsúlya [kg], AT (averaging lifetime) a hatásviselő becsült átlagos élettartama [nap];

$$ADD_I = \frac{c_I \cdot IR_I \cdot ED}{BW \cdot AT} \quad (5)$$

ahol ADD_I (inhalation average daily dose) a vizsgált hatásviselő belélegzés útján történő napi átlagos szennyezőanyag bevitelének mértéke [mg/kg nap], c_I (inhalation contaminant concentration) a belélegzett levegőben mért szennyezőanyag koncentráció [$\mu\text{g}/\text{m}^3$], IR_I (inhalation ingestion rate) a szennyezett levegő belélegzésének mértéke a vizsgált hatásviselőre [m^3/nap];

$$ADD_D = \frac{c_D \cdot SA \cdot EV \cdot ED \cdot EF}{BW \cdot AT} \quad (6)$$

ahol ADD_D (dermal average daily dose) a vizsgált hatásviselő bőrkontaktus útján történő napi átlagos szennyezőanyag bevitelének mértéke [mg/kg nap], c_D (absorbed dose per event) a hatásviselő bőrfelületén alkalmanként abszorbeált dózis [$\text{mg}/\text{cm}^2/\text{esemény}$], SA (skin surface area available for contact) a hatásviselő bőrkontaktusnak kitett testfelülete [cm^2], EV (event frequency) a bőrkontaktus eseményeinek napi gyakorisága [esemény/nap].

Ezeket belül megkülönböztethető közvetlen (direkt) és közvetett (indirekt) felvétel, amely például talajszennyeződés esetében a talajszemcsék közvetlen lenyelését (elsősorban kisgyermekeknél), ill. a szennyezett talajban természetett növények fogyasztásával történő közvetett bevittet jelentheti (US EPA, 1992):

$$ADD_{Od} = \frac{c_s \cdot IR_s \cdot ED \cdot EF}{BW \cdot AT} \quad (7)$$

ahol ADD_{Od} (direct oral average daily dose) a vizsgált hatásviselő talajszemcsékkel történő átlagos napi szennyezőanyag bevitelének mértéke [mg/kg nap]; c_s (contaminant concentration in soil) a szennyezőanyag talajban mért koncentrációja [mg/kg], IR_s (ingestion rate of soil) a talajszemcsék közvetlen lenyelésének mértéke a hatásviselőre [kg/nap];

$$ADD_{Oi} = \frac{c_s \cdot BCF \cdot F_{hp} \cdot IR_v \cdot ED \cdot EF}{BW \cdot AT} \quad (8)$$

ahol ADD_{Oi} (indirect oral average daily dose) a vizsgált hatásviselő növényekkel történő átlagos napi szennyezőanyag bevitelének mértéke [mg/kg nap]; BCF (bioconcentration factor) a szennyezőanyag koncentrációjának aránya az adott növényben és annak talajában [-]; F_{hp} (fraction of home-produced vegetables) az adott kiskertben természetett növény frakciója [-]; IR_v (ingestion rate of vegetable or fruit) a szennyezett talajban természetett növények bevitelének mértéke a hatásviselőre [kg/nap].

Az egyes hatásviselői csoportokra feltételezett elérési útvonalanként kiszámított átlagos napi beviteli értékek minden egyes szennyezőanyagra összegezhetők, amely megadja az adott szennyezőanyag teljes napi bevitelének mértékét. Ezt az irodalmi adatbázisból kikeresett referencia dózishoz (RfD , reference dose; [mg/kg/nap]) viszonyítva megkapjuk az adott szennyezőanyag vizsgált hatásviselői csoportra számított egészségkockázati hányadosát (HRQ , human risk quotient, [-]) (US EPA, 1992):

$$HRQ = \frac{\sum ADD}{RfD} \quad (9)$$

Az egyes szennyezőanyagokra kapott kockázati hányadosok értékei így már összevethetők, és hatásviselői csoportonként kiszámítható a teljes kockázat mértéke (US EPA, 1992):

$$HI = \sum HRQ \quad (10)$$

ahol HI (hazard index) az adott hatásviselői csoportra eső kockázati index [-].

Hazánkban a bányászati kutatás során foglalkoztak először kockázatelemzéssel (Benkő, Faller, Füst, Gutmann). A kockázat akkori mérőszáma, „ k ” alapján a becslés jellegét az alábbiak szerint minősítették (Bácskai T. & Huszti E., 1976):

- pesszimista: $0,0 < k < 0,2$
- óvatos: $0,2 < k < 0,4$
- közepesen kockázatos: $0,4 < k < 0,7$
- kockázatos: $0,7 < k < 1,0$
- erősen kockázatos: $1,0 < k < 1,2$
- túlzottan kockázatos (hazard): $1,2 < k$, ahol a kockázat mérőszáma nem lineárisan változik.

Az így megadott kategóriákkal szubjektív kifejezéseket, azaz nyelvi változókat rendeltek az egyes intervallumokhoz, amely már a fuzzy halmazelmélet eszköze. A mai minősítés a környezeti és egészségkockázat becslésben hasonló:

Elfogadható:

- $< 0,01$ elhanyagolható
- $0,01-0,1$ kicsi
- $0,1-1$ mérsékelt

Elfogadhatatlan:

- $1-10$ nagy
- $10 <$ igen nagy

Küszöbérték nélküli szennyezőanyagok esetében daganatkockázatot is kell számítani, amely szintén hatásviselői csoportonként, szennyezőanyagokként és elérési utanként becsült napi beviteli értékek alapján történik (US EPA, 1992):

$$CR = SF \cdot \sum LAD \quad (11)$$

ahol CR (carcinogenic risk) az adott hatásviselői csoportra eső daganatkockázat mértéke a vizsgált szennyezőanyag esetében [-]; SF (slope factor) a vizsgált szennyezőanyag dózis-válasz görbéjének meredekségi tényezője [kg nap/mg] és LAD (lifetime average daily dose) a teljes várható élettartamra vonatkozó napi bevitel mértéke [mg/kg nap].

Az egyes szennyezőanyagokra kapott daganatkockázat értékek összege megadja a vizsgált hatásviselői csoportra eső teljes daganatkockázat mértékét (CI , carcinogenic hazard index, [-]) (US EPA, 1992):

$$CI = \sum CR \quad (12)$$

A daganatkockázat elfogadhatóságának határa a társadalmi megítéléstől függően 10^{-6} – 10^{-4} érték lehet: vannak olyan daganatos megbetegedések, amelyekre néhány országban még elfogadható, ha tízezer ember közül egy megbetegszik és vannak olyanok, amelyeknél egymillió ember közül csak egy daganatos megbetegedést tekintenek elfogadhatónak. A legszélesebb körben elfogadott kritérium a Royal Society jelentésén (1983) alapul: a halál várható gyakorisága bármely populáción belüli egyed számára nem haladhatja meg a 10^{-6} értéket (King, 1990).

Égészségkockázat becslésnél egy káros hatásnak vagy eseménynek kitett személy általában halálesetre vagy más, konkrét számokban mérhető végzetes károsodásra (pl. daganatos megbetegedés) vonatkozó kockázatát az egyén és a társadalom szintjén is vizsgálhatjuk. A társadalmi kockázatot (societal risk) bármely tevékenységből eredő súlyos vagy végzetes baleset bekövetkezésének gyakorisága és a balesetben károsultak vagy meghaltak száma közötti kapcsolat fejezi ki egy meghatározott időintervallumra vonatkoztatva. Általában $F-N$ görbén ábrázolják, amelynek x-tengelyén az eltelt időt, y-tengelyén az adott súlyosságot meghaladó események (balesetek) számát (F , frequency) és az adott fokig károsodott hatásviselők (egyének) számát (N) méri a vizsgált populációban.

Az egyéni kockázat egy kiválasztott egyed károsodásának természetét, előfordulási valószínűségét, időtartamát és gyakoriságát fejezi ki és az egyéni kockázati index-szel (IHI, individual hazard index) jelöljük. Ez tulajdonképpen az adott károsodásra vonatkozó végzetes baleseti ráta (FAR = fatal accident rate), amely az adott károsodásnak való kitettség időtartamára és egy meghatározott tartózkodási helyre vonatkozik (Fairman, R. et al., 1998). Az egyéni kockázat számítására nem alkalmasak a társadalomra vonatkozó adatok, ezért becsléséhez az egyén paramétereit is figyelembe vevő (egyedspecifikus), körültekintő kitétségvizsgálat szükséges (AICE, 1989).

1.3.4. Kitétség és hatás

Egy vegyi anyag kockázatának megítélése a kitétség (exposition) és az azzal kiváltott hatás (effect) összetételén alapul. A kitétség egy vizsgált hatásviselőt, ill. annak bármely részét (élőszervezeteknél szövet, szövetet, sejtet) egy meghatározott időtartam alatt adott gyakorisággal elérő és károsító ható- vagy szennyezőanyag mennyisége, ill. koncentrációja (Fairman R. et al., 1998; OECD, 2003; Gondi F. et al., 2004). Más megközelítésben egy stresszor kapcsolata vagy közös eseménye egy receptorral (US EPA, 1998). Környezeti kockázatnál a kitétséget a PEC, egészségkockázatnál az ADD fejezi ki, amelyek becslése az alábbi tényezők helyspecifikus értékei vagy ezek hiányában adatbázisokból származó értékek alapján történik (Gruiz K. et al., 2001):

<u>Szennyezőforrás:</u>	<u>Szennyezőanyag:</u>	<u>Szennyezett közeg:</u>	<u>Hatásviselő:</u>
- alapvető fizikai és kémiai jellemzők	- alapvető fizikai és kémiai jellemzők	- alapvető fizikai, (bio- és geo)kémiai jellemzők	- alapvető fizikai, (bio- v. geo)kémiai jellemzők
- pontszerű vagy diffúz jelleg	- molekulatömeg	- természetes változékonyság	- érzékenység
- a kibocsátás mértéke,	- vízdíhatóság	- a szennyezőforrástól mért távolság	- sérülékenység
gyakorisága és változékonysága	-különböző megoszlási hányadosok	- transzportfolyamatokat befolyásoló tényezők	- élőszervezeteknél kor, nem, testsúly, várható élettartam, életmód, hajlam
	- (bio)degradálhatóság, (bio)akkumulálhatóság	- adszorpciós kapacitás	
		- hozzáférhetőség	

A kitétség időtartamát (exposure period) tekintve lehet epizódikus vagy folyamatos, egyszeri vagy ismétlődő, amelyet egy idődimenzióval rendelkező folytonossági változóval fejeznek ki vagy egy diszkrét változó függvényeként mint például darabszám (néha fordulatszám). Ha a vizsgált kitétség korlátozott időtartamig tart (pl. egy baleset következtében), akkor időszakos terhelésről (episodic release) beszélünk. Folyamatos terhelés hosszú ideig tartó kibocsátás hatására alakulhat ki (AICE, 1989).

Káros hatásnak (adverse effect) minősül a vizsgált hatásviselőn vagy annak bizonyos részén kimutatható funkcionális, ill. strukturális (élőszervezetnél kórszövetteni) károsodás vagy sérülés, amely önmagában vagy más hatásokkal együtt hátrányosan befolyásolja a vizsgált hatásviselő teljesítőképességét, ill. szerepét vagy csökkenti a környezeti hatásokra történő reagálásának képességét (Gondi F. et al., 2004).

1.3.4.1. Dózis

Kockázatelemzésnél a dózis (adag) a kitétség mértéke (Fairman, R. et al., 1998), pontosabban a vizsgált hatásviselőt ért (bevitt, felvett vagy beépített) ható- vagy szennyezőanyag összmenyisége (OECD, 2003). Egy adott mértékű dózis vagy egy vegyi anyagnak való kitétségi szint és az adott hatás előfordulása, ill. súlyossága közötti arányszámot (dose-response relationship) dózis-válasz elemzéssel vizsgálják. A környezeti kockázatelemzésben ezt stresszor-

válasz profilnak nevezik és egy stresszor hatásaival kapcsolatos adatokat és a vizsgálati végpont adatainak kapcsolatait mutatja (US EPA, 1998). Ez az arány megmutatja az adott dózis elviselése és az annak hatására adott válasz közötti kapcsolatot a dózis változásának függvényében (Fairman, R. et al., 1998). Míg a dózis-válasz elemzéssel a dózis és annak felvételére a hatásviselő által kiváltott reakció viszonyát figyelik, a dózis-hatás vizsgálat során az adott szervezetbe bevitt dózis és egy abban kiváltott, folyamatosan értékelt hatás nagysága közötti összefüggést nézik (dose-effect relationship). A dózis-hatás görbe x-tengelyén valamilyen koncentráció egységben adott időegységre megadott dózist, y-tengelyén pedig a vizsgált válaszreakciót mutató egyedek százalékos arányát mérik.

A kémiai szerkezet és a kiváltott hatás közötti összefüggést a QSAR (Quantitative Structure - Activity Relationship) elemzés vizsgálja és lehetővé teszi a következmények kémiai szerkezet alapján történő becslését. A vizsgálatok során figyelembe veszik az esetleges additív hatásokat is, amelyeket más szennyező anyagok jelenléte okozhat (Gruiz K. et al., 2001).

Dózistól függő hatásról (dose-related effect) beszélünk, ha az adott hatásviselőbe bevitt, felvett vagy beépült hatóanyag mennyiségétől függ a hatás mértéke (OECD, 2003). A vizsgált káros hatásra adott válasz alapvetően kétféle lehet (Laczay P., 1995):

1. minden (teljes minőségromlás) vagy semmi (károsodás nélküli) típusú
2. részleges és további következményekkel járó funkcionális vagy morfológiai (fiziológiai, biokémiai, farmakológiai) változás.

Mindkét típusú károsodás általában tipikus dózisfüggőséget mutat, vagyis a legtöbb vegyület esetében meghatározható a még kimutatható hatást nem okozó dózisszint (NOEL). Ezt a toxikológiában küszöbértéknek vagy a maximális hatás kiváltásához szükséges anyagmennyiségnek, az ezek közé tartozó kémiai anyagokat pedig küszöbértékkel rendelkező szennyezőanyagoknak nevezik. A küszöbértékkel nem rendelkező genotoxikus szennyezőanyagoknál akár egyetlen molekula is elegendő lehet a genom károsításához, amely daganatképződéshez vezethet, ezért ezen karcinogén anyagok dózis-válasz görbéje közvetlenül az origóból indul és nem adható meg NOEL érték. A küszöbértékkel rendelkező szennyezőanyagok viszonyítási értéke az irodalmi adatbázisokban megtalálható referencia dózis (RfD), a küszöbérték nélkülieknél viszont a görbe meredekségi tényezőjével (SF) szorozzák meg a mért koncentráció értéket (US EPA, 1992; JECFA, 1993; Laczay P., 1995; Gruiz K. et al., 2001; Gondi F. et al., 2004; Madarász T., 2005).

A kockázatelemzésben leggyakrabban alkalmazott koncentráció és dózis szintek (US EPA, 1992, 1998; JECFA, 1993; Laczay P., 1995; Gondi F. et al., 2004, Madarász T., 2005):

- PEC (predicted environmental concentration, [mg/kg]): a szennyezőanyag becsült előrejelzett koncentrációja egy ható- vagy szennyezőanyagnak kitett élőlény környezetében (pl. talajban);
- PNEC (predicted no effect concentration, [mg/kg]): a vizsgált ható- vagy szennyezőanyag előrejelezhetően az ökoszisztémára még károsan nem ható koncentrációja (helyspecifikus háttértérték hiányában általában a (B) szennyezettségi határérték);
- LO(A)EL (lowest observed adverse effect level, [mg/kg/nap]): az a legkisebb toxikus dózis (kitettségi szint), amely statisztikai vagy biológiai értelemben megnöveli a vizsgált szennyezőanyag hatásának súlyosságát, ill. gyakoriságát a kitett élőlény csoportokban a kontroll csoporthoz képest;
- NO(A)EL (no observed adverse effect level, [mg/kg/nap]): a vizsgált szennyezőanyag állatkísérletekben mért legnagyobb olyan dózisa, amelyre statisztikailag vagy biológiailag jelentős káros hatás még nem figyelhető meg a kitett populációban a kontroll csoporthoz képest;
- EC₅₀ (effective concentration): az adott vegyi anyag akut toxicitási vizsgálataiba bevont egyedek 50 %-án jelentkező hatásához tartozó koncentráció érték [mg/kg];
- LC₅₀ (lethal concentration): az adott vegyi anyag akut toxicitási vizsgálatokból származó, 50 %-os halálzási arányhoz tartozó koncentráció értéke [mg/kg];
- LD₅₀ (lethal dose): az adott vegyi anyag akut toxicitási vizsgálatokból származó, 50 %-os halálzási arányhoz tartozó, egységnyi testtömegre vonatkoztatott dózisa [mg/ttkg];
- TD₅₀ (toxic dose): az adott vegyi anyag akut toxicitási vizsgálataiba bevont egyedek 50 %-án jelentkező káros hatásához tartozó, egységnyi testtömegre vonatkoztatott dózisa [mg/ttkg];
- Ajánlott napi bevitel (RDA = recommended daily allowance vagy dietary reference intake): az adott vegyi anyag naponta szükséges beviteli mennyisége [mg/ttkg/nap];
- PMADI, PTWI (provisional maximum average daily intake, provisional total weakly intake): az adott vegyi anyag ideiglenes legnagyobb napi, ill. összes heti beviteli mennyisége [mg/ttkg/nap, ill. mg/ttkg/hét];
- MATC (maximum acceptable toxic concentration): bizonyos ökológiai hatások tesztjére szokták használni, vagy a NOEL és a LOEL közötti értékek átlagára vagy geometriai középértékére (ez utóbbi is krónikus értéként ismert);
- RfD (reference dose, [mg/ttkg/nap]) vagy TDI (tolerable daily intake): az az egységnyi testtömeg kilogrammra vonatkoztatott megengedhető napi bevitel, amely tartós kitettség esetén különböző elérési útvonalakon keresztül sem okoz egészségkárosodást (pesticideknél ADI, ipari vegyi anyagoknál TLV = threshold limit value); értéke a NOEL vagy LOEL és egy biztonsági faktor (UF) hányadosával adható meg.

1.3.4.2. Toxicitás

A méréganyagok élőszervezetekre gyakorolt károsító hatásának mértékét toxicitásnak, a mérég által kiváltott kóros állapotot, vagyis a mérgezés miatt bekövetkezett megbetegedést pedig toxikózisnak nevezzük. A mérgekkel és a mérgezőkkel foglalkozó tudomány a toxikológia, amely azok fizikai-kémiai sajátosságait, mérgezősségét, az általuk előidézett bántalmak kialakulásának mechanizmusait, klinikai és kóronctani jellemzőit, gyógykezelésük és megelőzésük szempontjait, a méréganyagok biológiai mintákból való kimutatását, speciális egészségkárosító hatásait, valamint a testidegen kémiai anyagok közötti kölcsönhatások, ill. mindezen tényezők ökológiai hatásait vizsgálja. Csak a külvilágból a vizsgált élőszervezethez jutott kémiai anyagokkal és a belőlük a szervezetben keletkező metabolitokkal, valamint ezek hatásaival foglalkozik, a kóros belső anyagcsere-folyamatok eredményeként kialakult állapotokkal (ketózis, uraemia) nem (Lacza P., 1995).

A fizikai és kémiai jellemzőktől, valamint a biokémiai viselkedéstől függően kirajzolódó dózis-hatás görbén a nullához közeli tolerálható dózissal jellemezhető anyagokat mérgeknek nevezzük (Gondi F. et al., 2004). A toxikológiában azok a szerves és szervetlen anyagok tartoznak ide, amelyek az élőszervezetekbe jutva vagy annak testfelületével érintkezve már kis mennyiségben is károsodáshoz vezetnek, tehát maguk az ilyen anyagokat tartalmazó vagy előállítani képes élőszervezetek, vagyis a toxinok (mérgező növények = fito-, mikroszkópusok = miko-, állatok = zoo- és baktériumok exo-, ill. endotoxinjai) nem tekinthetők mérgeknek. A „gyógyszer” és a „mérge” mennyiségi fogalom: a gyakorlatban csak azokat soroljuk az utóbbiba, amelyek az egészséges szervezetekre már viszonylag kis mennyiségben is károsak (Lacza P., 1995).

A toxicitás többféle mértékegysége is használatos, például LD_{50} [mg/ttkg], LC_{50} : [mg/m³] vagy [mmol/m³], $LD_{50/30}$ [Bq=dózis/nap]; minősítése az alábbi határok szerint történik (Lacza P., 1995):

> 15000 mg/ttkg	viszonylag ártalmatlan
5000-15000 mg/ttkg	gyakorlatilag nem mérgező
500-5000 mg/ttkg	enyhén mérgező
50-500 mg/ttkg	mérsékelt mérgező
1-50 mg/ttkg	igen mérgező
≤ 1 mg/ttkg	rendkívül mérgező

A méréganyagok egészségkárosító hatása lehet mutagén, karcinogén, teratogén vagy befolyásolhatják az immunrendszer működését (gátlás, stimuláció: túlérzékenységi reakciók, allergia) is (Lacza P., 1995):

- A fiziológiai, biokémiai és farmakológiai hatások többsége reverzibilis, de halálos kimenetelűek is lehetnek.

- A morfológiai károsodások általában megelőző biokémiai, ill. immunológiai változások eredményeként jönnek létre, és az életműködésre gyakorolt hatásuk számos tényezőtől függ. Általában egy, az adott ható- vagy vegyi anyag által „kedvelt” célszerven jelentkeznek.
- A teratogén hatások közé tartoznak az örökletes (endogén) és nem örökletes (exogén) fejlődési rendellenességek, amelyek kialakulását a genetikai hajlam, az adott fejlődési szakasz, a hatás időtartama és specifikussága, valamint a dózis mértéke is befolyásolhatja.
- A mutáció az élőszervezetek „információs rendszer”-ének ugrásszerű, átmenetek nélkül kialakuló, általában öröklődő és ezért tartós megváltozása, amelynek egyes fajtái között jelentős különbségek vannak a következmények szempontjából. A gametikus mutációnál csak az ivarsejtekben történik változás, ami azonban az utódokban öröklődik, ezért idővel a populáció jelentős részén jelentkezhet. A szomatikus mutáció az egyed testi sejtjeiben okoz változást; ez nem öröklődik, de általában daganatképződéssel jár.
- A karcinogénitás daganatképződést okozó hatás, amely során az adott sejt korlátlanul kezd szaporodni. A karcinogén vegyületek közvetlenül egy sejtbe jutva vagy átalakulás után általában mutagének is.

A toxikus anyagok hatásait és az élőszervezetek ezekre adott válaszreakcióit az adott anyag fizikai és kémiai tulajdonságai, valamint az annak kitett élőszervezet biológiai sajátosságai is befolyásolják.

1.3.4.3. Sérülékenység, érzékenység, hajlam

A különböző ható- és szennyezőanyagok hatására kiváltott válaszreakciókat egyrészt az adott anyag fizikai és kémiai tulajdonságai, másrészt a vizsgált hatásviselő általános és specifikus sajátosságai befolyásolják. Ez utóbbit jellemzi az egyes környezeti elemenként és egyedenként eltérő mértékű sérülékenység (vulnerability), amely például felszín alatti vizek esetében az adott szennyeződéssel szemben mutatott érzékenység (Zwahlen, F. ed., 2004). Általánosságban egy környezeti elem valamely külső forrás káros hatására mutatott érzékenysége, amely befolyásolja a károsodás jellegét és mértékét, ezáltal pedig a vizsgált káros hatás adott környezeti elemre vonatkozó kockázatának nagyságát (Varnes, D. J., 1984):

$$R = H \cdot V \cdot E \quad (13)$$

ahol H (probability of hazard) a veszély valószínűsége, V (vulnerability) a vizsgált környezeti elem sérülékenysége és E a veszélyeztetett elemek száma.

Egy káros hatást kiváltó vegyi anyag esetében az érzékenység (sensitisation) az átlagosnál alacsonyabb dózisa adott különböző káros reakció mértéke (Fairman, R. et al., 1998). Egy vizsgált paraméterre vonatkozó mérés érzékenysége (sensitivity) pedig az ezen paraméter egységnyi változtatásra vonatkozó mértékváltozása (AICE, 1989). Az ökoszisztéma egyes

fajainak érzékenysége jelentősen eltérhet egymástól, amelyért elsősorban a genetikai hajlam, azaz a genotípus felelős. Ezért eltérő fajú tesztorganizmusokból történő következtetéseknél megfelelő extrapoláció mellett ezt figyelembe kell venni. Általában minél magasabbrendű élőlényt vizsgálunk, annál nagyobb érzékenységgel kell számolni (elsősorban az idegrendszeret érő káros hatások esetében). Néhány kísérletben alkalmazott és használat emberi szervezethez viszonyított mérgeanyagok iránti érzékenysége (LacZay P., 1995):

ló, sertés	0,5
juh, kecske, szarvasmarha	0,3
kutya	0,2
patkány	0,1

A fajspecifikus biokémiai sajátosságok miatt azonban ettől jelentős eltérések is tapasztalhatók pl. a nehézfémek esetében, amelyekkel szemben a kérődzők (akár tízszer is) érzékenyebbek mint a húsevők vagy a mindenevők.

A hajlam (susceptibility) a környezeti ingerekre az átlagosnál nagyobb eséllyel adott választ jelenti, amely általában öröklődik (pl. allergia). A vizsgált egyed alapvető biológiai tényezői (faj, vérvonal, nem, életkor, egészségi állapot, kondíció, egyedi reakciókészség) mellett más faktorok is befolyásolják, úgy mint a környezet hőmérséklete, az adott ható- vagy szennyezőanyaghoz való hozzáférés és a táplálkozással bevitt egyéb anyagok biokémiai hatása. Több kalcium bevitel esetén például csökken az Pb és a fluoridok toxicitása, a fehérjeellátásnak pedig fontos szerepe van a vér mérge megkötésében és a mikroszomális enzimindukcióban (LacZay P., 1995).

1.3.4.4. Mortalitás, morbiditás

A morbiditás adott időegységen (általában egy éven) belül a vizsgált betegségben szenvedők vagy megbetegedett egyedek arányszáma. A mortalitás valamely betegség okozta elhalalozás egy meghatározott időegységre vonatkoztatva, amelynek mértékét az adott területre számított mortalitási index (mortality index) fejezi ki. Ez a vizsgált anyag- vagy energiakibocsátás mennyiségének megfigyelt, korábbi eredményekből becsült, átlagos arányon alapuló indexe, amelyet egy ható- vagy szennyezőanyag felhalmozódásának potenciális veszélyessége jellemzésére használnak (Fairman R. et al., 1989).

1.4. A kockázatelemzés hierarchikus rendszere

1.4.1. Kockázatvizsgálat

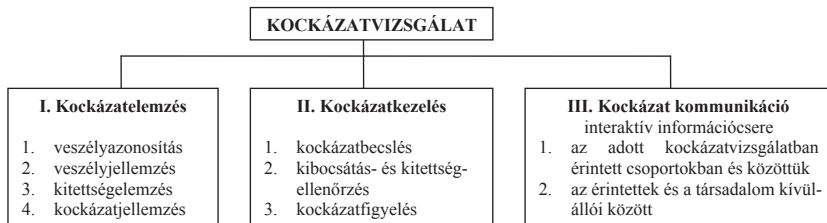
A kockázat meghatározására, értékelésére, majd elfogadhatatlan kockázat esetén annak kezelésére és csökkentésére hierarchikus intézményrendszert hoztak létre a világ fejlett országaiban az érintett tudományok minden területén. Az intézményrendszert jogilag megalapozott irányelveket tartalmazó dokumentumok alapján működtetik, amelyeket

nemzetközi és nemzeten belüli döntések sora után foglaltak írásba. A nemzetközi egyezményekhez, majd az Európai Unióhoz való csatlakozással hazánk is elfogadta a környezetvédelem ezen intézményrendszerét és vállalta azon belül a nemzeti jogszabályok, rendeletek, ill. törvények megalkotását, az állami intézmények kialakítását, valamint az azok hatásköre alá eső feladatok elvégzését és ellenőrzését.

Az eredetileg gazdasági kockázatelemzésre kidolgozott rendszer a költség-haszon elemzéssel terjedt el, amelynek során számba veszik a vizsgált tevékenységgel kapcsolatos összes költséget és hasznot, majd viszonyszámukat értékelik és becslik a hozzájuk tartozó bizonytalanságot. Az adott tevékenység döntés előkészítésekor előzetes elemzés történik, amelynek további iterációs lépéseire csak többéves tevékenység esetén van szükség. Az gazdasági kockázatelemzés alapvetően négy szakaszra osztható (Fekete I., 2001):

1. a kockázati tényezők feltárása
2. a feltárt kockázati tényezők mennyiségi meghatározása és a kritikus tényezők kiválasztása
3. a kockázati tényezők hatásainak elemzése
4. az elemzés eredménye alapján megfelelő kockázatkezelési stratégia kialakítása

Ezt az elvet követi a környezeti és egészségkockázat vizsgálat hierarchikus rendszere is (NRC, 1983), amelyben elkülönül a kockázatelemzés, a kockázatkezelés és a kockázat kommunikáció (1.9. ábra). A kockázatvizsgálat egy olyan eljárás, amelynek során egy környezeti elem – általában egy élőszervezet, egy (szub)populáció vagy egy egész ökoszisztéma – valamely káros hatásnak való kitéttiségét vizsgálják (OECD, 2003).



1.9. ábra: A környezeti és egészségkockázat vizsgálatának hierarchikus rendszere az OECD (2003) alapján

1.4.2. A kockázatelemzés lépései

A kockázatvizsgálaton (risk analysis) belül a kockázatelemzés (risk assessment) során számítják, ill. becslik a vizsgált hatásviselő adott szennyezőanyagra vonatkozó kockázatát, beleértve a becsléssel járó bizonytalanságok azonosítását és figyelembe véve a vizsgált hatásviselő és a hatóanyag jellemzőit. Az elemzés során először megvizsgálják a káros esemény körülményeit (veszélyazonosítás, hazard identification) és meghatározzák az érintett terület, az adott szennyezőanyag és a veszélyeztetett hatásviselők jellemzőit (veszélyjellemzés, hazard

characterization). Feltárják az adott szennyezőanyag elérési útvonalait a vizsgált hatásviselőig és elemzik a kitétséget okozó dóziszra adott válaszreakciókat (kitétségelemzés, exposure assessment), majd jellemzik a vizsgált hatásviselő kockázatát (kockázatjellemezés, risk characterization).

A veszélyazonosítást és -jellemzést gyakran egy lépésben végzik (veszélyelemzés, hazard assessment), amelynek középpontjában a veszély áll, a kitétségelemzésen belül pedig sokszor külön lépésként végzik a toxicitásvizsgálatot (NRC, 1983; US EPA, 1986; Gondi F. et al., 2004; Madarász T., 2005). A kockázat jellemzésével meghatározzák a feltárt körülmények között kitétt, vizsgált hatásviselőre vonatkozóan az adott hatóanyag ismert és lehetséges káros hatásainak előfordulási valószínűségét minőségileg és – amennyiben lehetséges – mennyiségileg is, az azzal járó bizonytalanság mértékével együtt (OECD, 2003).

1.4.3. Kockázatkezelés

A szennyezett területek döntéstámogató értékelését kockázatfelméréssel lehet megalapozni, a felmért, elfogadhatatlan kockázatot pedig költségghatékony műszaki beavatkozással lehet csökkenteni. A kockázatkezelés (risk management) egy politikai, társadalmi, gazdasági és technikai tényezőket az azokra vonatkozó, kockázatelemzéssel kapott információkkal együtt figyelembe vevő döntéshozatali eljárás, amely információk a fejlődéssel és a vizsgálatokkal kapcsolatos veszélyre vonatkoznak. Összehasonlítja a szabályszerű, ill. nem szabályszerű opciókat, valamint kiválasztja és végrehajtja az ezen veszélyre adott helyénvaló, szabályszerű választ (OECD, 2003). A kockázatkezelés során iterációs lépéseken keresztül pontosítható (kockázatbecslés, risk evaluation) és végül értékelhető (kockázatértékelés, risk estimation) a becsült kockázat, majd ennek ismeretében döntési csomópontokon keresztül juthatunk el a legmegfelelőbb kockázatsökkentési eljárás kiválasztásához (Gondi F. et al., 2004).

A kockázatbecslés (evaluation) egy minőségi vagy mennyiségi összefüggés megállapítása a kockázat és egy hatóanyagnak való kitétségtől mentes állapot között, beleértve az azonosított veszély és az értékelt kockázat jelentőségének meghatározására irányuló komplex eljárást a kitétt vagy károsodott rendszerre vonatkoztatva, valamint a hatóanyag által előidézett előnyök jelentőségének megadását. Ez a kockázatkezelés egyik eleme, rokonértelmű kifejezése a kockázat alapú előnybecslés. A kockázatértékelés (estimation) azon specifikus káros hatás valószínűségének és az abban rejlő bizonytalanság mennyiségi meghatározása, amely egy élőszervezetet, ökoszisztémát vagy (szub)populációt érhet az aktuális vagy előrejelzett kitétség miatt. Mindeközben az adott szennyezőanyag esetleges további kibocsátását és az ehhez kötődő kitétséget (emission and exposure control), valamint a kockázatbecslésre alapozott döntések és tevékenységek eredményét folyamatosan nyomon kell követni (risk monitoring) a kockázatsökkentés érdekében (OECD, 2003).

A kockázat azonban soha nem szüntethető meg teljesen, de hogy mennyit célszerű áldozni és milyen mértékű kockázatsökkentésre, azt a kockázatbecslésben az előnyök és hátrányok mérlegelésére alapozzák. Ezt segíti a természetes kockázatsökkenés vizsgálata is, amikor természetes folyamatok hatására beavatkozás nélkül vagy kis beavatkozással is „gyógyulás” tapasztalható. Az ilyen értelemben vett gyógyulás (recovery) egy populáció vagy közösség néhány korábbi állapotának megjelenése, ill. visszanyerésének gyorsasága és mértéke. Az ökológiai rendszerek dinamikus természete miatt egy „gyógyult” rendszer jellemzőit azonban óvatosan kell kezelni (US EPA, 1998). A beavatkozás mértéke és jellege szerint megkülönböztetünk természetes bioremediációt és biodegradációt, valamint ökomérnöki technológiákkal történő remediációt. A tűrőképesség növelésével elért adaptáció és rezisztencia történhet természetes módon és beavatkozás hatására egyeránt, ezzel azonban nem a kockázat csökken, hanem az adott hatásviselő tűrőképessége növekszik (Gruiž K. et al., 2001).

1.4.4. Kockázat kommunikáció

A kockázatvizsgálatban résztvevő szakértők, az érdekelt csoportok, a média és a társadalom kívülálló tagjai közötti interaktív információcserére van szükség a félreértések és a helytelen megítélés elkerüléséhez. A döntési eljárások során azt a kockázati szintet is figyelembe kell venni, amelyet hasonló elfogadható kockázatokkal összehasonlítva a társadalom egésze is elfogadhatónak érez (societally acceptable risk) (Fairman, R. et al., 1998). Az elfogadható kockázat egy kockázatkezeléssel kapcsolatos meghatározás, amelynek mértékét a tudományos adatok, a társadalmi, gazdasági és politikai tényezők, valamint egy hatóanyagának való kitettségéből származó, érzékelt előnyök is befolyásolnak (OECD, 2003).

1.5. Összefoglalás

Az Európai Unióhoz való csatlakozással a magyar környezetpolitika fejlettebb környezetvédelmi technológiák és eljárások alkalmazását sürgeti, a rendelkezésre álló anyagi források azonban folyamatosan szűkülnek. A kialakított határértékrendszer a nemzetközi irányelveket és előírásokat követi az egészség és a környezeti elemek megóvása érdekében.

Míg a veszély egy káros hatásokat vagy eseményeket kiváltó forrás megnyilvánulásának lehetősége, a kockázat ezen káros hatás vagy esemény bekövetkezésének valószínűségét, súlyosságát és gyakoriságát fejezi ki. A vizsgált káros hatás vagy esemény és a hatásviselő(k) jellemzőit, valamint a kockázat mértékét kockázatelemzéssel határozzák meg. Ez az eljárás egy közgazdasági alapon kidolgozott hierarchikus rendszer négy lépésből álló eleme. Amennyiben az eljárás során kapott kockázati index elfogadhatatlannak minősül, kockázatkezelés szükséges, amelynek során szigorú matematikai módszereket alkalmazó kockázatbecsléssel további

iterációs lépéseken keresztül pontosítható az előzetes eredmény és választható ki a legmegfelelőbb kockázatkezelési módszer.

A kockázat számítását segítő méréseket és eljárásokat a vizsgálat tárgyát képező, kitett környezeti elem és a káros eseményt kiváltó szennyezőanyag sajátságaihoz kell igazítani ahhoz, hogy valóságos képet kapjunk a kitettség és a kockázat mértékéről. A helyspecifikus mérések mellett azonban a számításokba gyakran irodalmi értékeket kell bevonnunk, amelyek csak többé-kevésbé felelnek meg a vizsgált kitettség körülményeinek. A természetes rendszerek elemei kitettségének és kockázatának becsléséhez ezért azok egyedi sajátságaihoz is alkalmazkodó, rugalmas matematikai módszerek szükségesek.

2. Fuzzy halmazelmélet

2.1. Bevezetés

2.1.1. A fuzzy szemlélet kialakulása

A „fuzzy” szó L. A. Zadehtől származik és határozatlanságot, elmosódottságot, pontatlanságot, bizonytalanságot jelent. A '60-as évek közepén ismertette azt az új szemléletet, amelyben összekapcsolta a halmazokat a korábban matematikailag meghatározhatatlan nyelvi változókkal. Első publikációja (Zadeh, L. A., 1965) után még évekig szunnyadt az újfajta szemlélet, majd a '80-as évektől kezdve előbb az informatikában és később az orvostudományban (neurológia) vezetett ugrásszerű fejlődéshez (Borgulya I., 1998).

A klasszikus halmazműveletek szoros kapcsolatot mutatnak a formális logikával, amelyet az ókorban az „igaz-hamis” értékpárhoz kötöttek (pl. Arisztotelész, görög filozófus, i.e. 384-322). A halmazelmélettel a XIX. század második felének filozófusai, majd matematikusai kezdtek részletesen foglalkozni, miközben a két tudomány szorosan összefonódott. A hagyományos „crisp” (határozott határral jellemezhető) halmazok fogalmát Georg F. L. Ph. Cantor (1845-1918) matematikus fejlesztette ki. A cantori halmazokat Georg Boole (angol matematikus, 1815-1864) vizsgálta, további kiterjesztésének lehetőségét G. D. Birkhoff (1884-1944) vizsgálta részletesen (absztrakt algebrák, pl. a háló). F. L. G. Frege (német matematikus, „logikatudós” és filozófus, 1845-1925) mind formájában, mind tartalmában továbbfejlesztette, megújította, de egyben össze is foglalta és általánosította a korábban a filozófiában tárgyalt logikai elméleteket, majd matematikailag megalapozta a természetes számok elméletét.

Ernst Zermelo (1871-1953) és Bertrand Russell (1872-1970) Cantor és Frege halmazelméletének ellentmondásával foglalkozott. 1901-ben Russell közzétette paradoxonját, majd annak kiküszöbölésére több változatban is kidolgozott egy „tipizált” halmazelméletet (típuselmélet), amelyek Principia Mathematica különböző kiadásában eltérően szerepelnek. Végül sikerült eljutnia egy tartható változathoz, amely azonban a kor matematikusainak többsége szerint nem volt elég könnyen kezelhető és túl szigorú is volt. Ezért inkább a Zermelo-Fraenkel-féle (axiomatikus) halmazelméletet fogadták el, amely ugyan a típuselmülethez hasonlóan nem engedi meg tetszőleges halmazok létrehozását, de annál rugalmasabb.

Az 1903-ban kiadott Principia felhívta a figyelmet a cantori halmazelmélet átgondolására és egy többértékű logika szükségességére, így a XX. században megjelent egy harmadik logikai igazság: az „eldönthetetlen”. A háromértékű logika jeles képviselői: Łukasiewicz (lengyel matematikus), Bochvar, Kleene, Heyting, Reichenbar, akik közül Łukasiewicz foglalkozott részletesen a végtelen („n”-)értékű, azaz folytonos logikával, amely már nem csak igaz és hamis értékeket fogad el. Ez a szemlélet a távol-keleti országokban a valláshoz kötődően már sokkal korábban jelentkezett (pl. az ősi kínai yin-yang szimbólum).

Henri Poincaré (francia matematikus és filozófus, 1854-1912) az ókori gyökerekhez visszanyúlva kezdett először komolyabban foglalkozni a konkrét számokkal ki nem fejezhető mennyiségi fogalmakkal, azaz a fuzzy aritmetikával. Példája az a „homokkupac”, amelyből egy homokszemet elvéve ugyanúgy egy homokkupacot kapunk. Mivel egy homokszem nem lehet a nullával egyenértékű, a homokkupac fogalmát kell pontosabban meghatározni, pl. „legyen a homokszem halmaz elemszáma legalább négy és legyen az elrendeződésük tetraéderszerű”. De a hétköznapi életben ki nevezne egy „négy homokszemből álló kis tetraéder”-t kupacnak? Hiába a pontos definíció, ha az nem alkalmas a fogalomban rejlő pontatlanság vagy szubjektivitás kifejezésére. Olyan meghatározást és matematikai módszert kellett tehát keresni, amely képes ezt is kifejezni és „részben igaz” állításokat is megenged. Erre különösen az egyre jobban kutatott, bonyolult és egymással összefüggő folyamatokat vizsgáló természettudományokban lett szükség.

Benoît Mandelbrot (francia matematikus, 1924-) a '60-as években közgazdasági problémákon keresztül foglalkozni kezdett a természetes alakzatok (pl. kőzetek, növények, az élő szervezetek belső felépítése) felépülésének kaotikusságával (Káosz-elmélet). A gyapot árának kiismerhetetlen napi, havi és éves változását aprólékosan vizsgálva tanuló idősorok segítségével megalkotta a közgazdászok számára addig lehetetlen, bonyolult változások becslésének alapját. Ezt a módszert a meteorológiában különböző időjárási paraméterek változásának előrejelzésére használják alkalmazzák (Bogárdi I. et al., 2002; Rózsa E. & Dezső Zs., 2005).

A természetben zajló folyamatok megismerése és leírása mindig is foglalkoztatta az emberiséget. A modern kor már nem csak leíró jellegű tanulmányokat követel meg, hanem minél valósághibb modelleket, amelyek matematikai módszereken alapulnak. A földtani környezettel kapcsolatos matematikai eljárásokat a geomatematika (Agterberg, F. P., 1974) és ennek statisztikai alkalmazásait az '50-es évek óta a geostatisztika (Matheron, G., 1955; Journel, A. G. & Huijbregts, Ch. I., 1978) fogja össze. A szovjet bányászati geometria megszületésével és fejlődésével (Bukrinszkij, Rüzsov, Szobolevszkij, Usakov) a geostatisztika is nagy lendületet vett előbb Franciaországban (Matheron, Marechal, Krige), majd az angolszász területeken (Agterberg, Armstrong, David). Megalakult a Geostatistical Association, amely 1987-ben elindította De Geostatistics című folyóiratát. A geostatisztika a magyar felsőoktatásban a '60-as években kezdett beépülni a „bányászati geometria” című tárgyba a miskolci egyetemen, 1990 óta pedig több felsőoktatási intézményben is önálló tantárgyként oktatják. A '70-es évek végén a Cuérc-, az uránérc- és a bauxitkutatásban alkalmazták elsősorban. A '90-es évekre a három legfontosabb központ háttérbe szorult, de a felsőoktatásban továbbra is fejlődés tapasztalható a geostatisztikai módszerek alkalmazásában (Füst A., 1997).

Korunk legjelentősebben fejlődő tudományága az informatika, amely már rutinszerűen alkalmazza a fuzzy logikát és aritmetikát, hiszen az emberekben régóta megvan a törekvés a

mesterséges, de emberhez hasonló, intelligens gépek létrehozására. Az ilyen jellegű találmányokban nevesek a magyar kutatók: Kempelen Farkas (1734-1804) megpróbálta megalkotni a beszélő és – kis csalással – a sakkozó gépet, Neumann János (1903-1957) a számítógép feltalálásán dolgozott, amely azonban még nem rendelkezett emberi intelligenciával. Az igazán nagy ugrásokat a fejlett országokban érték el a mesterséges intelligencia kutatásában az 1950-es évektől: előbb a külön sávban közlekedő, automatikusan irányított gépkocsit (Calpath), majd a pilóta nélküli helikoptert (Sugeno) és végül a vezető nélküli függővasutat találták fel. Ez utóbbiakat szintén a fuzzy logika alkalmazásával tudták megvalósítani. 1996-ban megjelent az Európai Unió egyik programjában (Modify Tempus) a fuzzy logika felsőoktatási tananyaga, majd 2001-ben a magyar nyelvű változat az 1992 óta a Műszaki Egyetemen doktori tárgyként választható előadássorozat és az annak háttérében a Miskolci Egyetemen és a Kandó Kálmán Műszaki Főiskolán is folyó kutatások nyomán (Fodor J. & Roubens, M., 1994; Kóczy T. L. & Tikk D., 2001; Bárdossy Gy. & Fodor J., 2004).

2.1.2. Adatelemző módszerek

2.1.2.1. Hagyományos módszerek

A hagyományos adatelemző módszerek a statisztika tudományán belül a valóságról gyűjtött, számokkal kifejezhető mennyiségi információk összegzését, elemzését és modellezését szolgálják. A leíró statisztika a már rendelkezésre álló adathalmazok elemzésével, a következtető (matematikai) statisztika pedig a sokaság egészét legjobban jellemző minta kiválasztásával, annak paramétereit alkalmazó becslésekkel és az azok alapján felállított hipotézisekkel, valamint az összefüggéseikre épülő modellezéssel (idősor- és regressziós modellek) foglalkozik.

A statisztikában a „minta” fogalma az X valószínűségi változó véges számú, azonos eloszlású X_1, X_2, \dots, X_n független megfigyeléseinek eredményét jelenti, amelynek várható értéke, szórása és eloszlása megegyezik a végtelen számú sokaságával (Bodon F., 2004; Kovács J. & Kovácsné Székely I., 2006). A minta akkor reprezentatív, ha elemszáma lehetővé teszi a statisztikai jellemzők pontos kiszámítását, amire azonban a gyakorlatban ritkán van lehetőség. A vizsgált valószínűségi változó eloszlás típusának meghatározásához legalább $N = 40$ elemszámú minta szükséges, amely alapján becslhetővé válnak az eloszlás legfontosabb jellemzői (várható érték, szórás). A becslés egy intervallum meghatározása is lehet, amely normális eloszlás esetén adott valószínűség mellett tartalmazza a várható értéket. Minél nagyobb a mintaszám, annál biztosabban becslhető a várható érték, ezért az adott valószínűségi szinten meghatározott intervallum szűkül, vagyis a hiba egyre kisebb lesz.

Hipotézisvizsgálattal igazolhatjuk vagy elvethetjük egy valószínűségi változó valamely paraméterére vagy a változó viselkedésére vonatkozó feltételezésünket, ill. állításunkat. Az F -próbával két független, normális eloszlású valószínűségi változó (X, Y) szórásának egyenlőségét

vizsgálhatjuk. A χ^2 próbát illeszkedés-, függetlenség- és homogenitásvizsgálat során alkalmazzák (Kovácsné Székely I., 2007). A hiányzó adatok pótlására egy alapértelmezett értéket (default value) vagy az átlag, medián, minimum, esetleg maximum értéket szokták alkalmazni, ha ezek meghatározhatóak (pl. intervallum típusú attribútum esetében). Ez akkor fontos, ha az alkalmazandó algoritmus csak olyan elemeket képes kezelni, amelyeknek minden attribútuma betöltött. Az attribútum transzformációk közé tartoznak például a különböző normalizálási eljárások (Bodon F., 2004).

Nem független valószínűségi változók esetén az MDC-módszerrel (Median Deviation Concordance Method) becslhető a sztochasztikus függőség (Fackler, P. L., 1991). Egy függő és egy vagy több független változó közötti összefüggés feltárására és a legmegfelelőbb függvénnyel való közelítésére – általában lineáris – regresszioanalízist alkalmaznak. A sokváltozós statisztikai módszerek olyan nagyszámú, véletlen jelenségektől is függő tényezők együttes hatása alatt álló paraméterekben rejlő információk kinyerésére alkalmasak, mint például a természetben zajló, egymással összefüggő, bonyolult folyamatok jellemzői. A geostatistikában leggyakrabban használt sokváltozós statisztikai módszer a korrelációs vizsgálat, a klaszter- és a faktoranalízis.

A megfelelő adatelemző módszerekkel megvizsgált adathalmazok alkalmassá válnak a feldolgozásra és a különféle számításokra, amelyek eredményei az adatelemzés, a különböző eredetű hibák és a számítások megbízhatóságának figyelembevételével nyújtanak valós képet a mintázott sokaságról.

2.1.2.2. Fuzzy szemléletű adatelemzés

A valóságról gyűjtött adatok alapvető jellemzőinek (minimum, maximum, átlag, medián, szórás,...) elemzése mellett a matematika és ezen belül a valószínűségszámítás XX. században felgyorsult fejlődését tovább ösztönözve egyre fontosabbá vált a gazdaságban és a természetben zajló folyamatok változásainak modellezése és előrejelzése. A pontosság iránti igény növekedésével és a technika fejlődésével az egyes tudományágak szerinti specializációval különváltak a politikai, a (köz)gazdasági, a társadalom- és az egyes természettudományokhoz kapcsolódó statisztikai ágak (pl. geostatistika) is, az alkalmazott matematikai összefüggések alapja azonban ugyanaz.

A teljességre törekvő modern világ nem elégszik meg a mérhető paraméterek bevonásával, a megmérhetetlen, csak nyelvi változók formájában kifejezhető szubjektív mennyiségekről gyűjtött információkat is kezelni szeretné, valamint a többértékű logikában értelmezhető „kicsit igaz” és „nagyon igaz” mértékét is. Ez különösen a kockázatelemzésben kap jelentőséget, ahol a fuzzy valószínűségelméleti modellezés során a fuzzy halmazelméletre építjük a valószínűségi mértéket úgy, hogy olyan kimenetekre terjesztjük ki a valószínűség fogalmát, amelyek egyszerre több eseményhez is tartozhatnak, de különböző mértékben, ugyanakkor a számokkal is

kifejezhető mennyiségek pontosságát megőrizzük. Ennek megengedésével a fuzzy kockázatelemzés a hagyományos kockázatelemzésnél pontosabb képet tud nyújtani (Bárdossy A. & Fodor J., 2004). A csupán nyelvi változókkal megadható, pontosan meg nem határozható, „fuzzy” mennyiségek bevonásához azonban a hagyományos módszerek mellett szükségessé vált egy összetettebb és rugalmasabb adatelemzés.

Ha két azonos mértékegységű és nagyságrendű változó között a kapcsolat megléte a kérdés, akkor korrelációs vizsgálatra, ha a fennálló kapcsolat alapján az egyikből a másik előrejelzése a cél, akkor regressziós vizsgálatra van szükség, amely kategorikus és folyamatos független változók esetében is alkalmazható. A hagyományosan alkalmazott lineáris regresszió helyett a fuzzy megközelítés a logisztikus regressziót használja, amely ma már nem csak a gazdasági kockázatelemzésben, hanem az informatikában és az orvostudományban is elterjedt (Boda F., 2004; Hajdu O., 2005).

2.1.3. Bizonytalanság és hiba

Az általános értelemben használt bizonytalanság (uncertainty) annak tudata, hogy a megfigyeléseink és a méréseink a valóságtól eltérnek, míg a hiba (error) valamely megfigyelés vagy mérés eredményeinek számszerű eltérése a valóságtól (Merriam-Webster's Collegiate Dictionary, 1997). A mérés bizonytalansága (uncertainty of measurement) a kapott eredményhez társított azon paraméter, amely a mérendő mennyiségnek megalapozottan tulajdonítható értékek szóródását jellemzi, a mérési hiba (error of measurement) pedig a mérési eredmény és a mérendő mennyiség valódi értékének különbsége (OMH & MTA-MMSZ Kft., 1998). Ezek alapján a hiba a számszerűsített, hibahatárok közé szorított bizonytalanság, amelynek két összetevője a természetes változékonyság és a mintavételezésből, ill. mérésből eredő hibák összessége (Bárdossy Gy. et al., 2000).

2.1.3.1. Természetes változékonyság

A kutatások során gyűjtött adatok, a független valószínűségi változókból álló minták többféle eredetű bizonytalanságot hordoznak magukban elsősorban a természetes változékonyságnak (variability) köszönhetően, amely jelentős heterogenitást eredményezhet egy vizsgált terület környezeti jellemzőiben. A változékonyságon belül szabályos (rendezett) és szabálytalan (rendezetlen) összetevők különíthetők el. A rendezett összetevőkben rejlő szabályszerűségek (trend, ciklusosság) feltárását és matematikai leírását különböző adatelemző módszerek segítik, a rendezetlen összetevőknél azonban nincsenek szabályszerűségek (Bárdossy Gy. et al., 2000). A természetes kaotikus rendszerek tulajdonságaival először Mandelbrot foglalkozott, amelyek szemléltetésére alkalmas geometriai alakzat a Mandelbrot-halmaz.

2.1.3.2. Mérési hiba

A mintavételezésekhez és mérésekhez kötődő hibák is tovább oszthatók szabályos (szisztematikus) és szabálytalan (véletlenszerű) csoportra, amelyek elkülönítése szintén fontos a természettudományos kutatásokban. Ráadásul általában nem rendelkezünk megfelelő számú mintával a vizsgált paraméterről, ezért hibahatárok megadásával szükséges számszerűsíteni a hibákat és a bizonytalanságot, amelyek csökkentésével pontosítható az eredmény (Bárdossy Gy. et al., 2000).

A rendszeres hiba (systematic error) a mérendő mennyiség valódi értékének és az ugyanazon mérendő mennyiség megismételhetőségi feltételek között végzett, végtelen sok mérési eredményének különbsége. A véletlen hiba (random error) a mérési eredmény és az ugyanazon mérendő mennyiség megismételhetőségi feltételek között végzett, végtelen sok mérési eredményének különbsége, amely azonban csak becsléssel adható meg. A mérési hiba és a mérendő mennyiség valódi értékének hányadosa a relatív hiba (relative error). A rendszeres hiba csökkentésére korrekciót szoktak alkalmazni, amely általában a becsült rendszeres hiba negatív értéke (OMH & MTA-MMSZ Kft., 1998).

2.1.3.3. Megbízhatóság

Egy paramétert akkor minősítenek biztonságosnak, ha annak kockázatát ismertnek veszik és elfogadhatónak tekintik. A megbízhatóság és a kockázatvizsgálat egymással összefügg és mindkettő fontos a biztonság szempontjából: „Egy egység megbízhatósági jellemzőjét a valószínűséggel úgy lehet kifejezni, hogy egy meghatározott időtartam (t) alatt, meghatározott feltételek mellett teljesíteni fogja a kívánt funkciót” (Dummer, G. W. A. – Winton, R. C., 1986). A modern szemlélet szerint a megbízhatóságot a matematikai minimummal körvonalazzák, a tervezéssel, a megfelelő eszközök kiválasztásával, a karbantartással, a biztonsággal, ill. a biztonsági felszerelésekkel és tartalékokkal alapozzák meg. A megbízhatóság (reliability, R) King (1990) szerint azon lehetőség 0 és 1 közötti számmal történő kifejezése, amely szerint a tervezett cselekvés adott körülmények között egy adott időtartam alatt végrehajtható. Értéke egy egész megfigyelés sorozat átlagából számítható ki (pl. a hiba kijavításának ideje), de az adatok hiányossága miatt gyakran inkább szubjektív fogalmakkal írják le.

A megbízhatóság növelése érdekében a bizonytalanság és a hiba csökkentésére különböző matematikai eljárásokat dolgoztak ki, amelyek mellett gyakran a mintavétel megisméltése is szükséges. Erre azonban a természetes rendszerek vizsgálatánál ritkán van lehetőség. A földtudományokban főleg hagyományos valószínűségelméleti (robosztus és nemparaméteres, valamint egy-, két- és sokváltozós) módszereket alkalmaznak, amelyek azonban csak korlátozott mértékben képesek kezelni a bizonytalanságot (Bárdossy Gy. et al., 2000). A valószínűségelméletben élesen elkülönülnek a halmazhoz tartozó és az azon kívüli elemek, ez a

határ azonban a természetes rendszerek esetében jóval „életlenebb”. A földtudományok területén is gyakran tapasztalunk átmeneteket (ásvány módosulatok, közettípusok, fáciesek), amelyekre éles határokat erőltetve csak torzított képet kaphatunk. Ráadásul a hagyományos statisztikai eljárásokhoz megfelelő számú minta szükséges, amely nem mindig áll rendelkezésre.

A földtudományokhoz jobban alkalmazkodó eljárások közé tartoznak a geostatistika regionalizált térbeli valószínűségi változók elmélete (Matheron, G., 1971) óta tovább bővülő módszerei (Bárdossy Gy., 1992), valamint a fuzzy halmazelméleten (Zadeh, L. A., 1965, 1978) alapuló módszerek. Ez utóbbiak a természetes és mesterséges rendszerek „kisebb” és „nagyobb” mértékű hozzátartozásának bizonytalanságát is képesek számszerűsíteni, és így matematikailag kezelni (Bárdossy Gy. et al., 2000).

2.2. Fuzzy halmazelmélet

2.2.1. Alapfogalmak

2.2.1.1. Fuzzy halmaz (fuzzy set)

Olyan „életlen” halmaz, amelynek határai elmosódnak és nincsenek pontosan meghatározott tulajdonságai, de matematikai eszközökkel kezelhető (Zadeh, L. A., 1965, 1978; Bárdossy Gy. et al., 2000; Kóczi T. L. & Tikk D., 2001; Retter Gy., 2007).

2.2.1.2. Tagsági függvény (membership function)

A halmazelméletben a karakterisztikus függvény az alaphalmaz minden eleméhez valamely rögzített tartományból hozzárendelhető értéket fejezi ki. A tagsági függvény ennek azon fajtája, amikor a vizsgált paraméterhez rendelt érték arányos a halmazbeli tagság mértékével (a halmazhoz tartozás függvénye) (Kóczi T. L. & Tikk D., 2001). Ezzel a biztosan az adott halmazhoz tartozó és a biztosan nem az adott halmazhoz tartozó elemek közötti átmenetet számszerűen megadja, vagyis a fuzzy halmaz tartóját határozza meg. A halmaz minden egyes eleméhez hozzárendelt tagsági érték (membership value) egy 0 (biztosan nem hozzátartozó) és 1 (biztosan hozzátartozó) közötti számmal fejezi ki az adott halmazhoz tartozás (membership) mértékét az adott időre, helyre és körülményekre vonatkozóan (Bárdossy Gy. et al., 2000; Retter Gy., 2007).

2.2.1.3. Fuzzy szám (fuzzy number)

Olyan speciális fuzzy halmaz, amelynek tagsági függvényeit a valós számok valamely részhalmazán értelmezzük. Így tulajdonképpen a valós (crisp) számok általánosítása, amely a hozzá kötődő mérés bizonytalanságát is kifejezi. Tartókból és magból áll, amely előbbi a pozitív, utóbbi pedig az 1 tagsági értékű valós számok összessége. Két alapvető tulajdonsága tehát a normáltság (legalább egy olyan pontja van, amely felveszi az 1 tagsági értéket, vagyis magja

nem üres) és a konvexitás (egy monoton növekvő, felszálló ágat és egy monoton csökkenő, leszálló ágat tartalmaz). Ezek teljesülése mellett alakja változatos – akár szigmoid is – lehet, de a rendelkezésre álló információk korlátozottsága miatt leggyakrabban háromszög, négyszög vagy trapéz alakú. Fuzzy aritmetikával is elvégezhetőek a hagyományos matematikai műveletek, a nagyság szerinti besorolás és egy vagy több fuzzy szám átlagának, mediánjának és egyéb hagyományos statisztikai jellemzőinek meghatározása (Bárdossy Gy. et al., 2000; Kóczy T. L. & Tikk D., 2001; Retter Gy., 2007).

2.2.1.4. Defuzzifikálás

A fuzzy aritmetikával kapott eredmények különböző defuzzifikációs módszerekkel valós (crisp) számokká alakíthatók, amely lehetővé teszi az azokkal történő további műveletek elvégzését vagy a végeredmény értékelését.

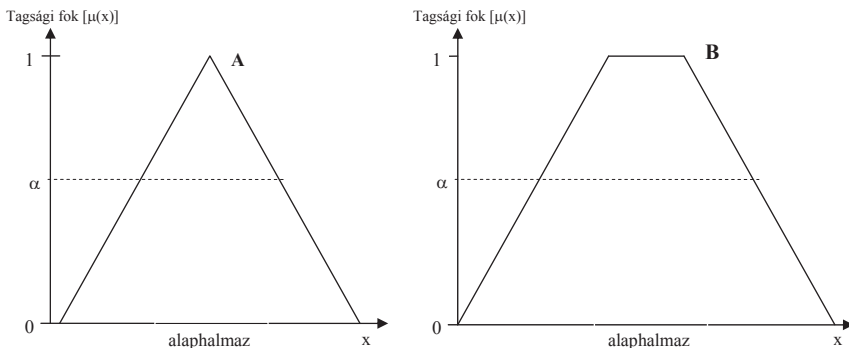
2.2.2. A fuzzy halmazok jellemzői

Az „életlen” határral jellemezhető halmazok tulajdonságai és műveletei típusuktól függően a kiterjesztések miatt jóval összetettebbek mint az „éles” határral jellemezhető, hagyományos halmazok. Alkalmazásuk és a velük való logikai műveletek általában csak számítógép segítségével végezhetőek el, kivéve az igen kevés információt rejtő, csupán néhány elemből álló fuzzy halmazokkal végzendő műveleteket. Ezek azonban a gyakorlatban igen ritkák, hiszen a vizsgált paraméterekről ma már egyre több információt gyűjthetünk és a fuzzy halmaznak pont az a szerepe, hogy összetett, egyetlen számmal megadhatatlan környezeti vagy műszaki paramétereket fejezzen ki a mérés bizonytalanságának érzékeltetésével.

Erre azért alkalmasak, mert egy fuzzy halmaz képes megmutatni elemei tagságának mértékét is, míg a hagyományos halmazelmélet „crisp” halmazai nem, mivel azok függvényei minden alaphalmazban szereplő elemhez vagy 1-et vagy 0-t rendelnek hozzá és a kettő közötti összes értéket kizárják. A fuzzy halmaz értelmezési tartományát (alaphalmaz) sokan univerzumnak hívják, értékészlete pedig a $[0,1]$ intervallum. Jelölése (Kóczy T. L. & Tikk D., 2001):

$$\mu_A : X \rightarrow [0,1] \text{ vagy } A : X \rightarrow [0,1] \quad (14)$$

Az elsőfajú fuzzy halmaz háromszög, négyszög, trapéz vagy ezekhez hasonló, szakaszonként lineáris alakú vagy görbe oldalakkal jellemezhető lehet az adott modelltől vagy attól függően, hogy a maximális tagsághoz egy vagy több érték is hozzátartozik-e (2.1. ábra). A fuzzy halmaz középpontja az a változó, amely az 1 értéket veszi fel (trapéz esetén az 1-hez tartozó intervallum középpértéke). Az oldalakat leíró karakterisztikus függvények adják ki a teljes tagsági függvényt. A fuzzy halmaz nem feltétlenül szimmetrikus, lehet az egyik oldal felé elnyúltabb alakú.



2.1. ábra: Elsőfajú, háromszög (A) és trapéz alakú (B) fuzzy halmaz

Abban az esetben, ha az egyes alaphalmazbeli elemekhez nem pontosan egy érték tartozik, hanem inkább egy intervallum, akkor intervallumértékű fuzzy halmazról beszélünk:

$$\mu_A : X \rightarrow E([0,1]) \text{ vagy } A : X \rightarrow E([0,1]) \quad (15)$$

Ilyenkor már két görbe segítségével kell megadni a halmazt határoló oldalakat, amelyek az adott intervallum két-két határértékét mutatják. Ezzel a számításokat még bonyolultabbá, de a természettudományok esetében valóságosabbá és a becsléseket megbízhatóbbá teszik. Ezek további általánosításával megengedhető, hogy az intervallumok (az értékkészlet) fuzzy értékeket is felvehetnek, amelynek következtében minden intervallum elsőfajú fuzzy halmazzá válhat kettes típusú vagy másodfajú fuzzy halmazt létrehozva. Jelölése:

$$\mu_A : X \rightarrow F([0,1]) \text{ vagy } A : X \rightarrow F([0,1]) \quad (16)$$

Itt $F([0,1])$ a $[0,1]$ halmazon definiálható fuzzy halmazok halmaza vagy a $[0,1]$ fuzzy hatványhalmaza. Még tovább általánosítva kaphatunk hármastípusú vagy harmadfajú fuzzy halmazokat és így tovább, csak ezek a gyakorlatban már nem használtak.

Más intervallumok, pl. az L halmaz hozzárendelése esetén L-fuzzy halmazt kapunk. Ha L halmaz részben rendezett és létezik benne általános unió és metszet művelet, akkor hálóról beszélünk (angolul lattice), ez adja az elnevezést. Jelölése:

$$\mu_A : X \rightarrow L \text{ vagy } A : X \rightarrow L \quad (17)$$

Ha az alaphalmaz is fuzzy halmaz, akkor kettes szintű fuzzy halmazt kapunk, ahol $F(X)$ az X halmaz fuzzy halmaza. Ez lehetővé teszi, hogy pontatlan, bizonytalan vagy megbízhatatlan eredetű alaphalmaz esetén is hozzárendelhesünk tagsági függvényt. Jelölése:

$$\mu_A : F(X) \rightarrow [0,1] \text{ vagy } A : F(X) \rightarrow [0,1] \quad (18)$$

Ez is általánosítható még tovább, pl. a másodfajú fuzzy halmazzal való kombinációval és akkor a következő tagsági függvényt kapjuk:

$$\mu_A : F(X) \rightarrow F([0,1]) \text{ vagy } A : F(X) \rightarrow F([0,1]) \quad (19)$$

A $\mu=1$ tagsági fok esetében a vizsgált változó maximális „igazságérték”-kel beletartozik az adott fuzzy halmazba. Matematikai nyelvezettel és „ha-akkor” szabállyal A és B halmaz, ill. x és y változó esetén például: ha $x=A$, akkor $y=B$, röviden $A(x) \rightarrow B(y)$. A $\mu_{x,A}=0$ tagsági fok esetében biztosan nem tagja az A halmaznak a z vizsgált változó: $z \neq A$. A $[0;1]$ intervallum közbenső értékei pedig a nagyságuktól függően jelzik az adott változó tagságának mértékét a fuzzy halmazban. Az α -vágat vagy α -szint (A_α) egy olyan „crisp” halmaz, amely az alaphalmaz minden olyan elemét tartalmazza, amelynek az adott halmazbeli tagsági értéke α -nál nem kisebb, azaz

$$A_\alpha = \{x \mid A(x) \geq \alpha\}, \text{ ahol minden } \alpha \in [0,1] \quad (20)$$

Ha az egyenlőséget nem engedjük meg, akkor szigorú α -vágatról vagy α -szintről ($A_{\alpha+}$) beszélünk. Az A szintthalmaza ($A(A)$) az A halmaz összes egymástól különböző α -vágatát tartalmazó halmaz:

$$A(A) = \{\alpha \mid A(x) = \alpha \text{ valamilyen } x \in X\text{-re}\} \quad (21)$$

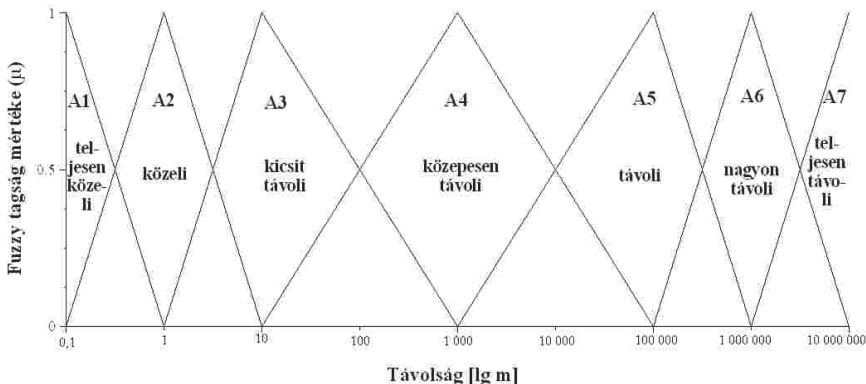
Lényeges α -vágatok vagy α -szintek ($A^*(A)$) a szakaszonként lineáris fuzzy halmazok esetében a töréspontokhoz tartozó tagsági értékek, amelyeknek jelentős szerepük van a műszaki alkalmazásoknál (szabályinterpolációs technika). Vannak ezeken belül is kitüntetett fontosságúak, mint pl. a fuzzy halmaz tartója ($supp(A)$), magja ($core(A)$), magassága (szuprémum, $h(A)$).

Az A fuzzy halmaz akkor normális, ha $h(A)=1$, ellenkező esetben szubnormális: $h(A)<1$. Ezen kívül jellemezhető a konvex, ill. konkáv fogalommal attól függően, hogy az adott α -vágás összefüggő-e vagy sem. Vannak több részhalmazból álló fuzzy halmazok is, amelyek gyakorlati szempontból legjelentősebb képviselői a „nyelvi változók”.

2.2.3. Nyelvi változók

A szubjektív fogalmakkal megadható nyelvi változók esetében a fuzzy halmazhoz tartozást már egy egész függvényrendszer adja meg, amely általában páratlan számú részhalmazokból áll. A vizsgálandó paraméter jellegétől függően általában 3, leggyakrabban 5 vagy 7, esetleg 9 részhalmazt szoktak megadni. A részhalmazokat az adott nyelvi változóval és az ahhoz kapcsolt módosító szóval (hedge, pl. nagyon, mérsékelten, kicsit) jellemezzik (2.2. ábra).

A részhalmazok általában a $\mu=0,5$ tagsági értéknél metszik egymást és szimmetrikusak, hacsak nem rendelkezünk határozott információval ettől eltérő alak választására. A mérésükre szolgáló skálát a változónak megfelelően kell megadni; ez a nyelvi változó numerikus sorozata, amely magába foglalja a teljes kifejezeshalmazt, tehát megadja a fogalom jelentésének összességét (UoD = Universe of Discourse). Ennek meghatározása az érintett hatóság vagy az elemzést elkészítő szakmai csoport vagy a helyi adottságokban legjáratosabb szakértő(k) feladata. Az x-tengelyen megjelenő értékek sorozata az adott kifejezés alaphalmaza.



2.2. ábra: A „távolság” nyelvi változó kifejezéshalmaza hét csoport választása esetén

A térbeli kiterjedés nagyságának és az időtartam hosszúságának nyelvi változói területi és időmértékek relatív kifejezései, amelyek könnyen és közvetlenül átalakíthatók tagságok fuzzy értékeivé. A „távolság” nyelvi változó például a 2. ábrán jelölt kifejezések háromszög alakú fuzzy részhalmazainak összessége, amelynek numerikus sorozata: 0-10 000 000 és például „távoli” (A₅) részhalmazának alaphalmaza: 1-100 km. Ez a felosztás a „magasság”, „kor”, „jelentőség”, „eredetiség”, „elfogadhatóság”, „fenntarthatóság”,... nyelvi változó esetében már másképp alakul. Az itt felsorolt paraméterek egy része megmérhető, másik részük azonban nem és mindenki máshol húzná meg részhalmazaik határait.

A különböző nyelvi változók fuzzy halmazaival is végezhetők logikai műveletek az előző alfejezetben leírtak szerint. Egy adott változóra kiválasztott részhalmazok száma is befolyásolhatja a becslés pontosságát és megbízhatóságát, amely több paraméter bevonása esetén hatványozottan jelentkezik (Rózsa E. & Dezső Zs., 2005). Ezen kívül a sorrendiség megállapításánál is fontos szerepe lehet például a kockázatelemzésben vagy általában a döntéshozásban.

2.3. Fuzzy aritmetika

2.3.1. A fuzzy számok jellemzői

A mérhető paraméterekről rendelkezésre álló adatsorokban kisebb-nagyobb intervallumok segítségével adható meg a mért értékek teljes tartománya a hozzájuk fűződő bizonytalanság mértékétől függően. Egy adott paraméter egyetlen értékét kiválasztva nem tudjuk megfelelően jellemezni a teljes adatsort, még annak átlagát vagy mediánját kiválasztva sem. A fuzzy szám megadásakor először az 1 tagsági értékű pontot vagy szakaszt jelöljük ki (mag), majd megadjuk

a méréssel kapott legkisebb és legnagyobb értéket (a tartó minimuma és maximuma) (Bárdossy Gy. et al., 2000). Lineáris kapcsolat esetén a három értékkel megadott fuzzy számok háromszög, a négy értékkel jellemezhető trapéz alakúak lesznek, a halmazok alakjához hasonlóan azonban nem feltétlenül szimmetrikusak.

Amennyiben a fuzzy számot meghatározó tagsági függvények nem lineárisak, a fuzzy szám „oldala” az egyenestől eltérő lesz, amelyet a köztes (α , β , γ , ...) vágatokhoz tartozó értékek kirajzolnak. Minél pontosabb eredményt szeretnénk kapni, annál több vágatra kell elvégeznünk a számításokat. A bonyolult folyamatokkal jellemezhető rendszerek általában szigmoid alakú fuzzy számokkal fejezhető ki a legjobban (Dombi J. & Györfő N., 2006a), és mivel sokszor jelentős bizonytalanságot hordoznak magukban, gyakran igen széles értéktartományú a tartójuk. A tartó és a mag minimuma, ill. maximuma mellett ilyenkor a 0,5 tagsági értékű α vágatra is elvágjuk az adott számításokat, és ezt tovább felezve a 0,25 és a 0,75 tagsági érték esetében tovább pontosítható az eredményül kapott halmaz alakja.

Fuzzy számokkal is végezhető műveletek (pl. összegzés, szorzás, osztás) a klasszikus aritmetika szabályai szerint. Ilyenkor a fuzzy számokat jellemző megfelelő (csúcsponti) értékpárok között kell elvégezni az adott műveletet, amelynek során az eredmény is fuzzy szám lesz. Összegzés és szorzás esetében az ugyanolyan helyzetű, osztásnál viszont az ellentétes helyzetű (minimum és maximum) pontok alkotják ezeket az értékpárokat. Így műveletek egész sora is elvégezhető, és a fuzzy számok egyenletek megoldásánál sem jelentenek akadályt. Minél több és magasabbrendű műveletet végzünk azonban egy fuzzy számon, annál jobban növekszik a benne rejlő bizonytalanság is. Ezért az összetett egyenletek végeredménye általában igen elnyúlt trapéz vagy szigmoid alakú lesz, kifejezve a benne rejlő halmozott bizonytalanság mértékét (Bárdossy Gy., et al., 2000; Kóczy T. L. & Tikk D., 2001).

2.3.2. Fuzzifikáció

Egy reprezentatív mintavételezés során vizsgált paraméter mérési eredményei az adott paraméter halmazának elemei, amelyek tükrözik az adott paraméter természetes változékonyságát és a mérés hibáját a mintavételezés idejére és a kutatási területre vonatkozóan. Az elemek számától (azaz a mintaszámától) függetlenül ez a halmaz felrajzolható egy háromszög alakú fuzzy számként, amelyben a tartó minimuma a mérés során kapott legkisebb, maximuma a legnagyobb érték, magja pedig a mérési eredmények mediánja. Ezzel azonban lineáris kapcsolatot feltételeztünk a legkisebb, ill. legnagyobb és a medián érték között, ami megfelelő számú (a vizsgált paraméterek öt-tízszere) mérési eredmény esetén az eloszlás meghatározásával pontosítható.

Ha a számításaink elvégzéséhez szükséges paraméterről nem áll rendelkezésre valós (crisp) számok formájában megfelelő számú adat, akkor nyelvi változóként vagy a kutatási terület, valamint a vizsgált paraméter kellő ismerete mellett szakmai tapasztalatainkra támaszkodva vonhatjuk be a számításokba. A szubjektív szakmai tapasztalatokat a valószínűségelméletben is felhasználják (Bayes-módszerek) – csak ott jóval nehezkesebben (Bárdossy Gy. et al., 2000) –, ha a vizsgált paraméter kihagyása lényegesen befolyásolná a végeredményt.

A természetes rendszerek összetettsége miatt a természettudományi kutatások során kapott mérési eredmények általában szigmoid alakú empirikus eloszlásfüggvényt rajzolnak ki, amely fuzzy számuk alakját is meghatározza. Minél több mérési eredménnyel rendelkezünk, annál pontosabban rajzolódik ki az adott paraméter empirikus eloszlásfüggvénye, amely eloszlás a normálás után is megőrződik. A normálás különböző módszerei mellett több paraméter vizsgálata esetén súlyozást is szoktak alkalmazni a számításokba bevonandó paraméterek különböző mértékben történő figyelembevételé miatt (Dombi J. & Györfi N., 2006).

2.3.2.1. Normalizálás

A normalizálás a vizsgált paraméter elemein (mérési eredményein) végzett olyan transzformáció, amikor azokat a [0,1] intervallum elemeivel helyettesítjük úgy, hogy a helyettesített értékek eloszlása megegyezik az eredeti értékek eloszlásával (Bodon F., 2004). Ez többféle matematikai összefüggés szerint történhet:

- a legkisebb (X_{min}) és legnagyobb (X_{max}) érték közötti lineáris kapcsolat alapján,
- a legkisebb (X_{min}) és legnagyobb (X_{max}) érték közötti exponenciális kapcsolat alapján,
- az eloszlás- vagy a sűrűségfüggvény alapján,
- statisztikai alapon a szórás meghatározásának segítségével.

A leggyakrabban alkalmazott normalizálási eljárás a lineáris normálás:

$$X' = \frac{X - X_{min}}{X_{max} - X_{min}} \quad (22)$$

ahol X a vizsgált paraméter valamely mért értéke, X' ennek normáltja, X_{min} a legkisebb, X_{max} pedig az adott paraméter legnagyobb mért értéke.

Gazdasági kockázatelemzésnél a csőd bekövetkezésének valószínűségét vizsgálva a hagyományos lineáris regressziós modellek helyett logisztikus regressziót alkalmaznak. Az informatikában és az orvostudományban (mesterséges neuronhálózatok) ezt a gondolatot viszik tovább és több logisztikus regressziót kombinálnak. Az összetett rendszerekben a vizsgált változó mellett gyakran más zavaró hatások is befolyásolják a mért eredményeket, amelyek figyelembevételére és korrekciójára a logisztikus regresszió alkalmas, ezért mind a gazdasági mind a környezeti és egészségkockázat becslésben nélkülözhetetlen.

A logisztikus regresszió a vizsgált esemény előrejelzésének (klasszifikáció) egyik eljárása, amely a változó eloszlásának ismeretében a lineáris regresszió ún. legkisebb négyzetek módszere helyett a „maximum likelihood ratio” (ML módszer) kiszámításával becsli a paramétereket. Ez – mint minden valószínűségi arány számítása – exponenciális, ezért a természetes logaritmus alapot használja. Két típusa a bináris, azaz két lehetséges kimenetelű változóval foglalkozó dichotom és a több lehetséges kimenetelt is figyelembe vevő polychotom logisztikus regresszió (Hajdu O., 2004). Dolgozatomban a dichotom logisztikus regresszióra épülő, szigmoid alakú empirikus eloszlásfüggvény jelenti a normalizálási eljárás alapját, amelyben a két lehetséges kimenet és azok feltételes valószínűsége:

- $Y_1=1$ a vizsgált tulajdonság megléte: $p_1=p$;
- $Y_2=0$ a vizsgált tulajdonság hiánya: $p_2=1-p$.

A dichotom döntési modellben a logisztikus regresszió egyenlete: $odds = \frac{p}{1-p}$ (23)

ahol *odds* a vizsgált tulajdonság meglétének és hiányának valószínűsített aránya.

Akkor is számítható, ha a vizsgált független változó kategorikus – főleg, ha bináris –, és akkor is, ha folyamatos – ekkor azonban értelmezni kell az egységnyi növekedésre eső kapcsolatot (OR).

A logisztikus regresszió szerint az *odds*-arány logaritmus (a *p* valószínűség „logit”-ja):

$$\ln(odds) = \ln \frac{p}{1-p} = \ln p + \ln(p-1) = \beta_0 + \beta_1 I = \beta_0 + X_1 \beta_1 + X_2 \beta_2 + \dots + X_n \beta_n \quad (24)$$

ahol X_1, X_2, \dots, X_n az $Y_{1,2}=\{1,0\}$ bináris tulajdonsághoz tartozó független változókat, β_n pedig az egyes alternatívákat jelöli. Ezek sorozata lineáris („prediktor”) és a logaritmus szabályai alapján:

$$p = \frac{e^{\beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_n x_n}}{1 + e^{\beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_n x_n}} = \frac{e^{-\beta'x}}{1 + e^{-\beta'x}} = \frac{1}{1 + e^{-\beta'x}} \quad (25)$$

ahol $\beta' = (\beta_0, \beta_1, \beta_2, \dots, \beta_n)$. Dichotom lineáris regressziónál az elegendő mintaszám a vizsgált változók öt-tízszere, többszörös regressziónál pedig legalább annyi, mint amennyi az egyszerű regressziónál. A modell akkor megfelelő, ha az egyes változók között interakció van, és ezt a modell felépítésénél figyelembe is vesszük.

Ha a vizsgált paraméterek mérési eredményeire felrajzolt empirikus eloszlásfüggvény szigmoid alakú, akkor a fenti exponenciális összefüggés alapján történő normálás pontosabb becslést ad mint a lineáris normalizálás. Exponenciális összefüggésre a normalizálás egyenlete:

$$X_N = \frac{1}{1 + e^{-\lambda(x-a)}}, \quad a = \frac{1}{2} \quad (26)$$

ahol *a* a szigmoid alakú eloszlásfüggvény küszöbszintje (threshold) és λ a bizonytalanság mértéke, azaz a szigmoid függvény meredekségét fejezi ki: az ezen pontban húzott érintő, valamint az *x*-tengely által bezárt *a* szög iránytangensének negyede ($tg\alpha = 4\lambda$). A normált értékek minimuma az exponenciális összefüggés miatt nem éri el a nullát, maximuma azonban minden esetben egy.

A szigmoid függvényt elsősorban többletvezető döntési eljárásokban (MCDM = multicriteria decision making) és páros összehasonlítások többletvezető döntési modelljében alkalmazzák

mint logisztikus valószínűségi eloszlásfüggvényt. Mind a gazdasági folyamatok növekedési függvényeinek, mind fizikai és kémiai rendszerek időbeli viselkedésének modellezésére használják. Fuzzy halmazelmélet alkalmazásánál felhasználható a halmazhoz tartozás függvényeként és a $\chi(x)$ karakterisztikus függvény folytonos közelítéseként általános küszöbfüggvényként (a folytonos vezérlések alapja) alkalmazható (Jónás T., XXV. OTDK).

2.3.2.2. Súlyozás

Amennyiben a számításokba bevonandó paramétereket a vizsgált esemény bekövetkezésének szempontjából eltérő mértékben szeretnénk figyelembe venni, súlyozást kell alkalmaznunk. Ez történhet általánosan érvényes irodalmi adatok vagy az adott területre, ill. a vizsgálat tárgyára vonatkozó, hely- és fajspecifikus megfigyelések alapján. Az egyes paraméterek ilyen módon kiszámított súlytényezőivel beszorozva a megfelelő normalizált értékeket, a számításokba a már súlyozott adatokat tudjuk bevonni. Összetett rendszereknél sokszor igen nehéz feladat a valóságnak megfelelő súlytényezők meghatározása, amelyet jelentősen segíthet a fuzzy rendszerekre kidolgozott Dombi-operátor alkalmazása (Dombi J., 1982).

A kockázatbecslésben figyelembe kell venni az együtt jelenlévő szennyezőanyagok egymás káros hatásait módosító képességét, amelyhez alaposan kell ismerni a kémiai és biokémiai jellemzőket, ill. kapcsolatokat. Amennyiben az adott szennyezőanyag növények vagy állatok, esetleg természet gombák általi felvétele (szervetlen és szerves vegyületeinek eltérő jellege) vagy a többi környezeti elemmel való kapcsolata (szinergens vagy antagonistá hatás) miatt átalakul és káros hatása ezzel módosul, a közvetett bevitel becsléséhez kiválasztott referencia dózisonál vagy az érintett súlyozó tényezőnél ezt figyelembe kell venni. Az egyes tényezőkre kapott súlyértékeket szintén rangsorolhatjuk fontosságuk szerint:

$$s = \frac{\sum_{i=1}^n s_i}{\sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^n s_i} \quad i = 1, 2, \dots, n \quad j = 1, 2, \dots, m \quad (27)$$

ahol s az összegzett súlyérték [-], s_i az egyes tényezőkre kapott súlyérték, i a súlyozó tényezők és j a szennyezőanyagok száma.

2.3.2.3. A fuzzy halmazelmélet operátorai

A rugalmas rendszerek szigorú monoton (nilpotens) operátorokat alkalmaznak, amelyek fontos szerepet játszanak a fuzzy halmazelméletben. Ezek egyik speciális esete a Dombi-operátorcsalád (Dombi J., 1982), amely kifejezetten a fuzzy halmazelméletben felmerülő problémák megoldását teszi lehetővé (Dombi J., 1997, 2005a):

$$c_{\alpha}(x, y) = \frac{1}{1 + \left[\left(\frac{1-x}{x} \right)^{\alpha} + \left(\frac{1-y}{y} \right)^{\alpha} \right]^{\frac{1}{\alpha}}} \quad (28)$$

ahol x és y a vizsgált paraméterek mért értéke, α a küszöbérték. Két paraméter súlyozása esetén ez az alábbiak szerint módosul:

$$c_{\alpha}(x, y) = \frac{1}{1 + \left[u_1 \left(\frac{1-x}{x} \right)^2 + u_2 \left(\frac{1-y}{y} \right)^2 \right]^{\frac{1}{2}}} \quad (29)$$

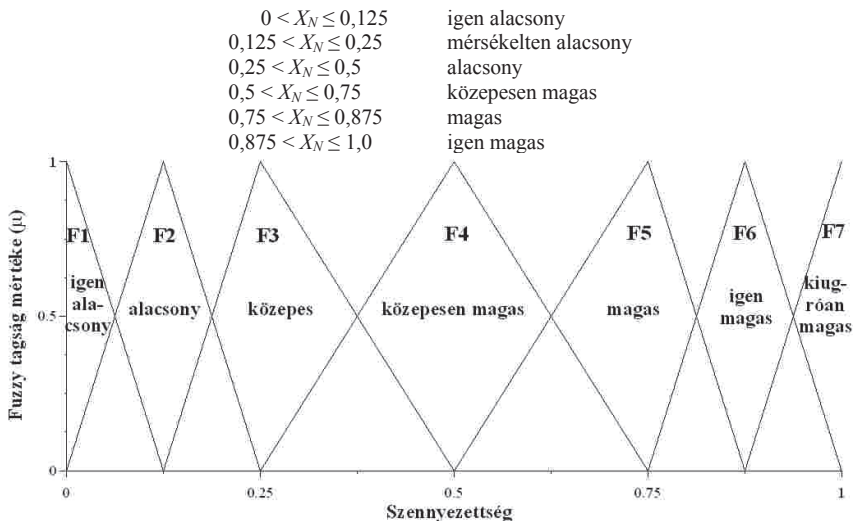
ahol u_1 és u_2 a két vizsgált paraméter súlytényezője.

2.3.3. Kompozíciós eljárás

A vizsgált paraméterek normalizált (és súlyozott) értékeinek sorba rendezése után az empirikus eloszlásfüggvényt páratlan számú részekre osztjuk, amely páratlan szám általában 3, 5, 7 vagy 9 szokott lenni. Az összetett rendszerek esetében legáltalánosabb a hét csoport elkülönítése elsősorban a természetes rendszerek bonyolult és egymással összefüggő folyamatainak vizsgálatánál az emberi agyműködés összetettségének analógiájára (Mérő L., 1989). A csoportokat úgy célszerű elkülöníteni, hogy a kiugró (legkisebb és legnagyobb) értékeket tartalmazó (szélső) csoportokba kevesebb elem tartozzon. Hét csoport elkülönítése esetén az empirikus eloszlásfüggvény értékkészletének felosztása általában az alábbi határok szerint történik: 0,125; 0,25; 0,5; 0,75, 0,875.

Az egyes csoportok legkisebb és legnagyobb értéke megadja a fuzzy halmaz tartójának minimumát, ill. maximumát, mediánja pedig a halmaz magját (fuzzifikáció). Ezen értékekre minden csoport esetében felrajzolható egy háromszög alakú fuzzy szám az empirikus eloszlásfüggvény értékkészletén, amelyek segítségével minden mért elemhez két tagsági érték rendelhető. Az egymást mindig 1-re kiegészítő tagsági értékpárok megadják az adott mért érték egyik vagy másik csoporthoz tartozásának mértékét. Az így kapott tagsági értékeket grafikusán ábrázolva kirajzolódnak az egyes csoportok fuzzy számainak alakjai. Az egyes fuzzy számok tartói egyszerű lineáris eloszlásfüggvény esetében egyenesek, az összetett rendszereket jellemző, gyakoribb szigmoid függvény esetében pedig görbék (Dombi J., 1982).

A normált értékekre a természetes rendszereket legjobban közelítő módon az emberi percepciónak megfelelően hét, a szigmoid alakú eloszlásfüggvény $a=0,5$ küszöbértéke felé szimmetrikusan szélesedő csoportot állítunk fel (Miller, G. A., 1956; Mérő L., 1989) az összegzett súlyértékek szerint. Az egyes paraméterek nyelvi változóinak csoportjait az értékkészletük növekedésének megfelelő módosítószavakkal nevezzük el, amelyek a $[0;1]$ intervallumba eső normált – például koncentráció – értékek (X_N) esetében az alábbi határok szerint változnak (2.3. ábra):



2.3. ábra: A fuzzy csoportok nyelvi változói az öt koncentráció paraméter együttes figyelembevételében

Előfordulhat olyan paraméter, amelynél kevesebb vagy esetleg több csoportra van szükség. Ilyenkor is érdemes pártlan számút választani, legalább ötöt vagy legfeljebb kilencet. A szimmetrikusan szélesedő csoportok közül mindig a középső tartalmazza a legtöbb mintát és a két szélső a legkevesebbet a természetes rendszerek jellemzőinek megfelelően.

A kapott csoportok mintavételi pontjainak koordinátái segítségével térképen is ábrázolhatók, amely többféle szennyezőanyag mért koncentráció értékei esetében megmutatja a mintavételi pontokhoz tartozó kockázat egymáshoz viszonyított, valamely fontos jellemző(k) szerint súlyozott mértékét.

A fuzziifikálást minden nagy mintaszámú, becsléshez szükséges mért paraméterre elvégezzük, a kis mintaszámú és a származtatott paraméterekre pedig háromszög vagy trapéz alakú fuzzy számokat szerkesztünk. A tartó minimuma az adott paraméter legkisebb, maximuma pedig a legnagyobb értéke lesz. A fuzzy szám magja egy érték esetén a medián, intervallum esetén pedig a szórás háromszorosának a mediánnal való összege, ill. különbsége (ábra).

2.3.4. Fuzzy számítások

A fuzzy halmazokkal végezhető alpműveletek bevezetése L. Zadeh nevéhez fűződik, aki a hagyományos halmazelmélet három alpműveletét alkalmazta: az egyesítést (unió vagy diszjunkció), a metszetet (konjunkció) és a komplementumképzést (negáció). Ezek fuzzy

halmazokra történő általánosításával kapjuk a „Zadeh-féle (alapvető vagy standard) fuzzy halmazműveletek”-et. Metszet és unió esetén asszociatív a művelet, ezért tetszőleges véges számú fuzzy halmazra is kiterjeszthetők (Zadeh, L. A., 1965, 1978):

1. Az „X” alaphalmazon értelmezett „ $A \in F(X)$ ” fuzzy halmaz *Zadeh-féle komplementese* „ \bar{A} ”, amelynek egyenlete minden „ $x \in X$ ” esetén

$$\bar{A}(x) = 1 - A(x) \quad (30)$$

Azok az alaphalmazbeli értékek, amelyekre teljesül az „ $\bar{A}(x) = A(x)$ ” egyenlőség, az „A” fuzzy halmaz egyensúlyi pontjai. Zadeh-féle komplementes esetén ezek a „ $\mu=0,5$ ” tagsági fokhoz tartozó pontok.

2. Két fuzzy halmaz *Zadeh-féle metszete (t-norma)* adott „ $A, B \in F(X)$ ” fuzzy halmaz és minden „ $x \in X$ ” esetén a következő:

$$(A \cap B)(x) = \min [A(x), B(x)] \quad (31)$$

3. Két fuzzy halmaz *Zadeh-féle uniója (s-norma vagy t-konorma)* adott „ $A, B \in F(X)$ ” fuzzy halmaz és minden „ $x \in X$ ” esetén a következő:

$$(A \cup B)(x) = \max [A(x), B(x)] \quad (32)$$

Minden „ $F(X)$ ” fuzzy hatványhalmaz *algebrai háló*, amelyben a fuzzy metszet és fuzzy unió „hálómetszet” és „hálóunió”. Ezt a fuzzy komplementessel még megtoldva De Morgan-hálózathoz vagy -algebrához jutunk. Ezen a területen különböző struktúrák alakultak ki: a Zadeh-szorzat (valószínűségelmélet), a Frank- és a Dombi- operátorcsalád (Dombi J. & Gera Zs., 2005a,b; Dombi J. & Györbíró N., 2006; Dombi J., 2006).

A „t-norma”, ill. „t-konorma” elnevezés „trianguláris (háromszög-) norma” rövidítése, amely a háromszög-egyenlőtlenség teljesüléséből ered. Az alpműveletek mellett a $[0,1]$ intervallumon végzett többi fuzzy művelet is a megfelelő hagyományos halmazművelethez hasonló, csak annak kiterjesztése.

A fuzzy szemléletben a karakterisztikus függvény azonos a reláció, azaz a halmazok közötti kapcsolat tagsági függvényével. A *fuzzy relációk* (R) osztályozása az egymással valamilyen kapcsolatban álló halmazok száma alapján történik, így megkülönböztetnek „bináris”, „ternáris”, ... és „n-áris” relációt. Az irányítási rendszerek gyakorlatában fontos, fuzzy relációkon értelmezett művelet a projekció (R \downarrow) és a hengeres kiterjesztés (R \uparrow), amelyek egymás inverzének tekinthetők.

A fuzzy koncepció alapján történő modellezés hatékonyságának titka a fuzzy műveletek és a tagsági függvények körütekintő – sokszor egyidejűleg több művelet – kiválasztása. Ez nem könnyű feladat, mivel végtelen számú fuzzy művelet létezik és nincs „funkcionális teljesség”, csak műveletcsaládokba sorolással és a Boole-algebra analógiái alapján lehet megpróbálni a rendszerezést. Ilyen módon a fent felsorolt három alapvető műveletcsalád – fuzzy komplementes esetén további alcsaládok („c-típusú”, „kettős küszöb típusú”, „Sugeno”- és „Yager”-

komplemens) – mellett léteznek aggregációs operátorok és I-fuzzy struktúrák. Az előbbi segítségével több fuzzy halmazt lehet egyesíteni (pl. OWAs = ordered-weighted averaging aggregators, Dombi-operátor), az utóbbival, azaz interaktív fuzzy halmazműveletekkel pedig algebrai műveletek „fuzzifikálás”-át lehet elvégezni (Kóczy T. L. & Tikk D., 2001).

2.3.5. Defuzzifikáció

A fuzzy számok formájában kapott eredmények nehezen vethetők össze egymással, ezért minősítésükhöz vissza kell azokat alakítanunk crisp számokká. Ennek több módja is létezik (Anile, A. M. & Gallo, G., 2001):

1. a fuzzy szám maximumának kiszámításával;
2. a fuzzy szám súlypontjának meghatározásával;
3. az intervallum középvértékének kiszámításával;
4. a fuzzy számok közötti távolság megadásával.

Az első módszert szokták a leggyakrabban választani, mivel ez a legegyszerűbb és a legnagyobb valószínűségi (tagsági) érték (középső maximum) kiválasztásán alapul. Gyakran alkalmazzák a másodikat is, amely az adott fuzzy szám tömegközéppontjának megszerkesztésével vihető véghez:

$$g = \frac{\int_a^b x\mu(x)dx}{\int_a^b \mu(x)dx} \quad (33)$$

ahol $\mu(x)$ a fuzzy szám formájában kifejezett tagsági függvény.

A harmadik módszer mind a valószínűsített értéket, mind egy fuzzy szám kiterjedését figyelembe veszi és különböző vágatok segítségével számolja ki: $M(z) = [Ml(z), Mr(z)]$

$$Ml(z) = \int_0^1 z l \alpha d\alpha \quad \text{és} \quad Mr(z) = \int_0^1 z r \alpha d\alpha \quad (34)$$

Ennél a módszernél szintén alkalmazható a középvérték (geometriai közép, maximumok közepe) defuzzifikáló skalárként:

$$MM[z] = (Ml[z] + Mr[z]) / 2 \quad (35)$$

A negyedik módszer bármely defuzzifikáló skalár alkalmazása mellett két fuzzy szám (u, v) közötti távolság meghatározása a megfelelő skalárok közötti abszolút távolságban megadva, pl.

$$\text{dist } l(u, v) = \text{abs } [MM[u] - MM[v]] \quad (36)$$

Más távolságokat is meghatározhatunk fuzzy számok esetében az intervallumokra az előbbieken felírt távolságszámításból kiindulva. Például vegyünk egy $\varphi_p(x) = x^p$ függvényt és két intervallumot: $A = [a, b]$ és $B = [c, d]$, majd határozzuk meg a távolságot:

$$\text{dist}(A, B) = \varphi_p^{-1}(0.5(\varphi_p|a-c|) + \varphi_p|b-d|), \quad \text{ahol } p \geq 1 \quad (37)$$

Majd adjuk meg az α -vágás által kijelölt két fuzzy számot (u_α, v_α) . Az így létrehozott távolság:

$$dist2(u, v) = \int_0^1 dist(u\alpha, v\alpha) d\alpha \quad (38)$$

A bevezetett távolsággal egy olyan sorrendiséget kaphatunk fuzzy számokra, amely megfelelő a legtöbb gyakorlati alkalmazásban. Más rangsorolás is létezik (Heilpern, S., 1997) és a $d_{[i,j]}$ dominancia mátrix a valós számok bevezetésének előzményeként is bemutatható.

2.4. Fuzzy logika

A fuzzy szemlélet szerint kifejezhetjük az olyan nyelvi változók szubjektivitását, mint pl. a „távoli”, „széles”, „meredek”, „hideg”, „nehéz”... Ezeket a jelzőket ugyanis nem tudjuk közvetlenül valós számokkal kifejezni, mivel mindenki csak „körülbelül hasonló” számokat rendelne hozzájuk, amelyek minden környezeti tényező esetében változhatnak. A „körülbelül hasonló” számok azonban intervallumokba foglalhatók és az egymásba átmeneteket biztosító intervallumok az adott nyelvi változót már annak szubjektivitásához alkalmazkodva rugalmasan tudják kifejezni. Ezekkel a rugalmas intervallumokkal így már számításokat végezhetünk, ha ehhez megfelelő matematikai szabályok szerint járunk el. A fuzzy logikát követő matematikának is megvannak a maga sajátos alapfogalmai és műveleti szabályai (logikai műveletek: unió, metszet, ...), amelyek a Boole-féle és a „ha-akkor” logika szabályain alapulnak:

A számítógépes „mesterséges intelligencia” világában megjelenő technikai megoldások között a fuzzy logika a következő módszereket alkalmazza (Kóczy T. L. & Tikk D., 2001):

1. rugalmas, megközelítő gondolkodásmód „ha – akkor” modellek segítségével;
2. evolúciós, ill. genetikai algoritmusok bevonása;
3. mesterséges neurális hálók és más összetett hálózatok kialakítása;
4. Dempster és Shafer elmélete alapján felállított evidenciák felhasználása;
5. Bayesi-alapú gondolkodás követése.

A „ha-akkor” modelleket tudományos és mérnöki alkalmazásokra dolgozták ki különös hangsúlyt fektetve a mesterséges intelligens rendszerek megjelenítésére és véghezvitelére, valamint természetes jelenségekkel kapcsolatos következtetések levonására szolgáló, számítógépes modellezést alkalmazó eljárásokhoz (Shepard, R. B., 2005). A genetikai algoritmusok számításokba történő bevonása a természetben lezajló bonyolult biokémiai és biofizikai folyamatok alapján valószínűsíthető hatások becslését pontosítja, amelyek megértését az emberi gondolkodás idegi (neurális) hálókkal történő modellezése segíti. A Bayesi-alapú gondolkodásmód szerint korábbi tapasztalatok alapján próbálnak következtetni a jövőbeli folyamatokra és hatásokra, amelyeket más területek analógiái támasztanak alá (Borgulya I., 1998).

A fuzzy logika és a „ha-akkor” szabályok rendszerének felállítása a környezeti és emberi egészségkockázat felméréséhez szükséges, megmérhetetlen paraméterek becslésében is segíthet. A „kockázat” fogalmát minden esetben másképp fejezzük ki: lehet „jelentős káros hatás” vagy „túlzott degradáció” vagy „társadalmi/politikai ártalom” érzékelése. Korábban a hagyományos (crisp) halmazok szolgáltattak arra, hogy határértékeket lehessen megadni az ipari és fejlesztési tervezetekkel kapcsolatban, amelyek segítségével meg tudják fogalmazni a felmerülő kockázati fogalmakat. Ezeket azonban nem lehet általánosságban megadni, hiszen minden ökoszisztémának, biológiai és geológiai környezetnek megvannak a maga természetes sajátosságai és háttérértékei. Vannak olyan területek, ahol a még érintetlen természetes környezetben mért értékeket a határértékek szerint már halálosnak nyilváníthatnának, míg másutt negatív anomáliákat mérünk.

2.5. Összefoglalás

A fuzzy szemlélet fokozatos beépülése előbb a filozófiába, majd a matematikába óriási lendületet hozott a XX. században a közgazdaság, az informatika, majd a klasszikus természettudományok területén. A biztosítások világa és az üzleti élet, a modern technika megteremtése és a megbízható orvosi gyógykezelés egyre pontosabb és rugalmasabb becslési eljárásokat igényel. A mindezek háttérét adó klasszikus természettudományokba is fokozatosan beépülnek azok a modern matematikai módszerek, amelyek közül a legrugalmasabb a fuzzy szemléletű becslés.

A klasszikus valószínűségszámításra és szigorú matematikai szabályokra épülő többértékű halmazelmélet lehetővé teszi a természetes rendszerek elemeinek és mért értékeinek könnyebb és valószínű rendszerezését, valamint kezelését. A jelentős bizonytalanságot hordozó értékekhez fuzzifikációjuk során logisztikus regressziót alkalmazva exponenciális összefüggés alapján történő normalizálás után bizonytalanságuk is hozzárendelhető, miközben megőrződik eredeti eloszlásuk. Az így kapott fuzzy számokon elvégezhető az egyes tudományterületeken alkalmazott számítások műveletei és végül különböző defuzzifikációs eljárásokkal visszaalakíthatók valós (crisp) számokká az értékelés megkönnyítéséhez.

A fuzzy logika alkalmazása a döntési eljárásokat is segíti: elsősorban a többszörösen összetett döntési eljárásoknál jelent megoldást az egyes tényezők megfelelő súllyal történő figyelembevételénél. Ugyanezen az elven a természetes rendszerek bonyolult és egymással összefüggő folyamatait is rugalmasan tudja kezelni, miközben a fuzzy számok formájában megadott értékekkel egyúttal azok jelentős bizonytalanságát is kifejezi. Ezen előnyös képességeit kihasználva alkalmazható a környezeti és egészségkockázat elemzés eljárásiban.

3. A Gyöngyösorszi környéki nehézfém szennyezés természetes és mesterséges háttere

3.1. Bevezetés

Gyöngyösorszi környékén a földtani felépítés miatt a természetes háttérkoncentrációban és a több évszázados múltra visszatekintő bányászatnak köszönhetően az antropogén eredetű szennyezésben is jelentős heterogenitás tapasztalható. Mindezt fokozzák a két évtizede különböző szervezetek által végzett mintavételezésekkel és analízisekkel kapott eredmények heterogenitásai és hibái, amely vizsgálatok három eltérő időszakban történtek:

1. 1951-1996. májusáig: a flotációs technológia bevezetésével eleinte gyakran kis mennyiségben, majd egyre ritábban (csak a csővezeték öblítése, gátszakadások és a víztározó tolózárnájának megnyitása alkalmával), de időnként nagyobb mennyiségben került finomszemcsés meddő a patakok medrébe. A bányaterületek felől érkező patakok folyamatosan dél felé szállították a medrükbe került szürke, finomszemcsés, flotációs zagyt, amely padokat és lencsákat képezve lerakódott a község belterületén és attól délre egészen a Zagyváig, majd a kiülepedéstől és a földmunkák rendszerességétől függően eltérő talajmélységben mára fokozatosan „sárga réteg”-ekké alakult. A kisebb-nagyobb áradások során az igen finomszemcsés, lebegtetve szállított és a mezőgazdasági víztározóból (Oroszitó) az öntözővízzel kilocsolt szennyeződés a parttól távolabbi szántóföldekre is eljutott – ritkán a 3-as főútig fehéresszűrkeré színezve a termőföldet –, ahol rendszeres földműveléssel mindig hozzákeveredett a talaj legfelső rétegéhez (Kun B. et al., 1988; Záray Gy. et al., 1992; Fügedi U. & Horváth I., 1994; Ódor L. et al., 1998; Fügedi U., 2004, 2006; Lázár B., 2004). A víztisztító üzem létesítése előtt (1972-ig) és a bányászat tartós szüneteltetése (1985) után létesített bányabeli vízzáró gáttal kapcsolatos műszaki problémák miatt 1987-ben újra nagy mennyiségű savas bányavíz öntötte el a Toka-patak felső szakaszának partjait, amelynek hordaléka elsősorban az ipari víztározóban (Gyöngyösorszi-víztároló) és az attól északra létesített, mára teljesen feltöltődött havária tározóban ülepedett le (Váncsa A-né, 1996; Fügedi U. & Horváth I., 1994; Fügedi U., 2004, 2006; Ötvös K. et al., 2004).
2. 1996. május 13.: egy hirtelen kialakult felhőszakadás következtében átszakadt az ipari víztározó gátja és az évtizedek alatt lerakódott, finomszemcsés üledék a gát durvaszemcsés anyagával együtt lezúdult a Toka-patak középső és alsó szakaszára. Elöntötte a községen átvezető főutat és az annál alacsonyabban fekvő kiskerteket, valamint a Gyöngyös északnyugati részén elterülő hétvégi telkeket és hordaléka eljutott a Gyöngyös-Rédei-víztárolóig (Váncsa A-né, 1996).
3. 1996. júniusától máig: újabb szennyezett üledék nem árasztotta el a vizsgált területet, a korábban lerakódott üledékek azonban Gyöngyösorszi északi határától a Gyöngyös-Rédei-

vízátrológ többször áthalmozódtak. A változó talajmélységben felhalmozódó idősebb és fiatalabb szennyeződés folyamatos átalakuláson megy keresztül (Záray Gy. et al., 1992; Fügedi U. & Horváth I., 1994; Fügedi U., 2004, 2006; Lázár B., 2004). A községtől északra elterülő bányatelek egykori meddőhányóinak és zagytározóinak felszámolása, valamint az ércbánya végleges bezárása 2004 óta tart (Ötvös K. et al., 2004; Németh G. et al., 2008).

A környezeti és egészségkockázat becslése a helyspecifikus földtani és talajtani adottságokon, valamint a bányászat hatásain alapul figyelembe véve a vizsgált elemek fizikai, (geo- és bio-) kémiai sajátosságait, valamint az érintett társadalmi csoportok eltérő kitérttségét.

3.2. A vizsgált terület természetes adottságai

3.2.1. Kutatástörténet

A római és középkori bányászat nyomait (Vizeslyuk) is őrző ércbányát az utóbbi évszázadokban több fellendülő időszakban művelték, majd 1985-ben elrendelték a termelés tartós szüneteltetését és 2004-ben a végleges felhagyást előkészítő munkálatokat. A mesterséges létesítmények és a Toka-patak partján kibukkanó „sárga réteg”-ek azóta is szomorú mementóként őrzik az emberi beavatkozások emlékét. A bányászat hatására megváltozott környezeti állapot vizsgálata és a természetes háttértértékeket növelő szennyezőforrások felszámolása a mai napig húzódik (Németh G. et al., 2008).

1688-ból származik az első írásos emlék (Borsiczky János pozsonyi kamarához írt levele) a Pásztó környéki ezüst- és sóbányákról. Marsigli, olasz császári hadmérnök földrajzi leírásában a Heves megyei bányák aranyát a legjobb minőségű aranyként említette meg 1700-ban. A későbbi írásos emlékek alapján a bánya sorsa az alábbiak szerint alakult (Nagy G. et al., 1986):

1769-ben Demjány Mihály (iglói lakos) vette meg az „oroszi János-táró”-t Verboth és társaitól és ugyanebben az évben még egy tárót nyitott Hoy Pongrác (egri polgár) az „Aranyhegy”-en, majd Fazola Henrik (az upponyi vasércbánya tulajdonosa) Demjány Mihállyal egyezkedve megszerezte a bánya tulajdonjogának felét. Ekkor még inkább csak feltárás folyt, rendszeres termelés még nem. 1770-ben Fazola Henrik bányatársulatot alapított, és rendszeresen termelt az 1779-ben bekövetkezett haláláig, majd 1780-ban báró Orczy József szerezte meg a részvények jelentős részét.

1794-95-ben kilenc gyöngyösi polgár kutatta a Monostor-oldalban lévő József-bányát, a közbérci Kisasszony-bányát és a Komlós-oldalt. Manderle Ágoston engedély nélkül folytatott rövid ideig érckutatást a Nyírjes környékén. 1802-ben Hecht Károly (lakatos) vizsgálódott a gyöngyössolymosi Nepomuki-János- és Szentháromság-táróban, de 1803-ban Kitaibel Pál már felhagyva találta a bányát.

1822 és 1825 között Richnovszky Vencel (uradalmi erdész) Asztag-kőn, majd a Csonka-bércen kutatott érc után kevés eredménnyel. 1844-45-ben Polony Károly előbb a Hasznosivölgyben, majd a felhagyott gyöngyösoroszi oldalon vizsgálódott.

1850-től 1854-ig Vass Elek és Vrányi György művelni kezdte a nyugati részt (Elek- és György-táró), keleten pedig a Pál Bányatársulat újrainította a József-, Pál- és Péter-Pál-tárót. Ez utóbbiban 19,7-66,2 g/t aranyat találtak. 1857-ben helyreállították a régi zúzó- és szélrelőművet, ahonnan a jelentős ezüstöt tartalmazó ólomérc dúsítmányt Besztercebányára szállították kohósításra. 1861-ben ez a társulat beolvadt a Mátra Bányaegetbe és 1868-ig együtt folyt a bányaművelés.

1926. decemberében az Urikány-Zsilvölgyi Magyar Kőszénbánya Rt. újrainította a Károly- és a Péter-Pál-tárót, ahol ekkor már komoly gondot jelentett a mélyebb szinteken fakadó bányavíz. 1927-ben további tárókat nyitottak a Száka-csurgó, Hideg-kút, Pelyhes-tető és Vereskő környékén. 1928-ban fokozatosan abbamaradtak a távolabbi feltárások, Glück Károly (főmérnök) és Obendorf Károly (bányamérnök) inkább a Károly-telér művelését szorgalmazta. 1929-ben a területet bővítve bányatelepeket adományoztak, tovább mélyítették a Péter-Pál-telért és -aknát, valamint a Károly-aknát. 1930-ban egy köztes leépítés után újra kibővítették a létszámot, és Káldor Árpád (bányamérnök) is csatlakozott a Károly-telér továbbhajtásának vezetéséhez. Az év második felében az eredményes termelés reményében még Pászto felé nagyfeszültségű vezetékét építettek ki, de a gazdasági világválság hatására kiadott, leállításról szóló utasítás miatt csak ezt már csak 1931. március 31-ig tudták használni. Az év közepén a bányakapitányság jóváhagyásával leszerelték a berendezéseket, és a fém világpiacai árának zuhanása miatt megvételre kínálták a bányát a magyar államnak.

1936-ban az Iparügyi Minisztérium felkérte a Magyar Állami Földtani Intézetet (MÁFI), hogy készítsen szakvéleményt a gyöngyösoroszi ércvagyonról. Az ehhez szükséges részletes felvétel Glück Zoltán (bányafőmérnök) végezte Rozlozsnik Pál irányításával, ill. Schmidt Eligius Róbert (MÁFI) és Pantó Dezső (miniszteri bányatanácsos) vezetésével. 1936 őszén a bánya víztelenítése és kitarítása után a csapásvágatok 218 résmintája, valamint a tágabb környezet külszíni és bányászati feltárásainak felvétele alapján 1937-ben elkészítették a szakvéleményt és egy 1:5000 méretarányú térképet. Az 1938-as felterjesztés szerint a „valószínű készlet” fémtartalmát 6,067 t Pb és 13,039 t Zn egyenértékben határozták meg, amelyre 4 % Pb+Zn minőséget megadva végül 208,412 t „valószínű” és 72,800 t „lehetséges” érckészletet számítottak ki (Nagy G. et al., 1986).

A második világháború miatt csak 1945. június 27-én fogadták el az 550 000 pengőről szóló vételi ajánlatot és egy új recski akna kiépítése miatt a bánya újrainítása további négy évet késett a Magyar Állami Ércbánya és Kohó Művek igazgatása alatt. Hároméves terv keretében – amelyben a sokat vitatott ércelőkészítőt is szorgalmazták –, 1949. márciusában földmunkákkal

megkezdték a +400 mAf tengerszint feletti magasságon telepített altáró kihajtását. 1950. márciusában a Károly-akna víztelenítését megoldva már két irányból folytak az altáró munkálatai októberig. Az átlukasztás után észak felé folytatták a kihajtást, amely a termelés legdinamikusabb időszakát jelentette több telér harántolásával és fejtésével (Károly-, Malombérc-, Kiskút-I-, Kiskút-II-, Pelyhes-, 250-es telér). Az első perifériás helyzetű feltárás ekkor a Bánya-bérci-telér jelentette, amely alá 1954-ben kutatótárót építettek ki. 1951-től flotációs technológiát vezettek be és 1954-től mágneses hidrodinamikus elődúsítást alkalmaztak.

A flotációs technológia és Károlytáró-lakótelep vízellátásának megoldására 1951-ben Szebényi Lajost kérték fel, majd 1952-ben dr. Pantó Gábor, dr. Vitális Sándor és Jakucs László is foglalkozott a terület kedvezőtlen vízföldtani adottságainak kutatásával. A vizsgálatokat dr. Schmidt Eligius Róbert fogta össze, és végül a déli perem pannon üledékeinek megcsapolása helyett völgyzárógát kiépítése mellett döntöttek. Az ércelőkészítőnél létesített ipari víztározóban a Toka-patakba engedett, mészhidráttal kezelt savas bányavízből kiváló csapadék több évtized alatt jelentős vastagságban ülepedett le.

A lendületes termelés hatására egyre több gondot okozott a vágatokba szivárgó víz. 1955-ben a Mátra egészét átfogó, 1:5000 méretarányú részletes földtani térképezést és ércföldtani vizsgálatot rendelt el a Kutatási Tanács (Színesércföldtani Osztály, dr. Jantsky B. osztályvezető) dr. Vidacs Aladár közvetlen irányítása alatt. 1956-57-ben elkészült az első ferdefúrás (Mszi-1), amelyre 1960-ban a Szent-Imre-lejtakna kihajtását alapozták. 1957-ig felmérték az ércindikációkat, és júliusban megkezdték az előbb árkolással feltárt Katalin-telér tárójának kiépítését, amit 1958. februárjában leállítottak. Ősszel a Kistölgyesbérci-telér külszíni árkolásaival csak gazdag barittartalmú kvarcittömböket tudtak feltárni, majd sorra felhagyták a többi elindított kihajtást is a telérek elvékonyodása vagy bontottsága miatt. 1958-59-ben újra a távolabbi területek (Szentimre-telér, Nagy-Lipót-bérc, Nyírjes) felé terelődött a figyelem.

1964-65-ben a Középső- és a Nyugati-Mátrában metallometriai térképezést végzett az Országos Érc- és Ásványbánya Vállalat (OÉÁ) Kutatószolgálat (Gedeon, 1964), amelyet a MÉV Geofizikai Csoportja geofizikai szondázással és magnetométeres mérésekkel egészített ki. 1968-ra elkészült a Mátra 1:10000 méretarányú földtani térképsorozata és monográfiája, amelyre az Országos Ásványvagyon Bizottság és a MÁFI adott megbízást. Dr. Vidacs Aladár vezetésével készültek el a fúrások (1961: Gys-Nyírjes-1; 1962: Gyo-1, Gyo-2; 1963: Gyo-3, Gyt-1, Galyatető-1; 1965: Mszi-2; 1966: Gys-1, Gyt-2; 1968: Gys-2, Gyt-3) (3.1. ábra) és az összefoglaló jelentések, Kun Béla segítségével készletszámítást és további vízföldtani vizsgálatokat végeztek a bányalétesítmények üzemi, ill. ivóvízellátására.

A reцski mélyszintű ércesedés felfedezésével a '60-as évek második felétől megtorpant a lendületes termelés. 1978-ban a KFH utasítására a MÁFI az ELGI-vel és az OÉÁ-val átdolgozta a Mátra érckutatósi programját, amit 1979-ben a Földtani Tanács jóváhagyott. Ezek alapján

elkészült a Középső- és Nyugati-Mátra ércelőkutatási programja a korábbi felmérések hiányosságainak pótlására egy több mint 100 km²-es területre (Mátrakeresztes, -szentimre, Parásdasvár, Gyöngyöstarján, -oroszi és -solymos) tervezett szerkezetföldtani, hálózatos metallometriai és ércföldtani térképezéssel és hordalékvizsgálattal. A geofizikai (gravitációs, GP, ellenállás szelvényezés, szeizmikus reflexiós) mérések ennél is nagyobb területen folytak, és a felmérés 1980. január 1-től 1984. december 31-ig tartott. A kutatás célja továbbra is a polimetallikus ércesedés és kinyerhető készleteinek megismerése, valamint a további kitermelés megtervezése volt Nagy Géza és Ország György vezetésével.

Az 1980 és 1985 között végzett kutatások során fúrások egész sorozatát (1980: Gyt-4, Gyt-5; 1981: Gyo-4, -4a, Mszí-3, Mszí-4, M-001-47; 1982: Gyo-5, Gyo-6, Gys-3-9, Mszí-8, Mszí-9; 1983: Gys-10-16, Mszí-5-7; 1984: Gyo-9-12, Gys-17, Gys-18; 1985: GM-100-01/1, GM-150-III-02) mélyítette le az OÉÁ, a MÉV, az OFKfV Gyöngyösoroszi környékén a legfontosabb ércesedések (3.1. táblázat) felmérésére.

3.1. táblázat: A Gyöngyösoroszi környékén fúrással kutatott ércesedés jellemzői (Nagy G. et al., 1986; Vetőné Ákos É., 1984)

Ércesedés	Dúsulás	Fúrás
Kis-Tölgyes-bérc		Ht-3, Ht-4
Som-tető (gubolaházi indikáció)		Mszí-3, Mszí-4
Bánya-bérc – Pelyhes-tető	Pb, 49 g/t Ag	Mszí-7, Mszí-8, Mszí-9
Aranybánya-bérc (Péter-Pál-telérrij): 223,5-225,0 m 528,8-530,4 m 558-570 m	Ba, Zn/Pb/Cu 1,92/1,02/0,03 % 3,64/0,52/0,21 % 1,40/0,35/0,06 %	Gyo-5
Cseternás-bérc (Szén-patak – Cseternás-patak)	Zn	Gys-5, Gys-8-13
Nyírjes-bérc (Nyírjes- – Aranybánya-folyás)	Ba, Pb, Zn	Gys-14, Gys-15-17
Asztag-kő – Üstök-fő (cinnabaritos és baritos telérek)	cinnabarit: 115-177 g/t Hg, 1000-1600 g/t Zn; barit: 60-250 g/t Cu, 1-40 g/t Hg, 250-400 g/t Pb, 400 g/t Zn	Gys-3, Gys-4 Gys-7
Veres-kő – Jegykő-patak		Gyo-1, Gyo-4, Gyo-4a
Hársas-hegy (hársasi indikáció)	Pb	Gyt-3, Gyt-4

1986. január 17-én az ipari miniszter elrendelte a bányászat tartós szüneteltetését, mert a részletes kutatások eredményei alapján túl költségesnek találták a további művelést. A szüneteltetés alatt a víztisztítót a Hidrotech Kft. üzemeltette, az ércdúsító üzem pedig az ELGOSCAR Kft. tulajdonába került. Azóta több javaslatot tettek a bánya végleges bezárására (ÉVIZIG, 1992; Szilágyi G., 1998; Ötvös K. et al., 2004).

Gyöngyösoroszi lakói a tartós szüneteltetéssel egyidejűleg kezdték észlelni a termőföld és a természet növények minőségének romlását, amelynek fokozatosan hangot adva a média is foglalkozni kezdett a szennyeződéssel (Fügedi U. et al., 1997?). 1987-88-ban az akkori egri

KÖJÁL (ma ÁNTSZ) felmérte a lakosság egészségi állapotát (morbiditás vizsgálat), valamint a szálló és üledő por, a talajvíz és a felszíni vizek és a talaj, ill. a termesztett növények szennyezettségét (Dura Gy., 1988). Az erről készült jelentés külön fejezetben foglalkozik az akkor tervezett HAF üzem leendő dolgozóinak egészségi állapotfelmérésével, amely üzem létesítése – az ELGOSCAR 1997-ben végzett vizsgálatait után – a lakosság tiltakozására félbemaradt. Míg a szálló és üledő por vizsgálata során nem mutattak ki az átlagosnál magasabb koncentráció értékeket, a talajminták szennyezettségét és a gyermekek vérében kimutatott magas Pb értékeket a bányászat káros hatásainak tulajdonították.

A lakosság egyre nagyobb felháborodása miatt a gyöngyösoroszi önkormányzat pert indított az akkori Országos Érc és Ásványbánya Vállalat (OÉÁ) ellen, amelyhez 1991-ben részletes környezeti állapotfelmérésre kérték fel egyidejűleg az ÁNTSZ, a BME Mezőgazdasági és Kémiai Technológiai Tanszék (a továbbiakban BME) és az ELTE Analtikai Kémiai Tanszék (a továbbiakban ELTE) szakembereit. Az együtt kezdett mintavételezés után hamarosan szétvált a három szervezet, és eltérő módon folytatták a vizsgálatokat, amelyekről egy-egy jelentés (Záray G., 1991; Záray Gy. et al., 1992) és egy többszerzős szakdolgozat (Bekő J. et al., 1992) készült. Ezzel párhuzamosan a MÁFI Észak-magyarországi Területi Szolgálat is vizsgálta a területet és négy sekélyfúrást (Gyo.Tv.1-4) mélyített a flotációs meddőhányó és a Gyöngyös-Rédei-víztároló között (Lonsták L. & Józsa G., 1992). A flotációs meddőhányó környékén 1991-ben egy geológus hallgató (Halmóczki Sz., 1993) is végzett kutatásokat a szennyeződés vizsgálatára.

1993-ban a Budapest Fővárosi Növényegészségügyi és Talajvédelmi Állomás (BFNTÁ) a talajban és a kiskertekben termesztett növények fogyasztásra kerülő részeinek elem koncentrációit mérte fel (Marth P. et al., 1994). Az 1991-ben indított per évekig húzódott, miközben volt, akit az OÉÁ kárpótolt telke felvásárlásával. A jelentések véleményezésére a MÁFI korábbi érckutatásokban is részt vett szakembereit kérték fel (Fügedi U. & Horváth I., 1994), majd végül a felperes visszavonta a keresetet. Az OÉÁ-t hamarosan megszüntették, így a környék lakói végleg lemondhattak a kártérítésről.

1996. május 13-án egy váratlan felhőszakadás miatt óriási mennyiségű, meddőanyaggal szennyezett víztömeg zúdult Gyöngyösoroszira az ipari víztározóból, amely után az Észak-Magyarországi Környezetvédelmi Felügyelőség (ÉMKF) szakemberei a határértékek többszörösét mérték a korábbi áradásoknál jóval kiterjedtebb elöntött területeken. A víztömeg a főúton hőmpölygött és eljutott néhány magasabban fekvő kertbe is Gyöngyösorosziban, valamint az Oroszi-tótól délre fekvő hétvégi telkekre egészen a Gyöngyös-Rédei-víztárolóig (Váncsa Ané, 1996).

A katasztrófa után a község jelentős segílyt kapott, a talaj felszíni rétegében mérhető koncentráció értékek azonban még mindig magasabbak az 1996-ban elöntött területeken. A BME kutatócsoportja 1998-ban a zürichi egyetem munkatársaival együtt folytatta felméréseit,

akik a flotációs meddőhányóján gyűjtött néhány talaj- és növénymintát saját laboratóriumukban is megvizsgálták (Burri, P., 1998). 2001-ben Gruiz Katalin egy nemzetközi nyári kurzust szervezett a flotációs és néhány nagyobb meddőhányó környéke, az ipari víztározó üledéke és a mezőgazdasági víztározó északi oldalán a két patak által közrefogott, művelt terület vizsgálatára (Gruiz K. et al., 2007). A nyári kurzuson és az azt követően gyűjtött adatokat a hallgatók szakdolgozataikban értékelték (Ferwagner A., 2002; Auerbach R., 2003). Ezzel párhuzamosan a MECSEK-ÖKO Zrt. megkezdte a bánya végleges felhagyását előkészítő kutatását, majd a bezárás munkálatait (Ötvös K. et al., 2004; Németh G. et al., 2008).

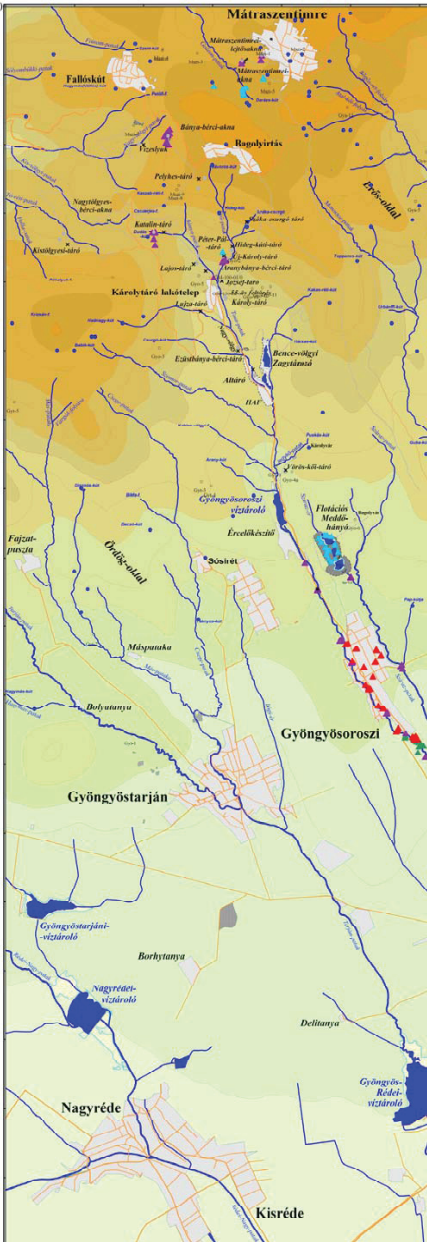
Gyöngyösorosziban folytatott kutatásom 2001-ben kezdődött, Gruiz Katalin nemzetközi nyári kurzusán. Az egykori ércbánya területének megismerése és bejárása után Gyöngyösoroszi bel- és kül-, valamint Gyöngyös külterületének kiskertjeiben gyűjtöttem talaj-, ill. ahhoz tartozó növénymintákat 2001. nyarától 2002. októberéig Dr. Sipter Emesével (Sipter E. & Rózsa E., 2008). A talaj felső 20 cm-es rétegéből az MSZ 21470-50 szabvány (1998) szerint random mintagyűjtéssel 1 kg mintát szedtünk polietilén tasakba, és a növénymintákkal együtt a BME MGKT laboratóriumába szállítottuk azokat. A talajmintákat 30°C-on súlyállandóságig szárítottuk és átszitáltuk egy 2 mm lyukbőségű nylon szitán. A növénymintákat a felületükön megtapadt porszemcsék miatt desztillált vízzel háromszor megmostuk és szűrőpapírral felitattuk a nedvességet. Műanyagkéssel leválasztottuk az ehető növényi részeket, majd konyhakész állapotban szintén súlyállandóságig 30°C-on szárítottuk azokat. Az így előkészített minták 1 g-ját a Bálint Analitika Kft. laboratóriumában 4 ml aqua regiával ($\text{HNO}_3:\text{HCl} = 1:3$) tárták fel, amely lehetővé tette a pszeudotótál koncentráció meghatározását. Hermetikusan elzárt teflonbombába helyezett mintákat mikrohullámú roncsolásnak vetették alá Milestone 1200 MEGA készülékkel. Az oldatot szűrés után deionizált vízzel 25 ml-re hígították. A koncentráció értékek meghatározására az US EPA 6020 módszere szerint (US EPA, 1994) induktív csatolású plazma tömegspektroszkópiát (ICP MS, Agilent HP4500 Plus) alkalmaztak, amelynek kimutatási határa a talaj és a növényi részek esetében arzénre 0,05, kadmiumra, rézre, ólomra és cinkre 0,005 mg/kg. A mérés minőségi ellenőrzéséhez GBW07404 és LGC6138 standard mintát használtak.

3.2.2. Földrajzi adottságok

3.2.2.1. Domborzat

A vizsgált terület a Nyugati-Mátra délkeleti oldalán helyezkedik el, és mintegy 100 km² nagyságú (3.1. ábra). Magába foglalja az egykori ércbánya területét Mátraszentimréől Gyöngyösoroszi északi határáig, valamint a Toka- és a Száraz-patak teljes vízgyűjtő területét a Gyöngyös-Rédei-víztárolóig. A bányatelek a bányászat utolsó időszakában közigazgatásilag Hasznos, Mátraszentimre, Gyöngyössolymos, -oroszi, és -tarján községhez tartozott (Nagy G. et

286000



3.1. ábra: A vizsgált terület topográfiai térképe, fűrészei és a szennyezés vizsgálatának mintavételezései



Jelmagyarázat

A számításokba bevont adatok mintavételezései

- ▲ Mánth P. et al. (BENTÁ), 1993
- ▲ Sipster E. - Rózsa E., 2001-2002
- ▲ Gruiz K. et al. (BME), 2001-2007
- ▲ MECSEK-ÖKO, 2003-2008

Jelkulcs

- | | |
|------------------------------|----------------------------------|
| lakott terület utcaikkal | hőforrás |
| szennytelep | tölvi akna |
| kiterjedt meddőhányó | tölvi akna kisebb meddőhányója |
| költetés | sekély fűrész (Lomcsák L., 1991) |
| főút | sekély fűrész (Lomcsák L., 1991) |
| mellékút | forrás |
| bányamutak | téli, vintarórási mocsdarálat |
| a régi bányavasút nyomvonala | állandó vízfolyások |
| | időszakos vízfolyások, csatornák |
| | vasútvonal |

268000
708000

720000

al., 1986). A vizsgált terület földtani felépítését és talajképződési folyamatait elsősorban bádeni korú vulkanitok és az ezeken kialakult, magas agyagásvány-tartalmú pleisztocén-holocén képződmények (elsősorban erdőtalaj) határozzák meg. Az 1987-88-ban végzett szállópor vizsgálatok alapján a terület porszennyezettsége szedimentációs vonatkozásban határérték alatti, ólomra határérték feletti, kadmiumra, cinkre, ónra és antimonra gyakorlatilag szennyezetlen, rézre pedig csak Károlytáró-lakótelepen és az ércelőkészítő környékén mérhető magasabb érték mint a megnedgett (Dura Gy. et al., 1988).

Hegylábi környezetben Gyöngyös mindössze 130 mBf magassággal jellemezhető délnyugati szélétől (Második tórajáró dűlő) fokozatosan egyre meredekebb oldalakkal a bányatelek északnyugati részének 830 mBf magasságú pontjái (Győr-hegy) emelkedik a felszín: 16 km-en 700 m relatív szintkülönbség mérhető. Gyöngyösoroszi veteményes kertjei 222-272 mBf magasságon terülnek el a Toka-patak két partján. Az egykori ércbánya altérjénél 385 mBf-on bukkan felszínre a bányavíz. Károlytáró-lakótelep legmagasabb pontja 485 mBf, amelynek északi határa a Bánya- és az Erős-patak által közrefogott, 576 mBf magas Aranybánya-bérc.

A Toka-patakot tápláló források nyugaton (Bánya-patak) 670 (Szederjes), ill. 580 mBf (Dudás-kút), északon (Erős-patak) 720 (Jávoros-kút), 750 (Bagoly üdülő) és 660 (Száka-csurgó), keleten 450 (Száz-patak) és 370 (Száz-ér) mBf magasan fakadnak.

3.2.2.2. Éghajlat

A Mátraalja klímájára jellemző a változékony időjárás az északi hegyoldalak és a szűk völgyek hűvös levegőjével, a déli lejtők hirtelen felmelegedésével és erősen ingadozó csapadékmennyiséggel – Gyöngyössolyos: 401-1098, átlagosan 640 (Wéber B., 2002), gyakran 700-720 mm/év (Ötvös K. et al., 2004). Az évi középhőmérséklet 6-8°C, a vegetációs időszakban 12-15°C (kb. 500 mm csapadék mellett). Az év kisebb része (kb. 165 nap) fagymentes, átlagosan 80-100 napig borítja hótakaró a felszínt. Az évi abszolút hőmérsékleti minimum, ill. maximum átlagosan -16, ill. 26,5-30,0°C. A hegyvidéknek megfelelően a napsütéses órák száma nyáron kb. 10 %-kal kevesebb (740 h), télen viszont a legmagasabb pontokon 30 %-kal több (250 h) mint a síkvidéki területeken (1950 h/év). Az uralkodó szélirány délnyugati, ill. gyakran északi és északkeleti, erőssége a hegytetőkön 4-5 m/s (Ötvös K. et al., 2004).

Az általában időszakos vízfolyások egy-egy hirtelen csapadékhullás következtében kialakuló árhulláma a meredek hegyoldalak nagyobb völgyeiben komoly lehodást vihet véghez. 1996-ban a Toka-patak völgyében két-három óra alatt 30-35 m³/s vízmennyiség zúdult le, és a Gyöngyösoroszi-víztároló gátját átlépve minden addiginál nagyobb mennyiségű üledéket sodort magával (Váncsa A-né, 1996). A meredek falú völgyzáró gát és a község között csak 1,5 km a távolság, ezért a medréről kilépő Toka-patak az országút túoldalánál magasabban fekvő

kerteket is elöntötte. A kiszélesedő völgyben az utcákon hömpölyögve a finom- és durvaszemcsés hordalékot egyaránt szétterítette, ami a község déli határánál fekvő lankásabb földekre és némileg csökkenő energiával az Oroszi-tó gátján túli gyümölcsösökbe és szántóföldekre is eljutott.

3.2.2.3. Élővilág

A vizsgált terület a Mátra és az Alföld vegetációjának találkozásánál helyezkedik el, ezért növényzete átmeneti jellegű. Növényföldrajzilag a Pannónia flóratartomány mátrai (Matricum) flóravidékének Agriense flórajárásához sorolható. Állatföldrajzilag a közép-dunai faunakerület ősmátrai (Matricum) faunakörzet Börzsöny-Mátra-Bükk (Eumatricum) faunajárásához tartozik (Ötvös K. et al., 2004).

Míg Gyöngyös és Gyöngyösoroszi között a mezőgazdasági földeket és a ház körüli veteményeseket természetű növények uralják, a vizsgált terület északi részét természetes, nagy kiterjedésű erdőtársulások jellemzik. A völgyekben (pl. Toka-patak völgye) gyertyános tölgyesek (Carici pilosae-Carpinetum) nőnek, a magasabban csordogáló patakokat égerligetek (Aegopodio-Alnetum) kísérik. A hegyoldalokban inkább tölgyesek, ill. magasabban bükkösök terjedtek el, amelyek zonális társulásokat alkotnak. Alacsonyabban (a déli oldalakban és hátakon) a kontinentális cseres tölgyesek (Quercetum petraeae-cerris) jelennek meg, a Mátraszentimrei-akna és -lejtősakna meddőhányójának környékét azonban már gyertyános tölgyes és pionír társulások borítják. Büккеgyes gyertyános tölgyes található a Bánya-bérci-akna környékén. A nagyobb meddőhányókon és környékükön terepegyenetés és füvesítés-fásítás (nyírfák, vörös- és lucfenyő) nyomai láthatók. A magasabbra nyúló hegyeken (650 mBf fölött, pl. Mátraszentimre környékén) a középhegységi (szubmontán) bükkösök (Melittio-Fagetum) válnak uralkodóvá. Jellegzetesek még a mézskerülő tölgyesek (Luzulo-Quercetum) és a zonalitást meg-megszakító, köves és földes kopárokra kialakult hegyi rétek (Borhidi A., 1993).

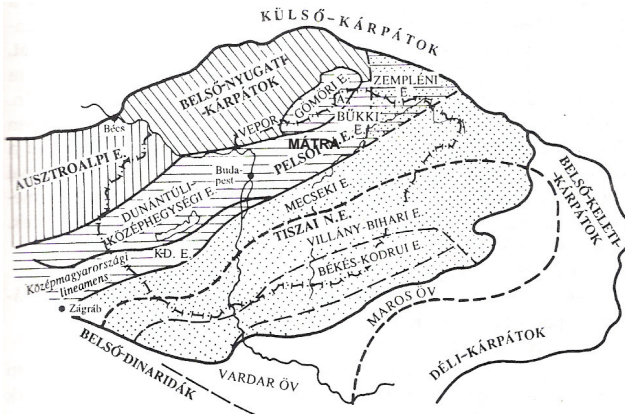
A nagyobb kiterjedésű meddőhányók és zagytározók helyén a természetes növényzet kipusztult, a bolygatatlan, keskeny mesterséges felszíneket (pl. a régi bányavasút nyomvonalá) azonban előbb pionír gyomnövények (elsősorban fűfélék), majd bokros és fás társulások (pl. vadrózsa, som, kőkény, szeder, akác) népesítették be. Ezek már alkalmazkodtak a kémhatás alacsony értékéhez és az így könnyebben hozzáférhető magas nehézfémtartalomhoz.

A vizsgált terület állatvilágához védett és fokozottan védett fajok is tartoznak, ezért ezek természeti értéke jelentősebb mint a növénytársulásé. A 2004-ben regisztrált összesen 571 vadon élő állatfaj közül 76 védett és 2 fokozottan védett (Ötvös K. et al., 2004). Az Északi-középhegységre jellemző nagyvadak közül itt is megtalálhatók a szarvasok, őzek és muflonok az erdős területeken, valamint az alacsonyabb rendű talajlakók közül az egész vizsgált területre jellemzők a szennyeződést jelző földgiliszták különböző fajai.

3.2.3. Földtani jellemzés

3.2.3.1. Fejlődéstörténet

A Mátra a Dunántúli-középhegységi és a Bükk-i egység között a Pelsoi nagyszerkezeti egységhez keleti szegélyén helyezkedik el (3.2. ábra). Legidősebb képződményei a harmadidőszaki vulkanitokban talált intruzív gránit, granodiorit és aplit zárványok, amelyek valószínűleg karbon korúak és több ezer méter mélységben benyúlhatnak a Középső- és a Keleti-Mátra tömege alá (Varga Gy. et al., 1975). A Galga és a Tarna menti törésvonalak által határolt területen 2000 m mélységig nem találták meg az alaphegység kőzeteit, ami mély depresszióra és jelentős tektonikai hatásra, a Darnó-vonalra utal. Az ehhez közelebb eső Keleti-Mátra gyűrt, mezozoos aljzatát a Bükk-i Egység alaphegységéhez hasonlóan az afrikai lemez északkeleti selfjén lerakódott középső-, ill. felső-triász korú agyagpala, kvarcit és mészkő rétegei alkotják. A Középső- és Nyugati-Mátra mezozoos képződményeit is jelentős tektonikai hatás érthette, de ezek már a Dunántúli-középhegységi Egység keleti szélének tektonikus zónájához tartoznak (Marton-Erdős K., 1999).

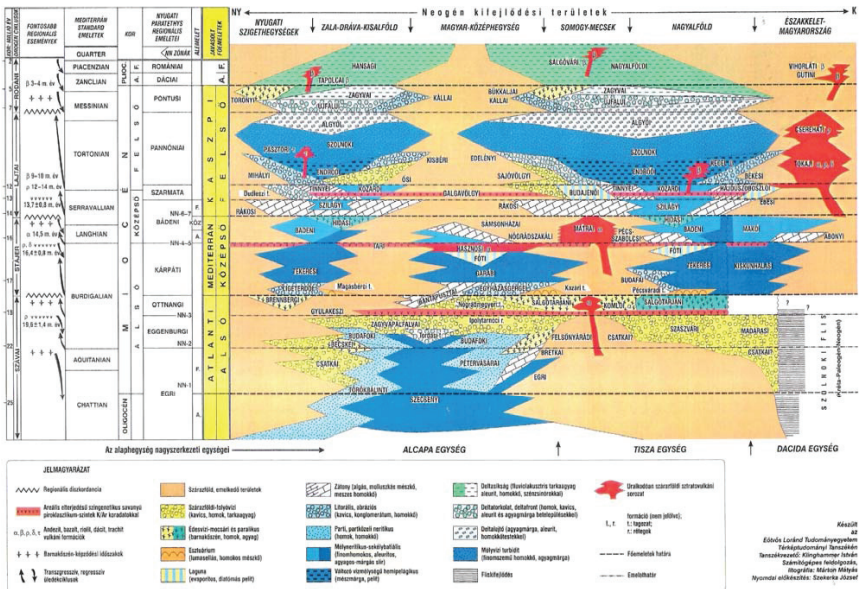


3.2. ábra: A Mátra elhelyezkedése a Pannon-medence szerkezeti egységei között (Haas J., 1994)

A Vardar-óceán a júrától az kora-krétaig fokozatosan bezáródott, ezzel egyesült az Ausztróalpi, a Belső-Nyugati-Kárpáti és a Dunántúli-középhegységi egység (Haas J., 1994). A Mátrától északra húzódó óceáni ágban (Magura-óceán) a késő-eocénben még tengeri üledékképződés folyt, de a lemeztömbök mozgásával az kora-miocénre fokozatosan ez is bezárult. Az oszcilláló kainozoos tenger üledékképződését az időnként felújuló orogén fázisok hatására 17-11 millió éve savanyú és intermedier vulkanizmus szakította meg (Harangi Sz., 2004). Ennek eredményeképpen alakult ki a Mátra andezites rétegsora, amelynek középső-miocén vulkáni kúpja 2-3000 m magasban emelkedett ki az oszcilláló tengerből.

3.2.3.2. A Mátra fejlődéstörténete és rétegtani felépítése

A késő-eocénben tenger alatti, neutrális vulkanizmus során tufás-tuftos szintek után biotitambiolandezit, ill. -dácit piroklastikumokból és lávaszintekből álló rétegvulkáni sorozat, majd amfibolandezit apofizák és lakkolitok, végül mikrodiorittal keveredett, durvakristályos andezitből álló szubvulkáni testek képződtek. A növekvő mértékben süllyedő medencékben a késő-eocénben délnyugat felől előrenyomuló tengerben előbb zátonymészkö (Szépvölgyi Mésző Formáció), majd az oligocénbe is átvezető márga- (Budai Márga Formáció) és vastag agyagrétegek (Kiscelli és Tardi Agvag Formáció) rakódtak le. Az kora-miocénben finomhomokos-agyagos aleurit (Szécsényi Slír Formáció) és egy újabb kiemelkedés hatására – főleg a Zagyva-hát közepén (istenmezei kifejlődés) – glaukonitos homokkő (Pétersvárai Homokkő Formáció) képződött (3.3. ábra) (Császár G. et al., 1997; Hámor G., 2001).

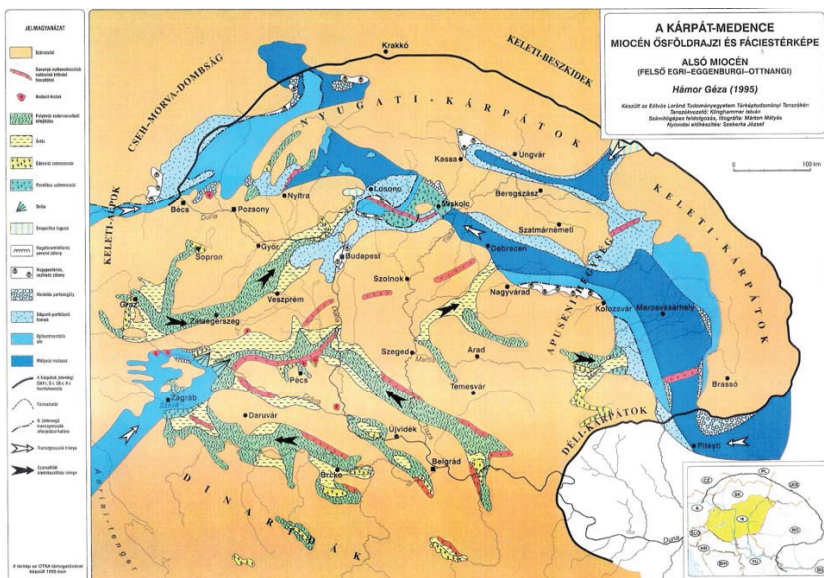


3.3. ábra: Neogén fejlődéstörténeti, ösföldrajzi és fáciesmodell (Hámor G., 2001)

Az kora-miocén szávai orogén fázis hatására kiemelkedő területen egyre sekélyebb vízi képződmények rakódtak le, majd az eggenburgi korszak végére a terület jelentős része szárazulattá vált, és a folyóvízi-mocsári képződményekben megjelentek a tufás rétegek. A feltöltődés első képződményeként ún. alsó tarka agyag rakódtak le a medencékben, a folyóvízi beszállítás miatt néhol homokos-kavicsos betelepülésekkel (Zagyvapálfalvai Formáció). A peremi eróziótól megkímélt keleti területeken (Recsk, Darnó-hegy) a nagy pectenés képződmények (Budafoki Formáció) partszegélyt jelző, legszélso kifejlődésű, iszapos (ilonavölgyi) rétegei is megőrződtek. A paleogén medencét határoló fő törésvonalakra nagyjából

merőlegesen felnyíló ÉK-DNY-i irányú hasadékokban ártufa tört a felszínre, amely csak az erózióbázis közelében nyomozható. Az ezzel együttjáró tufaszórás azonban főleg az Etesi-árok (Kékkő-Pétervására, a Sóshartyán-Szentkút közötti és a bárnai törésvonal közötti terület) környékén (Ipolytamóc) mindent beborított („alsó” vagy Gyulakeszi Riolitufa Formáció, „fejérvő”). A tufaréteg alatt az akkor nagy kiterjedésű árkokban a teljes oligocén és miocén rétegsor fennmaradt (Hámor G., 2001).

A Mátra északi előterében mocsarak alakultak ki, amelyekben vastag, fokozatos tengerelöntést jelző, háromtelepes (keleten öttelepes) barnaköszén összlet (Salgótarjáni Barnaköszén Formáció) képződött. Ezzel párhuzamosan a kárpáti tenger közepén 6-700 m vastag slír (Garábi Slír Formáció), peremei felé ezzel összefogazódva vastag chlamys-os rétegek (Egyházasgergei Formáció) rakódtak le legfeljebb 900 m összvastagságban (3.4. ábra).

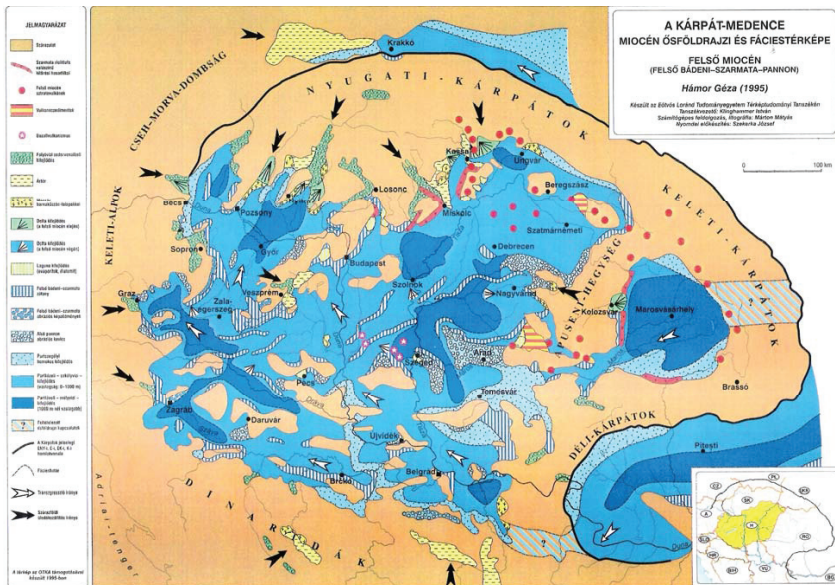


3.4. ábra: A Kárpát-medence kora-miocén ösföldrajzi és fáciesterképe (Hámor G., 2001)

A kárpáti korszakban kezdődő stájer orogén fázisban a hosszanti árkokból mély depressziók alakultak ki – a Darnó-vonal mentén helyenként hiányoznak az alsó-miocén képződmények (a Zagyva-árok az oligocén után Zagyva-hát). A tenger alatti vulkanizmus (Hasznosi Andezit Formáció, alsó andezit) során vízbe hullott, halmiolízissel bontott tufa keveredett a lerakódó üledékekkel (Császár G. et al., 1997). Kisebb lepusztulás után a kárpáti és bádeni korszak határán az új-stájer orogén kompresszió hatására mindent elborított a „középső riolitufa” (Tari Dácitufa Formáció). Dácitosabb, levegőből kiüledő portufája az „alsó” riolituffnál is nagyobb távolságokra jutott el, ezért vékony (10-30 m), de jó korjelző (Hámor G., 2001).

Mulató-hegy) fokozatosan csökkenő hőmérsékletű hidrotermás szakaszok elbontották a riolitos anyagot és epi-, ill. alárendelten mezotermális telérrajok képződését (Vidacs A., 1965, Nagy G. et al., 1986), valamint a mellékközetek kálmetaszomatózisát eredményezték (Nagy G. et al. 1986; Varga Gy., 1992; Nagy B., 2006). Ezen telérrajokban váltak ki a bányászat alapját képező Pb- és Znszulfidos ércek kisebb arany- és ezüsttartalommal.

A késő-bádeni végére kialakult a hegység mai alakja, azóta csak az erózió csiszolta tovább. Utóvulkáni működéssel szolfatárak és gejzírek keletkeztek, ezzel egyidejűleg a paleogén medence környékén „lajta mészkő” (Rákosi Mészke Formáció), a Gyöngyösorosztól nyugatra kialakult kisebb medencében pedig diatómit rakódott le a felső-bádeni tengerelöntés során (3.6. ábra). A Mátra déli peremén a még megmaradt néhány kisebb riolitvulkán további működése miatt ezekbe az üledékekbe tufarétegek települtek (Gyalog L., 2005). Az utolsó savanyú vulkanitok (legfelső riolituffa) nyomai csak néhány centiméteres vastagságban nyomozhatók a vizsgált területtől nyugatra (Hámor G., 2001).



3.6. ábra: A Kárpát-medence késő-miocén ösföldrajzi és fáciestérképe (Hámor G., 2001)

A szarmata tenger peremén sekélyvízi faunájú, oolitos zátonymészke (Tinnyi Formáció) képződött mélyebb vízi mészmarga betelepülésekkel (Kozárdi Formáció), majd a tenger visszahúzódásával az árkok egykori vízfolyásai mentén édesvízi teraszok alakultak ki. Az északi medencékben a szarmatában előbb szárazföldi kifejlődésű kavicsos üledékek (Sajóvölgyi Formáció), majd a pannóniai korszakban folyóvízi és tavi eredetű melanopsziszos homok és

congeriás agyagmárga (Zagyvai Formáció) rakódott le. Az kora-pannóniaiban visszahúzódott, majd a késő-pannóniaiban újra előrenyomult a tenger, a Mátra fő tömege azonban végig kiemelt helyzetben maradt. A laza kőzetanyag jelentős része erodálódott, miközben a mocsaras hegylábi környezetben lignittelepek (Bükkaljai Lignit Formáció) képződtek a déli előtérben. A negyedidőszakban a csak lokálisan megjelenő és az alacsonyabb területeken is vékony lösz észak felé tovább vékonyodik. A negyedidőszakban a felszínközeli bádeni vulkanitok mállása révén a talajképződési folyamatok váltak meghatározóvá.

Szakács S. (2003) 251 minta radiometrikus korának meghatározása után arra a következtetésre jutott, hogy nem helyes az „alsó”, „középső” és „felső riolituffa” elnevezés. A Nyugatról kelet felé előrehaladó vulkanizmus kb. 21(eggenburgi-ottngai)-11(pannóniai) millió éve főleg robbanásos kitérésekkel savanyú mészkáli magmatizmussal kezdődött és 17 (kárpati) -9 (pannóniai) millió éve intermedier, főleg andezites mészkáli vulkanizmussal folytatódott a Pannon-medencében.

3.2.3.3. A vizsgált terület földtani jellemzése a szerkezet- és ércutatató fúrások alapján

Gyöngyösoroszi környékének természetesen magas háttérkoncentrációi elsősorban a bádeni vulkanizmust követő hidrotermás ércesedés különböző szakaszainak és az azt követő mállási folyamatoknak köszönhetőek. A vastag, mészkáli kőzetekből felépülő rétegvulkáni összleten áthatolt szerkezetkutató fúrások ezer méteres mélységben még a kárpati üledékeket (Gyo-2, Gys-5) vagy csak a benyomult vulkáni testeket (Gyo-5 fúrás) érték el, az alaphegységről ezért csak feltételezések vannak. A vulkanitok összvastagságát Kubovics Imre (1964) az 1962-es Gyo-2 szerkezetkutató fúrás 985 m mélységében elért kárpati üledékek alapján 940 méterre becsülte (Gyo-2), de a felszíni vizsgálatok során mért 10-15°-os délies irányú dőlést a fúrás környékén meredekebbnek feltételezve ennél vékonyabb valódi vastagsággal számolt. Az 1981-ben mélyített Gyo-5 fúrás ettől Ny-DNy-ra kb. 760 m-re 1200 m mélységben sem érte el a fekvő képződményeket, de több tektonikus zónát is harántolt (Vetőné Ákos É., 1984). A Gys-5 szerkezet- és ércutatató fúrás 950 m vastagságban tárta fel az andezitet és majdnem 500 métert haladt a kárpati slírben, ezért a vizsgált területen 940-950 m átlagos vastagság feltételezhető az andezitre.

A Nyugati-Mátra középső-miocén korú piroxén-andezitjeinek három csoportja közül csak a két fiatalabb, a középső és a felső piroxén-andezit (Mátrai Andezit Formáció) jelenik meg a vizsgált terület felszínközeli rétegeiben (3.7. és 3.8. ábra). A sötétszürke, „felső piroxén-andezit” is csak kis foltokban nyomozható a vizsgált terület nyugati szélétől északkelet, majd délkelet felé ívelő vonal mentén (Világos-Kopasz-hegy, Tót-hegyes, Győr-, TeCu-, Darázs-hegy, Nagy- és Kis-Átal-kő, Pálinkázó, Árnýék-tető, Me-domb, Üstök-fő) az erősen átalakult, „középső piroxén-andezit” fedő képződményeként.

A Toka-patak völgyének (Nagy-völgy) felszíni kőzetanyagát elsősorban a középső (hipersztén-)piroxén-andezit képviseli lávaárrakkal, láva- és tufa-agglomerátumokkal, valamint tufával és tufittal egyaránt. Károlytáró-lakótelep környékén és a Szomor-völgyben valószínűleg az ércesedés előtti (13,7±0,5 millió éves) kálimetaszomatózis hatására átalakult kálitrachit jelenik meg (Varga et al., 1992; Nagy B., 2006). A kálimetaszomatózis okozta egymást átfedő, hipogén kőzetelváltozások között főleg kovásodás, kloritosodás, karbonátosodás, agyagásványosodás (illitesedés és kaolinitesedés), hintett (impregnációs) piritisedés, biotitosodás (és flogopitosodás), valamint anhidritesedés fordul elő (Vetőné Ákos É., 1984). Az ércesedés tágabb környezetében felhalmozódó bór indikátorelemként utal az utóvulkáni folyamatokra: Károly-tárótól északra és keletre két ismert telért kovásodás kíséretében, Asztagkő erős hidrotermás hatás alatt állt nyugati oldalán és a Csőr-réti-víztároló északi oldalán szintén telérek körül tapasztaltak bór anomáliát (Nagy G. et al., 1986).

A kárpáti korú „alsó” piroxén-andezit a Mátra-bérc északi oldalán – annak vonulatát követve – és Fallóskúttól északnyugatra, a Csörgő- és a Fiúsom-patak völgyében nyomozható a felszínen. Mélyfúrásban Károlytáró-lakóteleptől északkeletre (Gyo-2) és a vizsgált terület nyugati szélén, Felső-Állás-tetőn (Gyt-5) harántolták. Ez utóbbi fúrásban 978 m mélységben érték el, fedőjében 6 m vastag dácittufával. Feküje, a jelentős kiterjedésű és vastagságú kárpáti slír átmeneti tufás rétegeivel szintén a Mátra-bérc északi oldalán jelenik meg a felszínen, ill. a Gyo-2 és Gys-5 mélyfúrásban 985, ill. 955 m mélységben. Itt szürke, palás és piritisedett homokos márga több-kevesebb finomhomok- és agyagtartalommal.

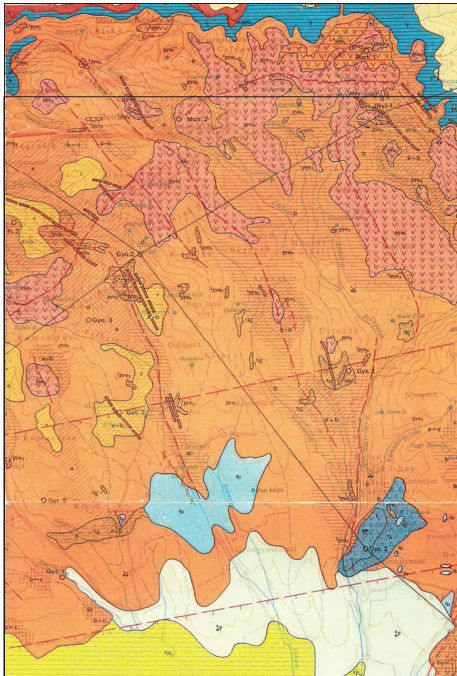
Károlytáró-lakóteleptől északra a felső piroxén-andezitben mélyült ércutató fúrások (Mszi-1-9) 1200 m mélységben sem érték el a kárpáti üledékeket (Mszi-2), de több szinten általában dús érceléreket harántoltak: 20-22 (Mszi-2), 580-626 (Mszi-1, -3 -7), 680-732 (Mszi-4, -6, -9) mBf tengerszint feletti magasságban. Károlytáró-lakótelep körül a hegyoldalakat középső piroxén-andezit borítja, amelynek tufái és agglomerátumai a hegyek lábánál nyomozhatók. A Hadnagy-kút közelében (Rossz-rétek) a rétegsor 15 m vastag limonitos, agyagásványosodott andezittörmelékéből és 300 m mélységig gyakran pirihtintéses, erősen bontott andezitből áll (Gyo-3). A Toka-patak keleti oldalán, a Nagy-Henc nyugati lábának középső piroxén-andezitjében érc- és szerkezetkutatás céljából három ferde fúrást (Gyo-10-12) mélyített az OÉÁ 1984-ben, amelyek 17-28 m vastag lejtőtörmelék alatt mállott, limonitos andezitet és andezit agglomerátumot tártak fel egy-egy vékony ércelérrel. Az ezektől délre, a Cserepes-hegy nyugati oldalában fúrt Gyo-9 hasonló vastagságú (17 m), teljesen agyagásványosodott lejtőtörmelék alatt szintén erősen bontott andezitet talált.

A Károly-vár nyugati lábánál, a Veres-kői-tárónál 1981-ben mélyített szerkezetkutató fúrás (Gyo-4a) vékony agyagos közettörmelék alatt bontott, baritosodott, kovásodott kálitrachitot és piroklasztikus andezit agglomerátumot tárt fel. Ettől keletre, a Károlyvár déli oldalában 1982-

ben fűrt érc- és szerkezetkutató fűrés 20 m agyagos törmelék alatt szintén erősen átalakult (agyagásványosodott és kloritosodott) zöldesszürke, helyenként vöröses tufa- és fekete lávarétegekkel váltakozó andezit talált 708 m mélységig. A Hársas-hegyen létesült két fűrés (Gyt-3, -4) a Károlyvárnál is meglévő kálitrachitban több kisebb-nagyobb vastagságú ércetelért tárt fel 340-350 mBf-ig. Az 5 m lejtőtörmelék és a 95 m vastag kálitrachit alatt 1980-ban 100 m-nél vastagabb uraltos-kloritos andezit lávabreccsa ismert (Gyt-4). A kálitrachit ettől nyugatra (Kómorzsás- és Felső-Állás-tetőn) is több mint 100 m vastagságban tovább nyomozható a lejtőtörmelék alatt és a piroxén-, majd hipersztén-augitos andezit alatt 975 m mélységben egy vékony dácitufa réteg után újra egy piroxén-andezit és -tufa váltakozásából álló sorozatot („alsó piroxén-andezit”) tártak fel (Gyt-5). Ettől északra egy ovális körvonala mentén még több helyen nyomozható a kálimetaszomatózis nyoma (Kis-Tölgyes-bérc, Keresztes-hegy, Bánya-bérc, Malom-bérc, Zsibrik- és Kables-völgy).

A Toka-pataktól keletre, Gyöngyössolymos fölött magasodó Asztag-kő és Üstök-fő ércesedése már más összetételű. Az Asztag-kő keleti oldala legalább 300 m vastag, viszonylag üde és kovás, agyagásványosodott andezit, ill. -tufitrétegekből áll (Gys-1). Üstök-főn 1982-ben cinnabarit kutatás folyt, ezért két sekélyfűrés is mélyült (Gys-3, -4). A Gyöngyös-patak keleti oldalán, Gyöngyössolymos északi határában fekvő Kis-hegy 250 m-nél vastagabb riolit (riodácit) és andezit, ill. ezek tufáinak és agglomerátumainak váltakozásából épül fel (Gys-2). A Kovácskútnál (Gys-5) 954,5 m mélységben szintén elérték a kárpáti slírt.

A vizsgált terület déli részén, Gyöngyösorosi és Gyöngyös között pleisztocén lejtőtörmelék, majd elsősorban a vízfolyások mentén pleisztocén (tarka) agyag veszi át az uralkodó szerepet kb. 230, ill. 190 mBf tengerszint feletti magasságtól. A bádani és pleisztocén képződmények találkozásánál kisebb-nagyobb foltokban nyomozhatók a vulkáni utóműködést jelző egykori gejzirkúpok opálos törmelékei (Köves-tető, Bánya-domb – Tűzköves-dűlő – Bagolyvár, Tarma, Dobogó-hegy, Bába-kő).



- | | |
|----|--|
| 1 | Létfelmérés, eredmény 20
Screw, altitium |
| 2 | Aggag, tarkagrag "a"
Clay, variscanite clay |
| 3 | Homok, agyag, fés barakkidőn "a"
Sand, clay, lignite |
| 4 | Eszteriz mészkő, mészes agyag "a"
Freshwater limestone, calcareous clay |
| 5 | Kavicsos, érhalmozott "felő riolitufa" "a"
(Reddish-brown coarse Rhyolite Tuff with gravel) |
| 6 | "Felső riolitufa" "a"
Upper Rhyolite Tuff |
| 7 | Körölcse márga (tengeri őszlet) "a"
Orswilly marl (marine sequence) |
| 8 | Ádalmozott porfiroklastum (sztratioid őszlet) "a"
Reddish-brown porphyroblast (stratiform sequence) |
| 9 | Létfelmérés "a"
Létf. Limestone |
| 10 | Diatomida őszlet "a"
Diatomaceous sequence |
| 11 | Riolit, riolit "a"
Rhyolite, rhyolite |
| 12 | Riolitufa "a"
Rhyolite tuff |
| 13 | Karbonátos pirókandékt "a"
Carbonate pyroclastic andeolite |
| 14 | Felső pirókandékt (fedőszorakt) "a"
Upper pyroclastic andeolite (covering formation) |
| 15 | Pirókandékt lávagyöngyörium (fedőszorakt) "a"
Pyroclastic andeolite lava agglomerate (covering formation) |
| 16 | Pirókandékt tufa, agglomerátum (fedőszorakt) "a"
Pyroclastic andeolite tuff and agglomerate (covering formation) |
| 17 | Limonitakt, csatl. csatlakozás, gőlyök "a"
Limonite, congl., spale-drecca, geyserite |
| 18 | Riolit- és diatritva lávabakajlítás "a"
Andeolite, rhyolite and diatrite tuff layers |
| 19 | Kalitraktit és kalicium-kövek "a"
Kalitractite and potassium-rich rocks |
| 20 | Kalitraktit tufa "a"
Kalitractite tuff |
| 21 | Középső pirókandékt (sztratioid) "a"
Middle Pyroclastic andeolite (stratiform formation) |
| 22 | Pirókandékt lávagyöngyörium (sztratioid) "a"
Pyroclastic andeolite lava agglomerate (stratiform formation) |
| 23 | Pirókandékt tufa, agglomerátum (sztratioid) "a"
Pyroclastic andeolite tuff and agglomerate (stratiform formation) |
| 24 | Horsaköves diatritva („Albósd riolitufa") "a"
Pumiceous diatrite with hornblende (Albósd Rhyolite Tuff) |
| 25 | Birtó-ambitidákt "a"
Diatrite diatrite with hornblende |
| 26 | Alsó pirókandékt (szubmarin sorozat) "a"
Lower Pyroclastic Andeolite (submarine formation) |
| 27 | Pirókandékt tufa, agglomerátum (szubmarin sorozat) "a"
Pyroclastic andeolite tuff and agglomerate (submarine formation) |
| 28 | Homokos andeolitufa, tuffos márga (tengeri sorozat) "a"
Sandy andeolite tuffite, tuffitic marl (stratiform member) |
| 29 | Almári, kőzetlaktis agyagmárga (sálaképzlet) "a"
Almári, silty clayey marl (siltite sequence) |
| 30 | Onoplonás homok, homokkő "a"
Onoplonite sand, sandstone |
| 31 | Barakkidő sorozat őszlet "a"
Barakkidő sequence |
| 32 | "Alsó riolitufa" "a"
Lower Rhyolite Tuff |

PLEISZTOCÉN

Pannónia

FLÜDÖCÉN

Sarmata

Tertiar

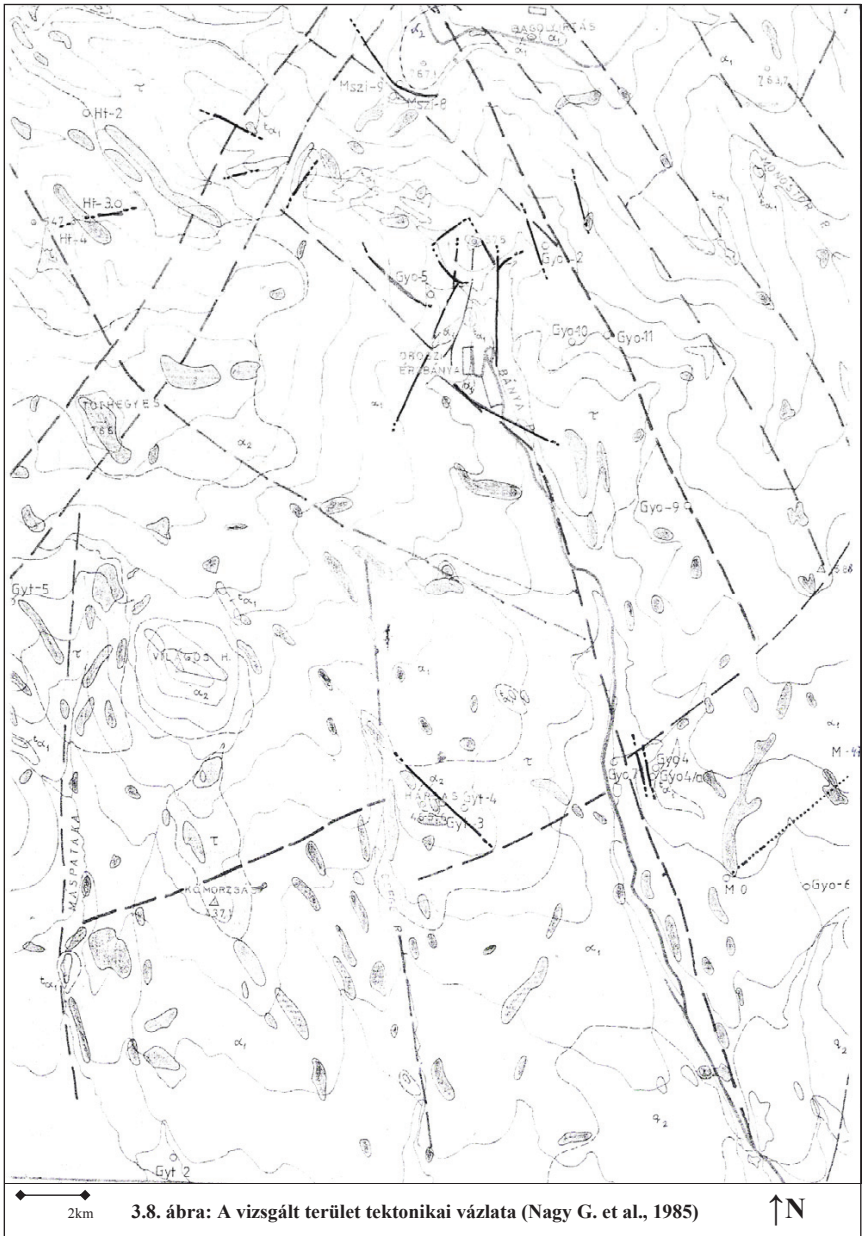
MIOCÉN

Hellén

3.7. ábra:
A vizsgált terület
északi és középső
részének földtani
térképe
(Varga Gy. et al.,
1975)

1 : 200 000





3.2.3.4. Geokémiai jellemzés

A GyöngyöSOROSZI környéki rétegvulkáni andezit rétegsor képződményei a Niggli-féle értékelés szerint uralkodóan a kvarc-diorit-tonalit kőzetprovinciába tartoznak, kőzetanilag labradorit-dácitoknak felelnek meg (Varga Gy., 1975). Az ásványosodás az Pb-Ag-Zn ércformációba és a belső-kárpáti neoid érc tartományba sorolható (Vidacs A., 1966). Kubovics Imre (1964) három csoportba sorolta a Gyo-2 sz. mélyfúrás mintáit:

- felső csoport (0-297 m): kloro-karboandezit, amfibolandezit, andezittufa és igen erősen átalakult szilikoandezit;
- középső csoport (kb. 600 m vastag): horzsaköves andezit, bontott andezit és -tufa, kloroandezit, turmalinos, ill. kovás andezittufa és epidotos (középső) riolittufa;
- alsó csoport (71 m vastag): durva sötétszürke kloroandezit, andezit-dácittufa, andezitodácit, kloritos andezit és alsó andezittufa.

A kaldera beszakadásához kapcsolódó, egymást keresztező telérrajok Rozlozsnik (1937, 1942) szerint háromféle csapásiránnyal, Siklóssy (1977) szerint négyféle dőlés- és csapásiránnyal jellemezhetők. A tektonikai viszonyokra általánosságban egy ÉNy-DK és egy ÉK-DNy csapású, egymást Károlytáró-lakóteleptől északnyugatra kb. 1 km-re keresztező vetőrajból álló vetőrendszer jellemző (Földessy J. et al., 2004). A két vetőraj csapását követve csatlakoznak a Toka-patak völgyéhez annak mellékvölgyei és patakjai. Egy részük csak nyomokban tartalmaz ércet, de a kőzetanyagban gyakori a hintett ércesedés, az egykori gyöngyöSOROSZI bánya területén pedig a meredek dőlésű hasadékokban különböző generációjú, polimetallikus, teléres kifejlődésű, szubvulkáni, epi- és mezotermális szulfidérceteket találtak (Vidacs A. et al., 1966). Ezeket elsősorban galenit (PbS), szfalerit (α -ZnS) és wurtzit (β -ZnS), pirit és markazit (szabályos és rombos FeS_2), kalkopirit (CuFeS_2), ill. az egykori gejzirkúpok környezetében higany- (cinnabarit: HgS, schwazit: $(\text{Cu}_2\text{Hg})_3\text{Sb}_2\text{S}_7$) és arzéntartalmú ásványok (arsenopirit: FeAsS , antimonit: Sb_2S_3 , fakőércek) képviselik, amelyek mellett uralkodóan kovás anyagú meddő- (kvarc, opál, kalcedon, jáspis), ill. agyagásványok (kaolinit) fordulnak elő (Vidacs A., 1966a).

Vetőné Ákos Éva (in Nagy G. et al., 1986) 226 minta zárányvizsgálatával három kristályosodási fázist különített el a Károlytáró-lakótelep északnyugati határában mélyült szerkezetkutató fúrás (Gyo-5) mintáinak hőmérsékleti intervallumai alapján:

1. fázis: $T = 260\text{ }^\circ\text{C}$ (Arany-Péter-telér: +100 m-es szint)
2. fázis: $T = 230\text{-}210\text{ }^\circ\text{C}$ (Aranybánya-bérci-telér: +150 m-es szint, Péter-Pál-, Malom-bérci-, Új-Károly-, Hidegkúti-telér)
3. fázis: $T = 175\text{-}150\text{ }^\circ\text{C}$ (az előző két fázisnál szereplő telérek mindegyike).

Ezek alapján azt is megállapította, hogy az ércesedés a Kuroko-teleptípus teléres-tömszős kifejlődései közé tartozik és a nagyobb koncentrációjú ércek mélyebb szinteken fordulnak elő. A teléres ércesedés mellett az egykori kaldera keleti szegélyét alkotó mellékközetekben egy Fe-Cu-Zn-tartalmú impregnációs ércesedés is nyomon követhető (Szén-patak: Gys-8, Gys-9; Malomkő-bérc: Gys-12; Nyírjes-bérc: Gys-14-16; Kis-Galya: Gys-17), amely már egy mélységi benyomulás hatására alakulhatott ki (Siklóssy S., 1977).

Bár a Cd esetében önálló ásványról nem beszélhetünk, az ásványkiválások idején jelentősebb mennyiségű Cd épült be a szfalerit- és wurtzit-rácsba a Zn (0,28-0,37 %), valamint a galenit-rácsba a Pb helyettesítéseként (0,005-0,1 %). A Nyírjes teléreinek oxidációs zónájában kalciton élénksárga bevonat formájában greenockitként (β -CdS) jelenik meg (Koch S. & Sztrókay K., 1967). Az Pb-ezüst-Zn ércesedés egyik legjelentősebb ásványa, a galenit a kadmiumon kívül jelentős arányban vasat (0,11-3,7 %), rezet (0,03-1,13 %), ezüstöt (0,1-0,5 %) (akantit zárványok, Szakáll, 2005a), Ast (0,07 %), bizmutot (0,003-0,12 %), krómot (0,005-0,1 %) és cinket (természetes szfalerit szennyeződés) is tartalmaz. A másik meghatározó ásvány, a szfalerit kristályrácsában is kimutathatók ugyenezen elemek, csak kisebb arányban – a Cd javára –, gyakran kevés arany-, higany- és magasabb ólomtartalommal, valamint kalkopirit szennyeződéssel (Sámsoni, 1966). A szfalerit magasabb vastartalmú változata, a marmatit is előfordul Gyöngyösoroszi környékén (Vidacs A., 1966a).

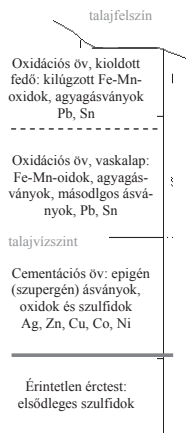
A wurtzit a mélyebben húzódo telérekben jelenik csak meg az erősen savanyú oldatok ritka, legkésőbbi kiválásaként. Metastabilitása miatt általában paramorf módon szfaleritké alakul, ezért a mellett csak átalakulásának gátlása esetén marad meg. Természetes politíp módosulatai közül a legritkábbat, a mátraitot (β -ZnS) éppen Gyöngyösoroszi környékén találták meg szfalerittel együtt (Koch S. & Sztrókay K. I., 1967). Itt 3,6-3,7 % vasat, 0,6-0,7 % Cdot és 0,1 % mangánt tartalmaz a Zn helyettesítéseként (Dobosi, 1982; Szakáll, 2005a).

A réz legnagyobb része kalkopiritként jelenik meg, amely a mélyebb szintekben gyakori (Vidacs A., 1966a): 4 cm-t is elérő kristályai (Szakáll S., 2005b) kristályai szintén tartalmaznak (0,03-0,1 %) ezüstöt és más nemesfémeket (pl. aranyat) (Dobosi, 1981). A hidrotermás ércesedések magasabb hőmérsékletű szakaszában általában megjelenő pirrotin is tartalmaz rezet, amely kalkopirit vagy kubanit (CuFe_2S_3) formájában elkülönül. A teléres és hintett ércesedésben is jelentős pirit rezet, Znet, ezüstöt és aranyat is tartalmazhat nyomnyi mennyiségben összenövés vagy zárványok formájában (Koch S. & Sztrókay K. I., 1967). Rombos változata kevés szennyezőt tartalmaz és Gyöngyösoroszi környékén már kevésbé gyakori. Inkább a felső szintekben és a peremi telérekben fordul elő (Nagy B., 1984), ahol a hasadékokban lefelé szivárgó oldatokból vált ki (Vidacs A., 1966a). A Hg-Sb-As elemtársulásban a Cu a fakóércek legfontosabb kationja.

Az As elsősorban a pirit, de a szfalerit és a galenit kristályrácsában is megjelenik (Sámsoni, 1966; Koch S. & Sztrókey K., 1967). Szennyezőként az antimonit rácsában is jelentős (1,65-1,70 %) (Dobosi, 1981), amely a vizsgált terület felső szintjeinek legfiatalabb, legkisebb hőmérsékletű, kevésbé gyakori ércásványa. Az egykori gejzírek környékén az antimonit a szintén késői (legfeljebb 100°C-os) kiválások közé tartozó cinnabarit (HgS), Hg-fakóércék, markazit, opál, kalcedon és barit (BaSO₄) kíséretében is előfordulhat (Koch S. & Sztrókey K. I., 1967), például a Toka-patak völgyében Gyöngyösoroszi északi határában egy hévforráshoz kötődően (Kristó Á., 2004), de inkább attól keletre nyomozható. Az önálló fázist képviselő, KÉK-NyDNy csapású Hg-Sb-As elemtársulás Gyöngyösoroszi környékén a legjellegzetesebben Asztag-kő – Üstök-fő környékén (Gys-1, -2: cinnabarit kutatás) jelentkezik (Csongrádi, 1984). Ezt a fázist Gyöngyösoroszi környékén erős baritosodás jelzi (Fügedi U. in Nagy G. et al., 1986).

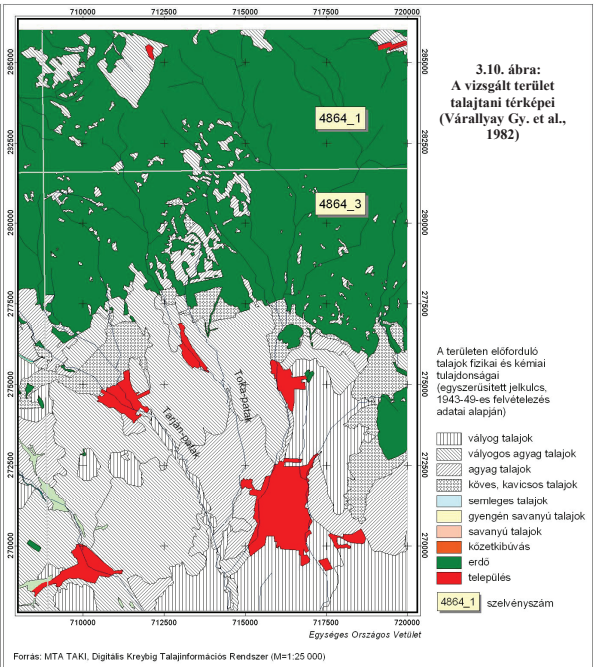
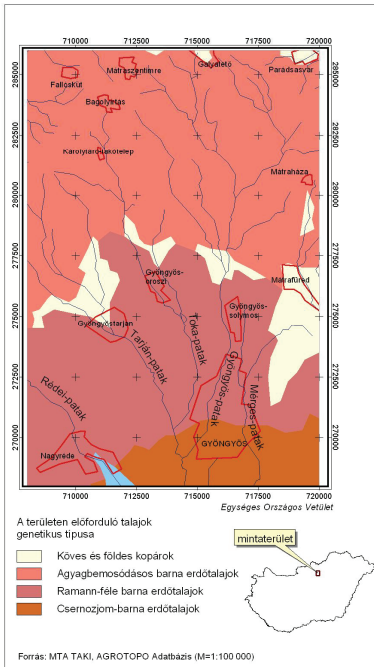
3.2.3.5. Talajtani adottságok

A hegytetőkön és hegyoldalokon kialakult talajtípusokat a szálban álló rétegvulkáni összlet mállása (3.9. ábra), míg a völgyekben és a patakok mentén a távolabbról odaszállított törmelékanyag talajképző folyamatai határozzák meg (3.10. ábra). A vizsgált terület északi részén a vulkáni összlet déli határáig (3.7. ábra) agyagbemosódásos barna erdőtalaj alakult ki. A dél felé levetett anyaközetten települő lejtőtörmeléken és pleisztocén homokos-agyagos üledékeken Ramann-féle barna erdőtalaj fejlődött. A vulkáni összlet levetése határának és a vízvásztó északi oldalának lankásabb lejtőin szabálytalan foltokban köves és földes kopárok jelennek meg. A Gyöngyös-Rédei-vízátrolótól délkeletre csernozjom – barna erdőtalaj jellemző (TAKI GIS, 2008).



3.9. ábra: A felszínközeli szulfidos ércetepek oxidációs zónája C. Mills (1995) és Máday V. (2007) alapján

Főleg a lejtőtörmelék elterjedési területére jellemző vályogos agyag a bányaterület kisebb-nagyobb meddőhányóin is megjelenik, míg a flotációs meddőhányó és a zagytározók környéke inkább agyag fizikai féleségű. A patakok esésgradiensének hirtelen csökkenésénél köves, kavicsos talajok fejlődtek, amelyek főleg a levetés határára jellemzők. Kisebb foltokban vályog fizikai féleségű talajok is előfordulnak a lejtőtörmeléken (I. melléklet) (TAKI GIS, 2008).



3.10. ábra:
A vizsgált terület talajtani térképei (Várrallyay Gy. et al., 1982)

3.2.3.6. Vízföldtani viszonyok

A vizsgált terület a Tisza vízrendszerén belül a Tarján- és a Toka-patak vízgyűjtő területe, amelyek vize a Gyöngyös-Rédei-vízátrolóban egyesülve a Gyöngyösön keresztül előbb a Tarnát, majd a Zagyván keresztül a Tiszát táplálja. A Toka-patak vízgyűjtő területének határa a Bányadombtól a Bárány-dombon, a Hársas-hegyen, Tót-hegyesen, a Keresztési-nyergen, a Pelyhes-tetőn, a Győr-hegyen, a Nagy-nyakon, a Nagy- és Kis-Hencen, valamint a Keresztút-dombon keresztül az Árva-bércig tart. A meredek szurdokvölgyek szabdalta bérceken a jelentős mértékben beszivárgó csapadékvíz kisebb része törmelék-, hasadék- és rétegforrások láncolatán keresztül tör a felszínre vagy leszivárog a bányavágatokba, nagyobb része pedig a repedezett andezitösszlet mélyére áramlik és az alacsonyabb fekvésű területek pannon üledékeiben, valamint a mélyebben települő üledékekben tárolódik (Nagy G. et al., 1986).

A törmelékforrások az intenzív bányászat előtt bővízőek voltak, de a csapadék mennyiségétől függően ingadozó hozamúak. A mállástermékekkel folyamatosan kitöltődő hasadékok beszűkülése miatt a hasadékforrások viszonylag állandó és magas vízhozama fokozatosan csökken, minősége pedig a szulfidok (főleg a pirít) bomlása miatt nem megfelelő. A rétegforrások több azonos tengerszint feletti magasságú, egymással összefüggő szivárgásból állnak általában a repedezett andezit és az agyagásványosodott tufaszint határán. Ilyenek például a Hidegkúti-völgy forrásai (ábra), amelyekre a Vízföldtani Osztály galériarendszer kiépítését javasolta 1952-ben (Vitális S., 1952).

Az intenzív termelés előtt a magasan fakadó források és vízfolyásaik semleges kémhatású (pH = 7-8) vize kevés oldott anyagot tartalmazott, mivel a beszivárgó csapadék viszonylag gyorsan átáramlik a repedezett andezitösszleten, majd a meredek völgyekben is hamar lefolyik. A hegylábi rétegforrások vize már több időt tölt a kőzetanyagban és felszíni lefolyása is lassabb a mállott törmeléken és az azon képződött talajon, ezért magasabb az alkáliföldfém- és a szulfáttartalma. A hegytetőkhöz közel csak az ércelérek hatására emelkedik meg a forrásvízben a szulfát koncentrációja (VITUKI Rt., 1987). A MECSEK-ÖKO Rt. vizsgálatai szerint a magasan (700 mBf felett) fakadó források vizének kémhatása 2004. május-júniusában 6,8-7,9, vezetőképességük pedig 82-675 mS/cm között változott, míg a hegylábi (300 mBf alatti) források vizénél ugyanezen jellemzőkre 6,6-7,1 és 495-1022 közötti értékeket mértek (Ötvös K. et al., 2004). A bányászat utolsó szakaszában a felszínről a bányavágatokba szivárgó jelentősebb mennyiségű csapadékvíz maximális tartózkodási ideje a Mátraszentimrei-aknánál 3,7 év, átlagosan 3 év (trícium kor) (VITUKI, 1987, 1999), az Altárónál 6 év (Repét Kft., 2003), amely a Mátra magasabban fekvő területei felől hosszabb áramlási útvonalak megléte utal.

Szebényi Lajos 1951-ben az ércbánya vízellátásának megoldására szakvéleményt készített, amelyben a kívánt 3000 l/p hozamú vízmennyiség elérését egy túl költséges völgyzáró gát

építésével tartja csak elérhetőnek. A bányabeli tapasztalatok alapján a Toka-patakot tápláló telérhasadékok vízszolgáltatása ingadozó, szulfátos jellege miatt pedig nem megfelelő minőségű, ezért ezekre nem lehet vízbeszerzést alapozni. Így a Toka-patak vizével együtt csak ipari felhasználásra alkalmas. A környező patakok (Erős-, Szomor-, Jegykő-, Száraz-patak, Átalkői-, Bőgös-réti-folyás) is mind ingadozó hozamúak, nyáron elapadnak (Schmidt E. R., 1960; Halmóczki Sz., 1993). A Gyöngyös-Gyöngyöspata műút és Nagyréde közötti terület vízkészletét is megvizsgálva megállapította, hogy a mélyebb rétegek nyugalmi vízszintje 130-140 mBf körül van és elegendő depresszió mellett egy kútból 200-300 l/p vízhozam várható (Schmidt E. R., 1960). A vízföldtani viszonyok dél felé egyre kedvezőbbek, de a bányászathoz ilyen messzeségből nem volt érdemes vizet szállítani. A flotációs technológia és az ércbánya létesítményeinek vízellátására a '60-as években komoly vízkutatás kezdődött Gyöngyösorszi környékén. 1959-ben Ozoray György vizsgálatok kezdeményezését kérte az Országos Földtani Főigazgatástól, amelynek feladatát a MÁFI vállalta. Dr. Schmidt Eligius Róbert a márciusi terepbejárás után megállapította, hogy az erősen átalakult és mállott rétegvulkáni összlet vízben szegény, ezért Károly-táró környékén nem érdemes kutat fújni. A vízellátásra ezért egy 100 m³-es medencét alakítottak ki Károlytáró lakótelepen, amelybe három, azonos tengerszint feletti magasságon fakadó rétegforrásból vezettek vizet 1960-ig: a Hadnagy-kútból és annak ikerforrásaiból. Ezek állandó, de évszakonként változó (0,4-10 l/p) hozamú vize a Tót-hegyes keleti oldalának 700 mBf feletti repedezett és törmeléken andezit- és az alatta települő agyagásványosodott tufaréteg határán 8°C-osan tör a felszínre és még több kisebb-nagyobb szivárgás tartozik a réteghatárhoz. 1960-ban ezt a forrást szerették volna tovább feltárni a Babik-kút és északkelet felé (Schmidt E. R., 1960).

Több ideiglenes lehetőség után hosszútávon a Toka-patak felduzzasztásával 1961-ben létesített ipari víztározó nyújtott megoldást. A felkért szakértők (Szebényi Lajos, dr. Vitális Sándor, dr. Pantó Gábor) a mellékvölgyek valamelyikét vagy Gyöngyöstarját, Nagyrédét, esetleg a lignitbánya környékét javasolták a víztározó megépítésére a kedvezőbb vízföldtani adottságok és a szivárgás elkerülése miatt, végül azonban a kötélpálya kiépítésének elkerülésével a községtől másfél kilométerre emeltek meredek falú völgyzárógátát (Kun B. et al., 1988). Ehhez újratervezték a Károlytáró-lakótelepig épülő műutat és az ivóvíz ellátására csővezetékét fektettek le Mátraszentimrén keresztül a Csór-réti-víztározótól, amely a környező települések mindegyikén máig is megfelelő minőségű ivóvízellátást biztosít (Zagyva-Tarna).

Az ércbányászat utolsó időszakában intenzíven kihajtott vágatokban egyre többször fordult elő vízbetörés és okozott egyre nagyobb gondot a szivárgó víz a fejtésben. Ugyanakkor mindez a források vízhozamát is jelentősen csökkentette: például a korábban elárasztott, régi Hideg-kút-táróban az Altáró szintjének teléreit feltárva jelentős (1960-85-ig átlagosan 3 m³/p, de 1966-ban majdnem 9000 m³/nap; Ötvös K. et al., 2004) vízmennyiség szivárgott el, ami a felsőbb szintek

víztelenedéséhez, valamint a források és a patakok elapadásához vezetett (Jakucs L. & Schmidt E. R., 1952). E miatt a telérek folytatódó kihajtásával még erősebb vízhozam csökkenést valószínűsítettek, ezért cementinjektálás alkalmazását javasolták. A lefejtett felületek növekedésével ráadásul a Toka-patakba vezetett bányavíz minősége is romlott (a pH 1,0-3,8 közé csökkent) és a depressziós tér túlnyúlt a bányatelek határán (Szilágyi G., 1985). 1972-ben ezért víztisztító üzemet létesítettek az Altárón kifolyó bányavíz kezelésére, ahol mészhidráttal történő meszezés (3.11. ábra) (1980-tól automatikus mésztejadagoló üzem) és átlevégtetés (3.12. ábra), majd az ennek hatására leváló csapadék elkülönítése után engedték csak tovább a Toka-patakba. A medencékben így leülepített vas-hidroxidos, magas nehézfém tartalmú iszapot az erre a célra kialakított Bence-völgyi zagytározóban gyűjtötték évtizedekig (Kun B., 1998) (3.13. ábra).



3.11. ábra: A bányavíz meszezése az altárónál



3.12. ábra: A bányavíz levegőztetése

Ma a Toka-patak felső szakaszának mellékvölgyei általában szárazak, csak hóolvadáskor, ill. nagyobb esőzések idején táplálják a patakot (Halmóczki Sz., 1993; Fügedi U., 2006). Az egykor az északnyugati forrásokból táplálkozó Bánya-patak és az északi források vizét szállított Erős-patak alapvízhozama a mátraszentimrei és bagolyirtási szennyvíztisztítóból származik (Fügedi U., 2006). Általános vízkémiai értékei eltérnek a környékbeli forrásvizek vízminőségétől (Bekő J. et al., 1992; Kristó Á., 2004; Ötvös K. et al., 2004). A két mellékvölgy találkozásától a Toka-patak szállítja tovább a tisztított szennyvizet, amely Károlytáró-lakótelep és az Altáró között azonban beszívárog az andezitösszlet repedéseibe. A víztisztítómű alatt a Toka-patak többé-

kevésbé állandó vízhozama elsősorban a tisztított bányavízből, kisebb részben az ülepítő medencék gátjának csurgalékvizéből származik, ezért vízminőségét alapvetően a tisztított bányavíz 1994 óta – a geokémiai viszonyokat figyelembe véve – már természetesnek mondható minősége határozza meg (Fügedi U., 2006).

Gyöngyösoroszi és Gyöngyös között a talajvízszint 250-300 m (B1: 270,844 mBf, Febr. 24. MGSz) mélységben húzódik (Lázár B., 2004), dél felé egyre közelebb kerülve a felszínhez



3.13. ábra: A Bence-völgyi zagytározó látképe a végleges bányabezárás előtt (Fügedi Ubul felvétele)

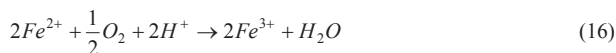
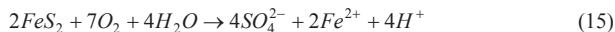
3.3. Antropogén hatások

3.3.1. Bányászat

A vágatok fejtésével a mátraszentimrei és a bánya-bérci üzemben együttesen 148 146 m³-t, a központi bányüzemben pedig ennek több mint tízszeresét fejtették le összesen 1 733 902 m³ üreget hátrahagyva. A teljes szabad felület 3 741 941 m², amelyen elsősorban a telérek magasabb kén-tartalmú ásványainak (pirit, markazit, pirrotin, kalko- és arzenopirit) oxidációjával savas bányavíz keletkezett (Ötvös K. et al., 2004).

A beszivárgó csapadékvíz korábbi útja megváltozott az intenzív termelés hatására: az Altáró Száka-csurgónál történő harántolása például a Hidegkúti-völgyben fakadó források vízhozamában már 1952-ben lényeges változást hozott (Vitális S., 1952). Vizes környezetben és a flotációs meddőhányón is kimutatott szulfidoxidáló baktériumok (pl. Thiobacillus

ferrooxidans) (Szolnoki & Bognár, 1965) jelenlétében a pirit oxidációja (15) során keletkezett kétértékű vasionok további oxidációjával (16), majd a beszivárgó víz kémhatásától függő hidrolízisével kénsvav termelődik. Ezzel párhuzamosan a galenit és a jelentős Cdtartalmú szfalerit is oxidálódik (17) (Csöväri M., 2004):



Ez utóbbiak azonban nem termelnek savat, mert a Zn és az Pb csak lúgos környezetben hidrolizál, de a már kialakult savas közegben kénhidrogén gázt szabadítanak fel (Koch S. & Sztrókay K. I., 1967; Nordstrom & Southam, 1997).

A teljesen elárasztott vágatokban redukív viszonyok uralkodtak, ezért itt fokozatosan csökkent az oxidáció és a kémhatás emelkedni kezdett. A folyamatos fejtés alatt álló, mindig lecsapolt vágatokban azonban újabb és újabb felületen mehetett végbe az intenzív oxidáció, így a működő bányüzemben állandó gondot jelentett a savas bányavíz (Schmidt E. R., 1952; Nagy G. et al., 1986; Kun B., 1988; Ötvös K. et al., 2004).

Gyöngyösoroszi környékén több ércásványba As is beépült, ezért azok oxidációjával jelentősebb mennyiségű As került a bányavízbe a környezet redox-viszonyaitól függően arzenát- vagy arzenit-ionok formájában (Csöväri M., 2004). Ezért a víztisztítóműnél, valamint a zagy- és víztározók üledékében a jelentős vastartalom mellett magas Pb, Zn, Cd és As koncentráció mérhető (Bekő J. et al., 1992; Záray Gy. et al., 1992; ÉMKF, 1996; Ötvös K. et al., 2004; Gruiz K. et al., 2007).

A karbonáttartalmú ásványok (pl. kalcit, dolomit, sziderit) savlelkötő képessége némileg mérsékelte a savképződést, miközben 5,5 pH-érték alatt szén-dioxid szabadul fel. A kőzetanyagot alkotó szilikátok is semlegesítő hatásúak: vízzel érintkezve lúgosabbá teszik a kémhatást, valamint savat használnak fel az agyagásványosodáshoz és a már kialakult agyagásványok további hidrogénionokat képesek megkötni ioncserélő folyamataik révén (Csöväri M., 2004).

A termelés 1986. március 13-án – a Károly-aknában június 10-én – leállt. A Mátraszentimrei-aknát még 1988-ban betömedékelték, a bánya teljes felhagyásának előkészítő vizsgálatait azonban csak 2003-ban kezdték el. A bányavíz kémhatása 1987 után egyre kisebb ingadozásokkal 1990-re elérte a pH=6 körüli értéket (Ötvös K. et al., 2004).

A bányavíz minőségének változásáról 1976-tól állnak rendelkezésre adatok, amelyek szerint a bányászat tartós szüneteltetésétől, 1985-től kezdve fokozatosan javult a vízminőség (Ötvös K. et al., 2004):

- 1992-re a kémhatás elérte a semleges értéket, 1998-ra pedig 6,0-6,5 közé állt be;
- az összes oldott anyagtartalom 1993-ra a felére csökkent;
- a pirit bomlását jelző szulfáttartalom és a vezetőképesség változásáról a tartós szüneteltetés óta csak 2004-től állnak rendelkezésre adatok, amelyek hosszabb ideig tartó, de egyértelmű csökkenést mutatnak.

1987-ben az Altárón kifolyó bányavíz kémhatása és oldott anyagtartalma (Cd, Zn) ugrásszerűen megnövekedett, utána pedig újra csökkent. Ez a legsavasabb mátraszentimrei bányavizet kizáró V-2 bányabeli gát megépítésével és üzembe helyezésével hozható kapcsolatba. Az egykori ércbánya végleges felhagyásának elrendelése előtt négy vízzáró gát építésével próbálták megváltoztatni a bányavíz minőségét és mennyiségét. A V-0 gát az egyes területek elkülönítésére szolgált volna, de tervezetét elvetették, miután a V-1 gát a Bikkszéli-harántban (Károlytáró-lakóteleptől északnyugatra) már elkészült az északi bányavíz elzárására – bár ennek üzembe helyezése után 1,6 l/p vízszivárgást mértek. A sokkal fontosabb szerepet betöltő V-2 gát a Mátraszentimrei-harántban (a lakóteleptől északra) tartotta volna vissza a még kedvezőtlenebb minőségű bányavizet, de az andezitösszlet repedésein keresztül utat tört magának a felduzzasztott víz, amin már nem tudtak javítani, ezért 1988. augusztus 15-től november 3-ig inkább nyitva hagyták a gát tolózáriját. Az összegyűlt, kb. 300 000 m³ savas bányavíz az Altárónál kialakított ülepitő medencéken keresztül érte el a Toka-patakat, ezért ekkor jelentős mennyiségű meszes iszap került a savas bányavízzel a patakba és a víztározókba. A kémhatás mellett az összes oldott só- és lebegőanyag tartalom is megváltozott ebben az időszakban (Csáki et al., 1992). A négy gát közül a V-3 működik továbbra is, amely Károlytáró-lakóteleptől délkeletre szabályozza a víztisztító műbe jutó bányavíz mennyiségét (Hidrotech Kft., Csáki et al., 1992; Ötvös K. et al., 2004).

Bár a bányabeli vízzárógátak létesítése nem segített a vízminőség javításában, a kifolyó bányavíz minőségében kis ingadozások mellett fokozatosan kezdett beállni egy természetes állapot. Ennek és a víztisztító működésének köszönhetően a bányavíz már nem szennyezte a Toka-patakat, de a bánya végleges bezárását, valamint a meddőhányók, a zagytározók és a víztározók magas nehézfém tartalmú anyagának elhelyezését azonban még meg kellett oldani.

3.3.2. Hátrahagyott meddőhányók

Az egykori bányaterületen a flotációs technológia bevezetése előtt hátrahagyott kisebb-nagyobb meddőhányók száma megközelítette a negyvenet, amelyek közül néhányat már felszámoltak vagy áthalmaztak – általában beépítették pl. az egykori kisvasút töltésébe, a közlekedési utakba, a víztisztítómű ülepitő medencéinek alapjába és a gátakba (Kun B. et al., 1988).

A legnagyobb (kb. 400 000 m³ térfogatú) helyben maradt meddőhányó az Altárónál található, ebben alakították ki a víztisztítómű üleptető medencéit. A meddőhányók egy milliő tonnánál (kb. 470 000 m³) is nagyobb becsült össztömegének (Ötvös K. et al., 2004) törmelékes anyaga viszonylag gyorsan mállik a felszínen. A pirit bomlásából származó kénsavas oldatok miatt a meddő kémhatása is jóval kisebb a természetes talajtakarónál, ami növeli a toxikus nehézfémek hozzáférhetőségét az ökoszisztéma számára a talaj A szintjében a savas oldatok lefolyásának irányában (táblázat) (Gruiz K. et al.,...). Ezek közelében azonban nem nőnek emberi táplálkozás vagy állati takarmányozás céljából termesztett haszonnövények, csak elsősorban a mélyebb talajsintekben gyökerező fák és bokrok, ill. kisebb részben természetes pionir társulások, valamint tájrendezés miatt mesterségesen telepített fűfélék (Ötvös K. et al., 2004).

3.2. táblázat: A biokoncentrációs faktor változása a kémhatás, a szervesanyag- és az agyagtartalom függvényében (Sauerbeck, in RIVM report No. 711701008)

BCF [-]	pH < 5,5			5,5 < pH < 6,5			6,5 < pH			Agyagtartalom
As	0,07	0,06	0,05	0,07	0,06	0,05	0,07	0,06	0,05	< 15 %
	0,06	0,05	0,04	0,06	0,05	0,04	0,06	0,05	0,04	15-40 %
	0,05	0,04	0,03	0,05	0,04	0,03	0,05	0,04	0,03	40 % <
Cd	3,0	2,5	2,0	1,6	1,2	0,8	1,2	0,8	0,5	< 15 %
	2,5	2,0	1,5	1,2	0,8	0,5	0,8	0,5	0,3	15-40 %
	2,0	1,5	1,0	0,8	0,5	0,3	0,5	0,3	0,1	40 % <
Cu	0,8	0,65	0,5	0,5	0,4	0,3	0,2	0,15	0,1	< 15 %
	0,65	0,5	0,35	0,4	0,3	0,2	0,15	0,1	0,05	15-40 %
	0,5	0,35	0,1	0,3	0,2	0,1	0,1	0,05	0,01	40 % <
Pb	0,08	0,06	0,04	0,06	0,04	0,04	0,2	0,015	0,01	< 15 %
	0,06	0,04	0,02	0,04	0,02	0,01	0,015	0,01	0,005	15-40 %
	0,04	0,02	0,01	0,02	0,01	0,05	0,01	0,005	0,005	40 % <
Zn	2,9	2,6	2,3	1,7	1,5	1,1	0,9	0,8	0,7	< 15 %
	2,3	2,0	1,7	1,3	1,1	0,9	0,6	0,5	0,4	15-40 %
	1,7	1,4	1,1	0,9	0,7	0,5	0,3	0,2	0,1	40 % <
Szervesanyag	<1%	1-3%	3%<	<1%	1-3%	3%<	<1%	1-3%	3%<	

A vizsgált területen előforduló barna erdőtalaj típusok szervesanyag- és agyagtartalma a táblázatban megadott intervallumok alapján közepesen magas: 1,5-2,5 % (agyagbemosódásos és Ramann-féle barna erdőtalaj) vagy 2-3 % (csernozjom barna erdőtalaj) a szervesanyag, ill. 25-40 % az agyagásvány mennyisége (MTA TAKI). A Gyöngyösorosziban és Gyöngyös nyugati szélén gyűjtött talajminták kémhatása 5,2-7,5 (medián: 6,39), általában dél felé csökken, míg a flotációs meddőhányón 3,19 (a földút mellett) – 7,51 (a száraz tófenéken) (medián: 5,74) (Sipter E., 2008). A gyűjtött minták alapján a biokoncentrációs faktor irodalmi értékei a vizsgált öt elem esetében a táblázat középső, vastagon szedett értékei. Savasabb (pH < 5,5) környezetben az As esetében nem változik, a Cd esetében több mint a kétszeresére, az Pbnál a kétszeresére, a Cunél és a Znnél pedig kevesebb mint a kétszeresére növekszik a BCF irodalmi értéke (Sauerbeck, in RIVM report No. 711701008).

Ugyanakkor a meddőhányókban is tapasztalható a karbonátok és szilikátok savközömbösítő hatása. Felszínükhöz képest a redox-potenciál és ezzel párhuzamosan a mobilis fémtartalom is fokozatosan csökken lefelé, bolygatásra azonban a redox-viszonyok megváltozása miatt a meddőhányó teljes tömege potenciális kockázatot jelent. A kisebb tömegű vagy finomabb szemcseméretű (pl. flotációs) meddőhányók belsejében arányában kisebb a redukív zóna, mállásuk azonban kiterjedtebben végbemegy. Az elsődleges, vastartalmú szulfidásványokból vas-oxihidroxidok (limonit, goethit, lepidokrokit, ferri-hidrit) és instabil, vízdoldható szulfátok ($M_2 \cdot SO_4 \cdot nH_2O$) képződnek, amely utóbbiak víztartalma a környezetük nedvességtartalmától függ. A felszíni oxidációs zónában jarosit keletkezhet, a kilúgzódó vas pedig egy belső, kénben gazdagabb réteget hátrahagyva oxidált vasas kérget képez a magas vastartalmú ásványok (pirit, markazit, pirrotin) felületén. Az így felszabaduló és a vasat nem tartalmazó, elsődleges szulfidásványokból kénhidrogén fejlődése mellett hátramaradó kéntartalomtól különböző fémtartalmú, másodlagos szulfátok képződnek (pl. Fe esetén szomolnokit, Zn jelenlétében biankit, boyleit) (Mádai V., 2007).

A könnyen visszaoldódó vas-oxihidroxidok és vízdoldható szulfátok lassan lefelé vándorolnak, ezért idővel csökkenni kezd a meddőhányók szulfidtartalma, a kémhatásuk pedig fokozatosan növekszik. Ennek hatására a másodlagosan képződött jarosit (sárgavasérc: $KFe_3^{3+}[(OH)_6(SO_4)_2]$) instabillá válik és szintén visszaoldódik. Végül a szilikátásványoknak köszönhetően a bolygatatlan meddőhányókon egy kvarcgazdag, magas vastartalmú réteg képződik az évmilliók alatt természetesen is kialakuló „vaskalap” mintájára (Jámbor et al., 2000), de még a középkorban hátrahagyott meddőhányók lábánál is előfordulnak kristályos ércek a patakfordalékban (Fügedi U. in Nagy G. et al., 1986).

Az egykori ércbánya területén található meddőhányókban elsősorban az átitatott és az át nem itatott zóna határán limonitot ($2Fe_2O_3 \cdot 3H_2O$), goethitet ($\alpha\text{-FeOOH}$) és kovellint (CuS) mutattak ki. Markazit (FeS_2) és elemi kén általában pirrotinból képződik, majd az előbbi goethitté alakul (Mádai V., 2007). Gyöngyösoroszi környékén szinte mindenütt jelen van a gipsz ($CaSO_4 \cdot 2H_2O$) a helyenként magas karbonáttartalmú ércnek és a mészhidráttal történő kezelésnek köszönhetően, amely a még át nem alakult, „szürke orosz homok”-ban és a már átalakult „sárga réteg”-ekben is kimutatható (Halmóczki Sz., 1993, Fügedi & Horváth, 1994a,b; Ódor et al., 1998).

A nagyobb meddőhányók közül a Mátraszentimrei-lejtősakna melletti (628-3267 mg/kg), a bánya-bérci (70,6-337 mg/kg) és az új-károly-tárói (126 mg/kg) közelében mértek viszonylag alacsony Cd (0,29-1,69 mg/kg) és Cu (13,7-54,2 mg/kg) mellett magas As koncentrációt. Az Pb csak a Mátraszentimrei-lejtősakna (961 mg/kg) és az Új-Károly-táró (1208 mg/kg) mellett volt kiugró és ez előbbihez magasabb Hg- és bárium-, utóbbihoz jelentősebb Zntartalom társul. A Mátraszentimerei-akna meddőhányója mellett a lefolyás irányában vizsgált szelvényben a Cd, a

Zn és az Pb viszonylag alacsony koncentrációja 0,5 m-ig csökken (a Cdé teljesen), a Cu szintén alacsony koncentrációja szinte nem változik a mélységgel, az As 0,5-1,0 m között magasabb, az alatt viszont alacsonyabb mint felszínközéiben (Krsító Á. et al., 2004; Ötvös K. et al., 2004).

3.3.3. Flotációs technológia

A flotációs technológia bevezetésének legfontosabb feltétele a 2-3 m³/perces vízigény biztosítása volt, ezért az ércelőkészítő üzem – a savas bányavíz akkor még feleslegesnek és drágának tartott tisztítása miatt – inkább az Altárótól 3 km-re felduzzasztott Gyöngyösoroszi-víztározó mellé tervezték meg 1952-ben. Az Altáróból kitermelt nyers ércet a meddőből emelt töltésen kiépített csillapítván szállították az ércelőkészítőbe (3.14. ábra). Az 1956-ban elkészült üzemben fokozatosan alakították ki a legmegfelelőbb flotációs technológiát, amelynek során a különböző összetételű, agyagásvány tartalmú és genetikájú érceket törés és őrlés után dúsították (Kun B. et al., 1966). 1962-től a 4-15 mm szemcseméretűre őrlött érc egy nehézsuszpenziós elődúsításon is átesett a kaolintartalom és a többi szennyező csökkentése miatt. Az így kifejlesztett flotációs technológia négy fázisból állt: szárazon történő aprításból, nedvesen történő őrlésből, szelektív flotálásból és szűrésből, amellyel már kevesebb (8 és 12 %) Pb és Zn veszett kárba (Kun B., 2002).



3.14.ábra: A volt ércelőkészítő üzem Gyöngyösoroszi északi határában (Sipter E. felvétele)

A flotációs zagy tárolására eleinte gödröket ástak az ércelőkészítő és a Toka-patak között, amelyek befogadóképessége csak néhány órai üzemelésre volt elegendő. Ezek után a bekötőút mellett próbáltak kialakítani egy tíz évre szóló iszaphányót, de túl rövid volt az idő a megfelelő állékonyság biztosítására, ezért a már idehordott zagy a Toka-patakba folyt. Végül a Száraz-

patak völgyében a hidrociklonnal leválasztott, durva szemcseméretű (50-60 µm-es) frakció felhasználásával építették meg a zagy tárolását biztosító I. gátat, amely eleinte szintén többször megrepedezett vagy átszakadt. Az egyre nagyobb befogadóképesség biztosítása miatt 1965-ben egy második gátat (II) is építettek hasonló kezdeti üzemzavarokkal. Ezt hivatalosan 1967. június 28-án helyezték üzembe, de a legnagyobb gátszakadás ez után következett be, 1969. karácsonya előtt. Így egy harmadik (I/A) gátat is építettek, a II. gát vizét elvezető csövet pedig a tervekkel ellentétben inkább a tározón kívülre helyezték. A gátszakadások a nem megfelelő minőségű építőanyag használata miatt következtek be és ilyenkor a gát anyaga mellett jelentős mennyiségű finomszemcsés zagy is a Száraz-patak medrébe került (Kun B. et al., 1988).

A 3,7 millió tonna kitermelt érc kb. 35 kt ólmot és 102 kt Zn-et tartalmazott, amelynek tárolási és szűrési vesztesége 0,3-0,6 %, de eleinte ennek inkább 2-3-szorosa volt és ez a Toka-patakba került szennyeződés minőségének változásában is lényeges. A flotációs meddőhányóra egy 150 mm átmérőjű acélcsővön keresztül nyomták át az ércelőkészítőben termelődő, finomszemcsés frakciót tartalmazó iszapot egy zagyszivattyú segítségével a Toka-patak fölött. A téli leállások és egyéb szüneteltetések alkalmával a csővezeték tartalmát a patakba mosták, ezért a meddőhányó kialakítása és gátjainak megerősítése után is keveredett több-kevesebb flotációs zagy a hordalékhoz (Kun B. et al., 1988).

A flotációs meddőhányón jelenleg a legszennyezettebbnek (Cd: 37,2; Cu: 1590; Pb: 7530; Zn: 11 520 mg/kg) az I/a gáttal lehatárolt, legkésőbb kialakított tározótér északi végében (fv14a), idegen eredetű, feltehetően galvániszapban, valamint a legrégebbi, középső hányók északi határán (f8c: 32,7; 934; 11 200; 7870 mg/kg) gyűjtött minták mutatkoztak. 2001-2002-ben szintén a legészakibb részen mértük a legmagasabb Cd (24,3-45,7 mg/kg), Cu (989-5670 mg/kg), Pb (5940-22 000 mg/kg) és Zn (13 700-82 700 mg/kg) koncentrációt (Sipter E. & Rózsa E., 2008). A Cd és a Cu koncentráció a flotációs meddőhányó határain belül dél (II tározótér) felé csökken, bár a Cd a korábbi tározótérek mindegyikében jóval alacsonyabb a kimosódásnak köszönhetően. Az Pb a legkevésbé mobilis a vizsgált öt elem közül, eloszlása – néhány mintát (max: f8c > fv14a, f7a; min: a4b) kivéve – szinte egyenletes. Ugyanakkor az egyik legmozgékonyabb elem, a Zn legmagasabb értékei követik az Pb anomáliákat és a flotációs meddőhányó előterének talajában is magas koncentrációt mutatnak dél felé egyenletes Znterhelést jelezve (Mádai V., 2007).

A közbülső tározótér északi végénél (f4b: 542 és f8c: 570 mg/kg,) mérték a legmagasabb As koncentrációt, a galenit As-szulfosóinak (0,07 %) és a szfalerit As-tartalmának (0,01 %) köszönhetően (Sámsoni, 1966). Magas értékeket mértek ugyanezen tározótér déli végénél (f2c: 360 mg/kg), a keleti oldalban (a13c: 245 mg/kg), valamint a déli gát (e1a: 229 mg/kg) és a kifolyó, egykori Száraz-ér mentén (e10a: 289 mg/kg). A később elkészült tározótér gátjának

délnyugati részén mérték a legkisebb As koncentrációt (85 mg/kg) (Mádai V., 2007). A 2001-2002 mintavételezés során az I gát nyugati részén mértük a legmagasabb értéket (mh1: 167 mg/kg), valamint az I gát keleti végén és az I/a tározótér északi részén is magas volt az As koncentráció (Sipter E. & Rózsa E., 2008). A nehézfémek koncentráció értékei a flotációs meddőhányó esetében sem korrelálnak az As koncentrációjával – a legnagyobb értékeket mutató minta Astartalma szinte a legkisebb –, az Pb és a Hg (f8c: 6,91; e10a: 3,35; f4b: 3,09; f2c: 2,41; e1a: 1,51; a13c: 1,45 mg/kg) megoszlását azonban gyakran követi (Mádai V., 2007; Sipter E. & Rózsa E., 2008).

3.14.1. Egyéb antropogén hatások

A bányászat szüneteltetésével lassan stabilizálódó folyamatoknak köszönhetően a bolygatlan meddőhányókból kioldódó savas oldatok és azok nehézfém tartalma csökkenni kezdett. A flotációs meddőhányó Gyöngyösoroszi felé néző oldalából azonban a homokszerű meddőanyagot házak és utak építéséhez kezdték elhordani, ezért a keletkező gödrök környékén nem tudtak stabilizálódni az átalakulási folyamatok. Ráadásul a környező lakott területeken az infrastruktúra fejlesztésével újra és újra felszínre került az egykor beépített meddő átalakult anyaga (Fügedi U., 2006).

A község déli határában felduzzasztott Oroszi-tó kb. 70-100 ezer m³ üledékében is felhalmozódott a patakokkal lehordott finomszemcsés meddő és a mezőgazdasági földek locsolásával az itt is alkalmazott meszesítés gyakoriságától függően időnként kis mértékben hozzájárult a talajtakaró nehézfém tartalmának növekedéséhez. Ennél jelentősebb volt a hóolvadások és nagyobb esőzések alkalmával megáradó patakok lebegtetve szállított, szétterített, szennyezett hordalékának szerepe, amely a földművelés miatt újra és újra hozzákeveredett a természetesen is magasabb háttérkoncentrációjú termőföld legfelső szintjéhez (Kun B. et al., 1988).

A patakparton húzódo földeken és kertekben a padok, ill. lencsék formájában lerakódott durva és finomszemcsés flotációs zagy vagy felszínre került időnként a földmunkákkal, vagy az áradásokkal áthalmazódva egyre délebbre jutott és végül egy kevésbé bolygatott helyen lerakódva fokozatosan átalakult. Ma ezek a rétegek sárga színűek és a mállási folyamatok hatására a nehézfémek lassan a talajvízszint felé vándorolnak (Lázár B.,). A Toka- és a Szárazpatak középső szakaszán a pataktól két méterre vizsgált talajszelvényekben az As és a Cu koncentrációja általában 1,5-2,0 m-ig csökken, majd 2 m alatt növekedni kezd, az Pb is ehhez hasonlóan változik, de 2 m-nél mélyebben csak enyhén emelkedik, a Zn egyértelműen, a Cd pedig általában csökken a mélység növekedésével (Kristó Á., 2004, Ötvös K. et al., 2004).

A Gyöngyös-Rédei-víztározótól 300 m-re északra található egy határozottan elkülönülő „sárga réteg” a Toka-patak bal partoldalában. Lázár Bence (2004) ezzel szemben, a jobb parton három, egymástól és a pataktól egyre távolabb (A: 10, B: 8, C: 70 m-re) kijelölt ponton 2002-ben talajszelvényezést végzett. A talajmintákat réti, ill. réti csernozjom típusba sorolta és a talajvízszint (A: 240, B: 255, C: 290 cm) eléréséig különböző rétegeket különített el. A jobbparti szelvényekben a felszín közelében magas (A: 97, B: 108 g/t) Pbtartalmat mért, amelyet egy kisebb (B: 91 g/t) Pbtartalmú réteg fed a patak időnkénti kotrása és annak a két parton való felhalmozása miatt. A szennyezett réteg alatt az Pb koncentrációja hirtelen lecsökken (A: 24, B: 59 g/t) és a talajvízszintig a háttér koncentrációnak megfelelő értéken (15-30 g/t) marad. A 70 méterre kijelölt ponton már csak háttérértékeket (20-40 g/t) mutattak a minták. A sárga homokréteg (D: 2 m-re a pataktól) kb. 30 cm vastag, durvább szemcseméretű az alatta és fölötte, valamint a patak túloldalán mintázott rétegeknél és Pbtartalma kiugró (391 g/t). Felette 20 cm vastag, fiatal, szintén magas Pbtartalmú (260 g/t) mederfeltöltés, alatta háttér koncentrációt mutató (40-90 g/t) rétegek települnek. Az Pb ezek alapján nem mobilizálódott a szennyezett rétegekből, ezért a talajvizet nem veszélyezteti.

A Zn ennél jóval mobilisabb elem: a „sárga réteg” alatt fokozatosan a tizedére csökken lefelé a koncentrációja (2159-ről 163 g/t). A felette lévő rétegben szinte ugyanolyan értéket mértek (2026 g/t). A túlparti szelvényekben a finomszemcsés szennyezett rétegekben közepesen magas (656-690 g/t), majd lefelé szintén fokozatosan csökkenő, a legtávolabbi szelvényben pedig csak háttérértékeket (200-300 g/t) mutattak a minták. A jobbparti szelvények mindegyikében a talajvízszint alatt megemelkedik a Zn koncentrációja (A: 392, B: 519, C: 362 g/t). Ezek alapján a Zn az első üzemzavarok óta, kb. 50 év alatt biztosan elérte a talajvízszintet a Toka-patak mentén (Lázár B., 2004).

A szulfidércék bomlását jelző szulfáttartalom az Altárónál kifolyó bányavízben (650 mg/l), a tisztított bányavízben (630 mg/l), a Bence-völgyi ülepítő medencék és a gát csurgalékvizében (750-850 mg/l), a zagytározó övarkában (880 mg/l), a Toka-patak vizében a havária tározó felett és alatt (740-750 mg/l), az ipari víztározóban (690-920 mg/l), a flotációs meddőhányó kifolyójánál (2320 mg/l), valamint a Toka-patak mezőgazdasági (690-730) és a Gyöngyös-Rédei-víztározó feletti szakaszán (740-760 mg/l) (Kristó Á., 2004).

A Bánya- és az Erős-patak vizében többször magas (70-100 mg/l) nitrát- és (8, 2 mg/l) foszfáttartalmat mértek a szennyvíztelep közelében (Bekő J. et al., 1992; Kristó Á., 2004). A telepen a Mátraszentimre és Bagolyirtás felől érkező kommunális szennyvizet tisztítják, a vízminták eredményei alapján azonban nem megfelelő hatásfokkal. A Toka-patak Gyöngyösoroszi alatti szakaszán nem mértek magas nitráttartalmat (4,1-4,6 mg/l).

3.15. Összefoglalás

A vizsgált területre a természetes geokémiai anomáliákhoz hozzáadódóan elsősorban a bányászat következményeként került szennyezőanyag. Ez alapvetően háromféle lehet (Fügedi U., 2006):

- mállott, törmelékes, érces meddőanyag;
- aprított és őrölt flotátum;
- a víztisztítóműben meszezett és kicsapatott, nehézfémekben dús iszap.

A Toka-patak mentén az oldott fémtartalom – a víztározókban hirtelen – csökken (Csáki et al., 1992; Lonsták L., 1992; Marth P. et al., 1994; Ötvös K. et al., 2004), és csekély mennyisége miatt az ártérre csak szilárd halmazállapotban kerülhetett a szennyeződés (Fügedi U., 2006).

A víztisztító létesítése előtt és az 1987-es bányabeli beavatkozások hatására a Toka-patak felső szakaszára és az ipari víztározóba, a flotációs technológia bevezetésétől az 1996-os felhőszakadás miatti gátszakadásig pedig az ipari víztározótól délre eső középső és alsó szakaszra, valamint a mezőgazdasági és a Gyöngyös-Rédei-víztározóba kerültek szennyezett üledékek. 1987-től a bányabeli vízzárógátak létesítésével, majd a 2006-ban kezdődő végleges betömedékeléssel újra és újra megváltozott a bányavíz minősége és a szivárgó vizek útja.

Az érctermelés miatt savasabbá váló bányavíz a víztisztítómu üzembe helyezését, 1972-ig jelentett potenciális veszélyt a Toka-patak közvetítésével a vízi és szárazföldi ökoszisztémákra, valamint a lakott területekre. Az ülepítő medencék szintén meddőanyagot is tartalmazó gátján keresztül ezt követően már csak csekély szivárgással jutott jelentéktelen szennyezés a patakba a felső szakaszon (Ötvös K. et al., 2004). A víztisztítómu ülepítő medencéinek meszezéssel kicsapatott, magas nehézfém tartalmú üledékét igen nagy mennyiségben halmazták fel a Bence-völgyi zagytározóban, amelyet a többi kisebb tározó anyagával együtt veszélyes hulladéknak minősítettek és fokozatosan felszámolják (Németh G. et al., 2008). A mára erdővel benőtt, egykori havária tározó és a volt ércelőképzőmu alatti hordalékfogó teljesen feltöltődött, de a mélyebb szintekben jelentős nehézfém koncentrációkat mértek (Váncsa A-né, 1996).

A flotációs meddőhányó környezetében csak a Zntartalom magasabb a talajban az (A_b) háttértértéknél, az As-, Cd-, Cu- és Pbterhelés itt alárendelt. Bár a nehézsuszpenziós elődúsítási fázis bevezetése után is jelentős maradt a zagy nehézfém tartalma, a legszennyezettebb minták egy, az érctermelésnél is magasabb koncentrációkat mutató, más színű és összetételű szennyezőanyagból, valószínűleg idegen eredetű galvániszapból származnak (Fügedi U.; Máday V., 2007). A helyenként bolygatott flotációs meddőhányó anyaga a száraz aprítás után nedves őrlésen is keresztülment, ezért a mállási folyamatok itt nagyobb fajlagos felületet értek. A hegyoldalokban hátrahagyott, bolygatatlan meddőhányókból azonban még kevesebb nehézfém

mennyiség oldódik ki és még viszonylag ép ércásványok is találhatóak (Fügedi U. in Nagy G. et al., 1986).

A lakott területekre az azokon átfolyó patakok közvetítésével került flotációs zagy, valamint az infrastruktúrális fejlesztésekhez történő felhasználás miatt. A rossz anyagi körülmények között élők saját építkezéseikhez is felhasználták a flotációs meddőhányó oldalában talált homok szemcseméretű anyagot, ezért ezen kertekben az átlagosnál jóval magasabb nehézfém koncentrációt mutattak a talajminták. A földműveléssel az idővel átalakult flotátum folyamatosan hozzákeveredett a legfelső talajszinthez, amelyben a háznál termesztett, naponta fogyasztott zöldség- és gyümölcsfélék gyökereznek. Gyöngyösoroszitól Gyöngyösig számos mezőgazdasági földterületen folyik növénytermesztés, amit a mezőgazdasági víztározóból öntözéssel kijuttatott, oldott állapotú nehézfém mennyiség mellett inkább a lebegtetve szállított flotációs frakció veszélyeztet a Toka-patak kb. 60 m széles parti sávjában (Záray G., 1991).

A legnagyobb szennyeződést a magas nehézfém tartalmú flotációs zagy patakokkal történő szállítása és kiüledése okozta a Toka-, ill. a Száraz-patak középső és alsó szakaszán, valamint ennek folytatásaként a Gyöngyös alsó szakaszán egészen a Zagyváig még a víztározók kiépítése előtt (Kun B. et al., 1988; Záray Gy. et al., 1991; Fügedi U. & Horváth I., 1994; Fügedi U., 2006). A kevésbé mobilis szennyezőanyagok (pl. az Pb) ötven év alatt nem érték el a mára „sárga réteg”-ek formájában nyomozható szennyeződés alatti talajszintet, a mobilisabbak azonban már hamarabb is lejutottak a 250-300 m mélységben húzódó talajvízszintig (Lázár B., 2004). A Száraz-patakot a flotációs meddőhányón bekövetkezett, 1965-70 közötti üzemzavarok, a Toka-patakot pedig egyrészt az ezt megelőző időszakban ideiglenesen elhelyezett zagy, másrészt az ezzel párhuzamosan és ez után használt csővezeték tisztítása (1965-86), valamint az egész termelési időszakra (1949-86) vonatkozó szűrési és tárolási veszteségek miatt érte szennyezés (Kun B. et al., 1988).

Az üzemzavarok kiküszöbölése és a bányászat szüntettetése óta a mezőgazdasági és a Gyöngyös-Rédei-víztározóban, valamint közöttük később folyamatosan rakódtak le kisebb mennyiségű, szennyezett üledékek a Toka-patak partján elsősorban a mezőgazdasági víztározó iszapjának és a korábbi „sárga réteg”-ek anyagának áthalmazódásával. A patak ezen szakaszán végzett mederkotrással pedig a két parton halmozódik a finomabb és durvább szemcseméretű, szennyezett hordalék (Fügedi U., 2004; Lázár B., 2004; Fügedi U., 2006)

4. Környezeti és egészségkockázat elemzés Gyöngyösorszi környékén

4.1. Veszélyjellemzés

4.1.1. Természetes háttérkoncentráció

A Mátra földtani felépítésének és többgenerációs ércesedésének köszönhetően Gyöngyösorszi környékén is magasabb nehézfém koncentráció értékek mérhetők a talajban és a patakok üledékében. A tájegységre, annak kőzeteire, az érctelérekre és a pataküledékre jellemző háttérértékek elsősorban az As (As), Cd (Cd), Cu (Cu), Pb (Pb) és Zn (Zn) esetében a földkéregre jellemző koncentráció és a (B) szennyezettségi határérték többszörösei (4.1. táblázat), ezért az ezen elemekre becült környezeti és egészségkockázat mértékét az általában alkalmazott (B) érték helyett Gyöngyösorszi környékén a helyspecifikus (A_b) bizonyított háttérkoncentráció értékekhez szükséges viszonyítani.

4.1. táblázat: A vizsgált elemek koncentráció (és várható) értékei Gyöngyösorszi környékén

Koncentráció [mg/kg = ppm]		As	Cd	Cu	Pb	Zn
a földkéregben		1,8	0,15	68	10	79
vulkáni kőzetekben általában (Lisk, 1972; Kabata-Pendias, A. & Pendias, H., 1984)		1,8 (1,5-2,5: savanyú)	0,2 (0,05-0,2: savanyú)	5-20 (savanyú)	12,5 (10-20: savanyú)	40-100 (savanyú)
vulkáni kőzeteken képződött talajban általában (USA) (Kabata-Pendias, A. & Pendias, H., 1984)		2,1-11 (5,9)	< 1	10-150 (41)	10-70 (20)	30-116 (78,5)
Mátra (Nagy B., 1971)	magmás kőzetek			40,9	27	56
	hidrotermális telérek	288	41,5	553	1793	4000
	üledékes kőzetek			41,8	23	71
Mátra (Nagy G. et al., 1986)	talajtakaró	< 9		50,1 (köz. vált.)	27,8 (er. vált.)	93 (köz. vált.)
Mátra (Ódor L. et al., 1999)	patakhordalékok	5,7	<1	14	18,5	65
4. nagytáj (Gondi F. et al., 2004)	ércbányászati és nehézipari hulladékkal szennyezett árterek	5,4-22 (12)	<0,5-10,4 (1)	21-103 (40)	32-90 (46)	100-600 (132)
Gyöngyösorszi háttér (a korrelálatlan háttér hipotézise alapján) (Fügedi U., 2006)	szennyezés fölötti és pannon üledékek	32-62 (47)	0,18-0,73 (0,4)	34-76 (42)	37-74 (46)	58-126 (78)
	természetes háttér (A_b)	35	0,4	42	35	80
	anomáliaküszöb	80	2,5	75	75	210
(B) szennyezettségi határérték		15	1	75	100	200

A nyomelemek koncentrációjának gyakorisági eloszlása a Mátrában általában a lognormális eloszláshoz közelít (Nagy G. et al., 1986). A „fedőandezit” és a rétegvulkáni andezitek között nincs jelentős geokémiai különbség, a lávakőzetek és a vulkáni törmelékes kőzetek (tufák, agglomerátumok) között pedig geokémiai hasonlóság mutatható ki (Nagy B., 1969; Nagy G. et al., 1986). Ennek megfelelően a talajtani változékonyság is kicsi, de a patak völgyekben és az antropogén beavatkozások miatt néhol jelentős heterogenitás tapasztalható (Nagy G. et al., 1986).

Lokális As (678,95 mg/kg), Hg (11,88 mg/kg) és Cu (311,6 mg/kg) és Pb (3327,3 mg/kg) anomáliát mértek a Toka-patak bal partján megtalált egykori hévforrás közvetlen környezetében, Gyöngyösoroszitól mintegy 900 m-re északra (Kristó Á., 2004) (4.2. táblázat). A Toka-pataktól keletre több kisebb gejzirkúpot feltételeznek, ahol szintén természetes As és Hg anomália tapasztalható. A bányaterület érctelérei mentén viszont inkább az egymással jó korrelációs kapcsolatokat mutató Zn, Pb és Cd dúsul, amelyekhez helyenként több-kevesebb Cu társul (4.2. táblázat).

4.2. táblázat: A vizsgált elemek természetes anomáliái a kutatási területen

Természetes anomáliák	As	Cd	Cu	Pb	Zn
Mátraszentimrei-telér (Ötvös K. et al., 2004)			0,09 %	0,96 %	2,77 %
a központi mező telérei (Ötvös K. et al., 2004)			0,21 %	1,49 %	3,88 %
223,5-225,0 m			0,03 %	1,02 %	1,92 %
Péter-Pál-telér (Gyo-5 sz. fúrás) 528,8-530,4 m			0,21 %	0,52 %	3,64 %
558,0-570,0 m			0,06 %	0,35 %	1,40 %
hévforrás (Toka-patak) (Kristó Á., 2004) [mg/kg]	678,9	13,52	311,6	3327,3	69,0

A talajtakaró Pb anomáliái általában a kovás andezit és a kálitracit teléreinek agyagásványosodott környezetében alakultak ki (Nagy G. et al., 1986):

- a Bánya-bérc északi oldalán (Fallóskút),
- a Nagylápa – Aranybánya-folyás felső részén (a „felső” és a „középső andezit” telérei).
- az Ördög-oldalban,

Ez utóbbihoz kapcsolódóan Cd és Zn anomália is nyomon követhető a telérekben kivált szfaleritnek köszönhetően. A vizsgált területtől keletre, a Csukás-patak környékén egy elkülönült, kisebb Zn anomália alakult ki (Nagy G. et al., 1986). Kovács-kútnál (Gys-5) szinte minden telérnek (217-218,2; 418-420,2; 450-451,4; és 546,2-547,4 m) magas a cinktartalma.

Az Pb-Zn ércesedéstől független, lakott területekhez közeli Cu anomáliák elsősorban a szőlőültetvényeken jelentkeznek a permetezőszerek használata miatt (pl. Fajzatpuszta környékén). Természetes, elsődrendű rézdúsulást a Vörös-bérc gerincén középső és felső andeziten kialakult talaj A-szintjében mértek, valamint egy kevésbé intenzív, de kiterjedtebb anomáliát a Szarvas-bércen (Nagy G. et al., 1986). Jelentős réztartalma a Kovács-kút melletti (Gys-5) fúrás 814,2-815,5 m közötti, ill. a Zn mennyiségéhez hasonló az alatta 817,2-818,5 m mélységben húzódó telér. A Hársas-tetőn mélyült (Gyt-3) fúrás 100,6-103,3 m mélységben ért el egy kalkopiritben dús telért.

A természetes háttértértékek a korrelálatlan háttér hipotézisén alapuló várható (medián) értékek (Fügedi U., 2004, 2006), amelyeknél jóval magasabb a természetes háttérkoncentráció tartomány felső határa (anomáliaküszöb) (4.1. táblázat). Gyöngyösoroszi környékén ólom esetében ez kisebb mint a (B) szennyezettségi határérték, réznél és cinknél azzal megegyező, kadmiumnál azonban több mint kétszer, arzénél pedig több mint ötször magasabb. Ezek a

természetes anomáliák csak lokálisan mérhetők, a vizsgált terület egészét a várható értékek (A_B) jellemzik, ezért a környezeti kockázatbecsléshez ez utóbbit választottam viszonyítási értéknek.

4.1.2. Mesterséges anomáliák

Az ércesedésnek köszönhető, magas természetes háttérkoncentráció mellett az 1950-es években újra fellendült bányászat körülményeinek hatására elsősorban a bánya felől érkező patakok mentén mesterséges anomáliák alakultak ki a pataküledékben és a talajban (Dura Gy. et al., 1988; Záray G., 1991; Záray Gy. et al., 1991; Bekő J. et al., 1992; Csáki F. et al., 1992; Halmóczki Sz., 1993; Marth P. et al., 1994; Vánca A., 1996; Fügedi U. & Horváth I., 1997; Fügedi U., 2004, 2006; Ötvös K. et al., 2004; Németh G. et al., 2008; Sipter E. et al., 2008; Gazdag Rózsa E. & Sipter E., 2008). Az évtizedek alatt lerakott, majd újra és újra áthalmazódó, fokozatosan átalakuló, finomabb és durvább szemcseméretű bányameddő Gyöngyösön túl egészen a 3-as főútig is eljutott (Kun B. et al., 1988).

A legnagyobb kiterjedésű, antropogén hatás miatt magas koncentráció értékeket mutató területek elsősorban az egykori bányatelken és az attól délre felduzzasztott víztárolók területén, ill. környékén találhatók, ahol sem ma, sem korábban nem folyt növénytermesztés. Ezek az alábbiak:

- az egykori tárok és aknák kisebb-nagyobb meddőhányói Károlytáró-lakótelep körül,
- Bence-völgyi zagytározó és környéke,
- az Altáró víztisztító medencéi és környékük,
- az egykori bányavasút töltése,
- az egykori havária tározó,
- Gyöngyösoroszi-víztároló üledéke,
- a volt ércdúsító üzem területe,
- a flotációs meddőhányó és környéke,
- a flotációs meddőhányóhoz vezető egykori csővezeték vonala,
- az Oroszi-tó befolyása és üledéke,
- a Gyöngyös-Rédei-víztároló befolyása és üledéke.

A lakott területeken és a hétvégi telkeken előforduló, kisebb kiterjedésű anomáliák általában a flotációs meddőhányóról elhordott és az építkezésekhez, útépitéshez felhasznált meddőanyag átalakulásából származnak. A patakpartok közelében fokozatosan egyre mélyebbre kerülő padok és lencsék 10-40 cm vastag „sárga réteg”-ek formájában tartalmazzák a többszörösen áthalmazott, durvább szemcseméretű bányameddőt, fölöttük pedig finomszemcsés, patakhordalékkal keveredett, szennyezett, talajosodó rétegek települnek. A Toka- és Száraz-patak partjain elterülő termőföldek ritkábban és gyakrabban elárasztott részein elsősorban igen finomszemcsés, lebegtetett hordalék, valamint kisebb részben a mezőgazdasági víztárolóból öntözéssel időnként kijuttatott, oldott állapotú szennyezőanyag keveredett a természetesen is magasabb háttérkoncentrációjú talajhoz. A pataktól való távolság és az időszakos áradások gyakoriságának függvényében a lakott és üdülőterületek kiskertjeiben, valamint az Oroszi-tó és Gyöngyös közötti patakparton szintén tapasztalhatók kisebb kiterjedésű anomáliák, amelyek a

mederkotrás anyagának felhalmozásával vagy rendszeres földmunkával, esetleg néhány kiskertben idegen termőföld ráhordásával folyamatosan változnak (Fügedi U., 2004, 2006; Lázár B., 2004).

A veteményesek talajában mért legnagyobb koncentráció értékeket az 1996. májusában bekövetkezett áradás eredményezte, amely ekkor a községen átvezető főút keleti oldalán elterülő kertet is elöntötte. Ilyen mértékű elárasztásra azonban a bányászat legintenzívebb szakaszában sem volt példa. Ezért a rendszeresen elöntött kiskertek közé csak a főút nyugati oldalán, a Toka-patak mentén elterülő telkeket (a Kossuth u. páros házszámú oldala) és az Oroszi-tó északi oldalán művelt földterületet sorolhatjuk (4.1. ábra). A többi kert talajában mért magas koncentráció értékek a ház- és útépítéshez felhasznált meddőanyag hatásának, ill. a szőlőkertekben mért magas rézkoncentrációk a permetezőszereknek tulajdoníthatók (Záray Gy. et al., 1991; Bekő J. et al., 1992).



4.1. ábra: Veteményes a Toka-patak mentén (Sipter E. felvétele)

4.2. Kitettségelemzés

4.2.1. Hatásviselők

4.2.1.1. A környezeti elemek kitettsége a talajszennyezés tükrében

Az egyes környezeti elemek kitettségét a mért koncentráció értékek mellett a földtani, talajtani, éghajlati és ökológiai jellemzők is befolyásolják. A szennyezőanyagok élőszervezetekre gyakorolt hatását fizikai és kémiai sajátásaikon túl a környezeti közeg és az adott élőszervezet faji, valamint egyedi sajátosságai is jelentősen befolyásolhatják (Kabata-Pendias, A. & Pendias, H., 1984; Csathó P., 1994; Kádár I., 1997; Máthéné Gáspár G. & Anton A., 2004; Máthéné Gáspár G. et al., 2004; Sipos P., 2004; Murányi A., 2006; Kádár I. & Morvai B., 2007). A talajba jutott szennyeződés fizikai, kémiai és biológiai folyamatokon keresztül jut el a szennyezőforrástól a vizsgált hatásviselőig, miközben hígulása, természetes degradációja és átalakulása révén megváltozhat a környezeti elemekre kifejített hatása.

A talaj szennyeződésének szempontjából legfontosabb tulajdonságai a következők (Kabata-Pendias, A. & Pendias, H., 1984; Csathó P., 1994; Kádár I., 1997; Filep Gy. et al., 2002):

- talajszerkezet
- rétegzettség
- kémhatás (pH)
- redox-potenciál (Eh)
- talajkolloidok minősége és mennyisége
- nedvességtartalom, vízgazdálkodás, a talajvízszint mélysége és ingadozása
- mikrobiális aktivitás

A talajban felhalmozódó elemek többségének mobilitását a pH és az Eh jelentős mértékben szabályozza, amihez az adott kémiai elem sajátosságai és a többi talajtulajdonság, valamint a talajlakó élőszervezetek aktivitása is hozzájárul. A talaj különböző rétegeiben jelentős különbségek lehetnek az egyes talajjellemzők, és ezért a talajban végbemenő, egymással összefüggő folyamatok között. Az erdőtalajokban például az agyagvándorlás hatására az A-szint kolloidjai a B-szintbe vándorolnak, ezzel annak agyagtartalma magasabb lesz. Öntés területeken és lejtőhordalékon képződött talajok rétegei elsősorban fizikai jellemzőikben térnek el egymástól. Lápterületeken a talaj felső rétegében halmozódik fel a szervesanyag, amely más fizikai tulajdonságokkal rendelkezik mint az ásványi anyagok. A helytelen talajművelés is eredményezhet az alsóktól eltérő tulajdonságú felső réteget (Kádár I., 1997).

A kémhatás (pH) alapján gyengén (5,5-6,8), közepesen (4,5-5,5) és erősen (<4) savanyú, ill. lúgos (7,2-8,5, 8,5-9, >9), valamint közömbös (semleges: 6,8-7,2) talajokat különböztetünk meg. A kémhatás értéke 0,5-1 pH egységet is ingadozhat évszakonként, és ez befolyásolja az oldódás, ill. kicsapódás mértékét, a talajkolloidok adszorpciós tulajdonságait, valamint a mikrobiális aktivitást. A növények számára felvehető nehézfémek koncentrációja például a savanyodással megnő, mivel a kationadszorpció csökken. A pH értékének növekedése viszont szikesedéshez vezet, ezért a mikrobiális aktivitás és ez által a talaj és az ökoszisztéma kitettsége szempontjából a semleges körüli kémhatás a legmegfelelőbb (Filep Gy. et al., 2002).

A talaj redox-potenciálja (Eh) az abban egymással kölcsönhatásban álló redox-rendszerek együttes potenciálja, amelyet a levegőellátottság, a hőmérséklet és a nedvességtartalom is befolyásol, ezért szezonálisan változókéony paraméter. A talaj szerves alkotói, vagy a kén-hidrogén például redukáló hatású, amely az Eh értékének csökkenését eredményezi. Jól szellőzött vályogtalajban például 450-600 mV, vízzel borított területeken pedig -300 mV is lehet. Főleg a több oxidációs fokkal is előforduló kationok esetében befolyásolják ezek a változások a vegyületek – és így a szennyezőanyagok – oldhatóságát, valamint mozgékonyágát. Savanyú talajok szulfáttartalma például az Eh további csökkenésével kén-hidrogénné redukálódik, amely kedvezőtlenül hat a talaj ökoszisztémájára.

A nehézfémek megkötésében az agyagásványok játszák a legnagyobb szerepet, amelyek az ásványi kolloidok közé tartoznak. Negatív töltésfeleslegük a talaj savanyodásakor csökken, ezért kevesebb nehézfém kationt képesek megkötni. A nehézfém szennyeződésekhez gyakran társuló alacsony kémhatás ezért fokozottan növelheti az ökoszisztéma számára hozzáférhető toxikus nehézfémek mennyiségét.

A talajok jellegzetes szerkezetét adó, szilárd ásványi részecskékből összetapadt aggregátumok közötti póruster levegő- és nedvességtartalma szintén változókéony. A pórusok mérete, mennyisége és egymáshoz viszonyított aránya befolyásolja a talaj levegőellátottságát, nedvességtartalmát és ezeken keresztül ökoszisztémájának életfeltételeit. Az erősen és lazán kötött vizet a növények nem tudják hasznosítani, ezért ezt holt víznek nevezzük; a növények számára csak a gyökereik szívóerejénél (átlagosan 15 bar) gyengébben kötött víz hasznosítható (diszponibilis). A tartósan tárolt, hasznosítható vizet a kapilláris nedvesség jelenti, amelyben a növények számára fontos oldott állapotú tápanyagok és egyéb vegyületek is jelen vannak. Ezek a beszivárgással való lefelé (függő) és a talajvízből történő felfelé (támaszkodó kapilláris nedvesség) áramlással pótlódnak, ami a szennyeződés szempontjából is fontos anyagmozgás. Ha a kapilláris pórusok telítődnek, szabad víz (kapilláris-gravitációs, ill. gravitációs víz, talajvíz és vízgőz) is megjelenik a talaj meghatározott rétegében, amely elsősorban az oxidatív feltételeket szorítja háttérbe.

A talaj biotikus alkotóinak két csoportja a talajflóra és talajfauna, amely előbbibe a gombákat is beleértik. A szilárd fázisú, abiotikus, de szerves alkotórészekhez tartoznak az elhalt növényi és állati maradványok, ezek szerves bomlástermékei, valamint a humusz anyagok; a szervesetlen alkotókhoz pedig az elsődleges és átalakult, ill. másodlagos ásványok, amely utóbbiak közül az anyagásványok jelentősen befolyásolják az anyagvándorlást. A folyadék fázis a talajoldatot jelenti, amely szerves és szervesetlen vegyületek, valamint gázok (főleg oxigén és szén-dioxid) oldott állapotú elegye. Ezek megfelelő aránya biztosítja a növények ásványi sószükségletét, amely az egyik vagy másik összetevő felé eltolódva káros hatásokhoz vezethet: a nátriumsók dúsulása például szikisedéshez vezet. A talajlevegő minősége és mennyisége a mikrobiológiai

tevékenységtől függ, amelyet a talajalkotó mikroflóra és mikro-, ill. makrofauna aktivitása határoz meg (Stefanovits P., 1963; Kádár I., 1997; Filep Gy. et al., 2002).

4.2.1.2. Bányaterületek

A Mátrakereszttestől a Csór-réti-víztárolóig és Mátraszentimrétől Gyöngyösoroszi északi határáig elterülő bányetelken elsősorban erdőgazdálkodás folyik, a növénytermesztés csak néhány, a bányászattól távolabbi és magasabban fekvő kiskertre korlátozódik Mátraszentimre, Bagolyirtás és Károlytáró-lakótelep belterületén. Az időszakos patakok által szállított szennyezőanyagok a természetesen magasabb háttértékek mellett csak Károlytáró-lakótelepen lépik át a határértékeket, de itt nem a bányászat miatt hozzáférhetővé vált nehézfémek magas koncentrációja, hanem a kommunális szennyvíztisztító jelent potenciális veszélyt. A 2001. nyarán és a Mecsek-Öko Rt. 2004-ben végzett mintavételezése alkalmával a Bánya-patak vizében mért értékek elsősorban a nitrát esetében meghaladják a (B) szennyezettségi határértéket (Károlytáró-lakótelepnél 19,4 és a szennyvíztelepnél 70, 100 mg/l) (Krisztó Á., 2004). Ettől délre a Toka-patak teljes hosszában nem volt határérték feletti a nitrát koncentráció: az Altáró víztisztítójánál 0,6-0,8 mg/l, Gyöngyösoroszi északi és déli határában 1,2 és 2,0 mg/l, az Oroszitól délre pedig 0,5 mg/l volt 2001-ben.

Halmóczki Szabolcs (1993) vizsgálatai a flotációs meddőhányó és Gyöngyösoroszi közötti elemi tájak elkülönítésére is kiterjedtek, amelyek egymástól eltérő domborzati, vízföldtani, talaj- és növénytani jellegeket mutatnak. A felszín morfológiája és a talajvízszint helyzete alapján három alapvetően különböző területtípust mintázott: autonóm (eluviális), átmeneti (transzeluviális és eluvio-akkumulatív) és alárendelt (szuperakvális, szubakvális) elemi tájat.

Az eluviális (helybenmaradt) képződményekkel jellemezhető elemi tájon a mélyen húzódó talajvízszint nem befolyásolja a talaj C-szintjének mállott közettörmelékéből történő migrációt. A bemosódás hatására általában vastag, jelentős agyagásvány-tartalmú mállási kéreg alakul ki (3.9. ábra) és andeziten általában nyiroktalajok fejlődnek. Elsősorban a Mátraaljárja jellemző lapos gerincek tartoznak ide, amelyek talajában oxidatív viszonyok uralkodnak. Peremi részein laterális anyagmozgással, szilárd fázisban történhet migráció az átmeneti transzeluviális típusba tartozó területrészekre, amelyek a lejtők felső részén alakulnak ki. A lejtők alja a lejtőtörésekben és a kisebb mélyedésekben az eluvio-akkumulatív típusba sorolható, ahol még a talajvízszint feletti oxidatív környezetben történő laterális migráció jellemző. Az alárendelt elemi tájakon a talajvíz már befolyásolja az anyagmozgást, ezért itt a redukív viszonyok kerekednek felül. A szuperakvális típusba tartoznak a völgytalpak a kisebb mélységben húzódó talajvízszint miatt, ahol még ingadozik a talajvíz járása, a szubakvális területeken azonban már csak oldott állapotú laterális anyagutánpótlás történik. Ez utóbbiakhoz tartoznak a szezonálisan változó kiterjedésű,

vízzel borított területek, mint például a víztározók északi partja, valamint a patakok összefolyásának szűkebb környezete (Halmóczki Sz., 1993).

Gyöngyösorszi kiskertjeinek nagyobb hányada a Toka-patak két partján terül el, amely a szuperakvális elemi tájakhoz sorolható. A nagyobb áradások alkalmával ezek egy része, az 1996-os gátszakadásakor pedig ennek egésze is víz alá került. A Toka-patak bal partján, a főúttól nyugatra elterülő kiskertek (a Kossuth utca páratlan oldalán, az Ady és a Móricz utcában gyűjtött minták) már az eluvio-akkumulatív elemi tájak közé tartoznak, ahol inkább oxidatív viszonyok uralkodnak. A községtől délre 1992-ben vizsgált talajminták (H1-14) a talajvíz járása által jobban befolyásolt, szuperakvális elemi tájról származnak (Halmóczki Sz., 1993).

A vizsgált terület északi részén az erdei ökoszisztéma tekinthető hatásviselőnek, amelyben a többévszázados bányászat miatt sok helyen pionír társulások foglalták el az őshonos gyertyános-tölgyesek és bükkösök helyét. A hátrahagyott meddőhányók átalakulási folyamataik miatt csak szűk környezetükben okoznak alacsonyabb kémhatást a talajban, amelyhez a megtelepedett pionír vegetáció alkalmazkodott (Ötvös K. et al., 2004). Az ehető növény- (csipkebogyó, szeder, kőkény, galagonya, som) és gombafélék (4.3. táblázat) idényjellegűek, amelyeket nem csak a helybeliek, hanem a messzebből érkező kirándulók is gyűjtenek, ezért a lakosságra vonatkoztatott, fogyasztott mennyiségük nehezen becsülhető és csak töredéke az amúgy is csekély erdei termésnek.

4.3. táblázat: A flotációs meddőhányón talált ehető növényi részek és egy pöfeteg gomba koncentráció értékei (Ferwagner A., 2002) más területeken élő ehető gombákhoz (Kabata-Pendias, A. & Pendias, H., 1984) és a referencia dózishoz (JECFA, 1993; US EPA, 2006) viszonyítva

c [mg/kg]	Ag	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Se	Sn	Zn
pöfeteg	8,18	4,6	2,22	6,54	0,16	0,63	24,1	1,43	0,3	0,44	5,23	6,7	0,3	89,5
ehető gombák ált.		0-280		1-2,7		0,4	18-24,5			1,8-2,2	0,1-1,2			125-150
szeder	0,01	0,58	0,58	0,21	0,02	0,54	1,0	0,01	0,07	0,22	0,15	0,07	0,02	4,59
csipkebogyó	0,01	0,41	14,6	0,02	0,04	0,29	1,3	0,01	0,02	0,33	0,06	0,06	0,01	4,75
RfD [mg/ttkg]	0,005	0,0003		0,001			0,5				0,0036			0,3

4.2.1.3. Mezőgazdasági területek

A vizsgált terület középső és déli részének legnagyobb hányada mezőgazdasági művelés alatt áll: elsősorban szőlőültetvények, kisebb arányban szántóföldek és elvétve málnások, ill. egreszek sorakoznak egymás mellett. A szőlőskertek általában a domboldalak magasabban fekvő részén húzódnak és talajukban magasabb réztartalom mérhető valószínűleg a permetezőszerek használata miatt (Bekő J. et al., 1992). Mivel a gyermekek általában a lakóházakhoz tartozó ketrészekben játszanak és a felnőttek is ritkán dolgoznak a távolabbi, nagyobb földterületeken, ez nem jelent potenciális veszélyt.

A nagyobb földeken termesztett növények alapvetően nem a helybeliek ellátását szolgálják, hanem a környékbeli, nagyobb települések és még távolabbi piacok forrásai. Néhány

Gyöngyösorosoziban lakóhoz tartozik csak kisebb-nagyobb kukoricas, szőlő vagy málnás-egres, akik családi fogyasztásra termelnek gyümölcsöt, ill. szörpöt vagy bort (kérdőíves felmérés). A mezőgazdasági területek talajában mérhető nehézfém koncentrációt elsősorban a patakok árterületének kiterjedtsége befolyásolja, ezért elsősorban a mezőgazdasági területek esetében kell megkülönböztetni az időszakosan elárasztott és a magasabban fekvő földeket. A mezőgazdasági területeken termesztett növények ehető részeiben mért koncentráció értékeket a 4.4. táblázat mutatja.

4.4. táblázat: A mezőgazdasági területen termesztett növények ehető részeiben mért koncentráció értékek az adott növény átlagos nehézfém tartalmához (Kabata-Pendias, A. & Pendias H., 1984) és a referencia dózishoz (JECFA, 1993; US EPA, 2006) viszonyítva

c [mg/kg]	As	Cd	Cu	Pb	Zn
kukorica (N=13) (Marth P. et al., 1994)	0,0244-0,062 (0,03-0,4)	0,019-0,554 (0,06-0,1)	0,80-3,57 (1,4-2,1)	0,039-0,948 (0,3-3,0)	16,75-55,18 (25-36)
búza (N=2) (Marth P. et al., 1994)	0,0457-0,0459 (0,003-0,05)	0,064-0,089	5,66-5,98	0,097-0,381	34,73-55,04
árpa (N=1) (Marth P. et al., 1994)	0,069 (0,003-0,018)	< 0,004	5,0	0,384	24,54
burgonya (N=9) (Marth P. et al., 1994)	0,012-0,049 (0,03-0,2)	0,033-0,101 (0,03-0,3)	1,75-2,82 (3,0-6,6)	0,004-0,196 (0,5-3,0)	4,28-14,71 (10-26)
lucerna (N=2) (Marth P. et al., 1994)	< 0,0118	0,065	2,36-2,73	0,016-0,035	14,8-17,99
napraforgó (N=4) (Marth P. et al., 1994)	0,0400-0,0483	0,149-0,317	15,42-26,51	0,012-0,106	59,06-97,42
szőlő (N=25) (Marth P. et al., 1994)	0,007-0,078	0,001-0,112	0,67-3,39	0,003-0,057	1,29-6,49
málna (N=10) (Marth P. et al., 1994)	0,0086-0,0126	0,008-0,044	1,06-1,63	0,012-0,048	3,92-7,37
egres (N=3) (Marth P. et al., 1994)	0,01-0,027	0,019-0,035	1,17-1,58	0,025-0,04	4,85-5,34
szeder (N=2) (Marth P. et al., 1994)	0,0098-0,0104	0,009-0,043	1,25-2,05	0,025-0,04	3,47-3,86
csipkebogyó (N=2) (Marth P. et al., 1994)	0,0184-0,03	0,047-0,051	0,71-0,95	0,026-0,031	2,6-4,88
alma (N=4) (Marth P. et al., 1994)	0,008-0,0106 (0,05-0,2)	0,003-0,011 (0,05)	0,43-0,69 (1,1)	0,002-0,041 (0,05-0,2)	0,52-0,84 (1,2)
bírsalma (N=5) (Marth P. et al., 1994)	0,009-0,0108	0,021-0,088	1,06-2,2	0,006-0,037	3,09-6,29
körte (N=4) (Marth P. et al., 1994)	0,0074-0,012	0,001-0,019	0,62-0,79	0,003-0,061	1,19-2,69
meggy (N=1) (Marth P. et al., 1994)	< 0,0113	< 0,001	0,73	0,004	0,59
őszibarack (N=1) (Marth P. et al., 1994)	0,014	0,029	0,83	0,024	6,35
sárgabarack (N=1) (Marth P. et al., 1994)	< 0,0083	0,025	0,92	0,012	2,75
szilva (N=14) (Marth P. et al., 1994)	0,0082-0,0138	0,001-0,085	0,81-1,79	0,005-0,113	2,46-8,74
RfD [mg/ttkg]	0,0003	0,001	0,5	0,0036	0,3

4.2.1.4. Lakott területek

A lakott területeken és a Gyöngyös határában húzódó hétvégi telkeken szinte minden háznál természetesen zöldség- és gyümölcsfajtaikat a mindennapi táplálkozáshoz és a kérdőíves felméréskor kiderült, hogy azokat fagyasztással vagy savanyúságok, befőttek és szörpök készítésével hosszabb ideig is eltartják. Ezért nem csak idényjellegű, hanem éves fogyasztásra vonatkoztatható a helyben termesztett növények mennyisége. A lakott területen gyűjtött, ehető növényi részekben mért koncentráció tartományokat a 4.5. táblázat mutatja.

A veteményesek nagy része Gyöngyösorosoziban és Gyöngyös északnyugati hétvégi telkein a Toka-patak árterére esnek, az 1996-os, legjelentősebb elárasztás miatt pedig a Gyöngyösorosozin átvezető főút túloldalának kertjeit is érte szennyeződés. A part menti, alacsonyabban fekvő kertek talajában és termesztett növényeiben mért magasabb koncentráció értékek miatt szükséges az elöntött területek megkülönböztetése (4.1. és 4.2. táblázat) (Sipter E. et al., 2008).

4.5. táblázat: A Gyöngyösorosoziban termesztett növények ehető részeiben mért koncentráció értékek (BFNTÁ, 1994; Sipter E. & Rózsa E., 2008)

c _{veg} [mg/kg]	As	Cd	Cu	Pb	Zn
alma (N=1)	0,04	0,01	0,59	0,1	2,13
birsalma (N=1)	<0,01	0,03	0,9	0,38	8,23
málna (N=12)	<0,0086-0,0118	0,008-0,03	0,13-5,34	0,004-0,28	0,75-74,68
szőlő (N=7)	<0,009-0,014	<0,001-0,04	1,15-8,86	<0,004-0,84	1,31-48,1
bab (N=6)	<0,0058-0,04	0,002-0,02	0,76-6,03	0,004-0,26	4,7-30,5
burgonya (N=1)	<0,01	0,09	9,28	0,13	26,9
fehérrépa (N=3)	≤0,01	0,02-0,07	0,98-6,62	0,09-0,33	3,89-38,9
petrezselyem (N=7)	0,034-0,91	0,013-0,4	0,7-13,8	0,083-3,38	5,92-75,3
vöröshagyma (N=5)	<0,01-0,021	0,004-0,07	0,11-4,09	0,012-1,06	2,45-42,2
karalábé (N=1)	0,0004	0,0028	0,1322	0,0106	0,854
málna (N=12)	0,0086-0,0118	0,008-0,03	0,13-5,34	0,004-0,28	0,75-74,68
paprika (N=3)	0,006-0,01	0,013-0,17	1,16-13,4	0,004-0,28	0,75-74,68
paradicsom (N=7)	<0,003-0,01	0,005-0,31	0,49-15,9	0,004-0,79	1,82-37,2
sárgarépa (N=7)	0,007-0,246	0,025-0,13	0,46-4,45	0,023-0,81	1,68-27,6
sóska (N=7)	<0,01-1,42	0,02-0,727	0,44-12,0	0,006-1,39	3,72-92,65
torma (N=5)	0,04-1,83	0,01-0,25	0,33-1,43	0,02-0,78	4,57-88,7
tök (N=8)	<0,003-0,119	0,003-0,07	0,32-8,22	0,017-1,02	1,38-35,9
uborka (N=3)	0,003-0,044	0,006-0,09	0,25-10,2	0,003-0,7	1,56-54,1

4.2.2. Elérési útvonalak

4.2.2.1. Környezeti elemek

A növénytermesztésre használt földeken kívüli területrészekben, elsősorban a zagytározók, víztározók és a flotációs meddőhányó környékén veszélyeztetési magas nehézfém tartalom az ökoszisztémát. A növények és gombák szervezetébe elsősorban a talajból történő felvétellel kerülhetnek magasabb koncentrációban nehézfémek, de az áradások alkalmával a nagyobb felületű levelekre lerakódó, szilárd állapotú szennyezőanyag egy része is beépülhet. Az

élőszervezetek nyomelemfelvétele azonban fajuk és környezetük jellemzőitől függően különböző mértékben korlátozott, ezért biokoncentrációs faktoruk faj- és helyspecifikus (Kabata-Pendias, A. & Pendias, H., 1984; Csathó P., 1994; Kádár I., 2008).

A gombák általában jól akkumulálják a nehézfémeket anélkül, hogy szervezetük károsodna. Egyes kalapos gombák az arzént is képesek jelentősebb mennyiségben beépíteni a szervezetükbe, de a legtöbb vadon élő faj – a növényekhez hasonlóan – inkább szerves arzén vegyületeket tartalmaz. A vizsgált területen és környékén is előforduló légyölő galóca (*Amanita muscaria*, a Mátrában egyszerűen csak légygomba), valamint az ehető gombák közül a természettszűrt csiperke (*Agaricus bisporus*) arsenáttal dúsított komposztból képes az As felvételére és azt lényeges átalakítás nélkül, szerves formában raktározza (Sörös Cs., 2006). A vizsgált területen élők azonban nem foglalkoznak gombatermesztéssel, a légyölő galóca pedig könnyen felismerhető mérges gomba, ezért nem kerül fogyasztásra. A vizsgált területen előforduló ehető gombafajok (vargánya, özláb, gumós csiperke, pöfeteg, tinórufélék, rókagomba, császár- vagy tojásgomba, galambgomba, trombitagomba, vöröses nyálkásgomba) közül a flotációs meddőhányón talált pöfeteg, valamint a helybeliek által gyűjtött csipkebogyó és szeder egy-egy mintájának eredményei szerint egyedül az igen ritka pöfeteg magas nehézfém tartalma jelenthet veszélyt (4.3. táblázat). A flotációs meddőhányón azonban csak kevesen és ritkán gyűjtenek ehető gombákat és növényi részeket, amely utóbbiak a mélyebben gyökerező bokrok vagy fák általában kis nehézfém koncentrációval jellemezhető termései.

Az állati szervezetek esetében a talajszemcsékkel közvetlenül és a növények fogyasztása, valamint a talajlakók esetében belélegzés útján is történhet jelentősebb nehézfém bevitel, mint amennyi egészséges életműködéseikhez szükséges. A különböző fejlettségű állati szervezetekről azonban nem állnak rendelkezésre pontos referencia dózis vagy NOEL, ill. LOEL értékek, csak a kísérletekhez használt fajokról. A vizsgált elemek változó koncentrációban épülhetnek be például a bánya- és lakott területen egyaránt elterjedt földgiliszták szervezetébe az egyes környezeti jellemzők megváltozásának függvényében (4.6. táblázat). A földgiliszták tevékenysége fontos szerepet tölt be a nehézfémek (különösen az As, Cu, Pb és Zn) hozzáférhetőségében a természettszűrt növények számára metallotionein fehérjéiknek köszönhetően (4.2. ábra). Így még az egyébként nehezen hozzáférhető arzén esetében is alkalmazhatók a nehézfémekkel szennyezett talajok bioremediációjában (Kádár I., 1998; Dura Gy. et al., 2001).

4.6. táblázat: A vizsgált nehézfémek beépülése a földgiliszták szervezetébe a talajban mérhető koncentráció [mg/kg] függvényében (Kabata-Pendias, A. & Pendias, H., 1984)

c	Cd								Cu							Pb							Zn						
talaj	0,1	0,6	0,9	1,1	1,6	2	4	4,1	9	20	26	52	252	335	20	94	170	629	700	870	1314	40	49	81	138	219	275	992	
giliszta	2,7	12	14,4	18	11,1	15	4	10,3	5	13	18	28	11	11	9	101	62	9	331	109	3592	900	400	662	739	670	2000	676	
arány	27	20	16	16	6,9	7,5	1	27,6	0,55	0,65	0,69	0,53	0,04	0,03	0,45	1,04	0,36	0,01	0,47	0,12	2,73	22,5	8,16	8,17	5,35	3,05	7,27	0,68	



4.2. ábra: A szinte minden talaj-típusban természetesen is előforduló földigiliszta (foto: www.szicu.virtus.hu)

4.2.2.2. Társadalmi csoportok

A helyi lakosok kor és nem szerint három érzékenységi csoportra oszthatók: gyermekekre, nőkre és férfiakra (Dura Gy. et al., 1988). A gyermekeket általában hat éves koraig veszik figyelembe a kockázatbecslésekben (US EPA, 1986; JECFA, 1993; Albering, H. J., 1999), de 10 éves korig gyermeknek tekinthetők a fiatalok, mivel testi és szellemi fejlettségük mellett a táplálkozással történő bevitelük sem éri el a felnőttekét. A 11 évesnél idősebbek táplálkozása általában már egy kevesebbet fogyasztó felnőttéhez hasonló, de a tizenévesek között gyakoriak a jóétvágyúak is. A felnőtteknél nemek szerint további két csoportot érdemes megkülönböztetni elsősorban a táplálkozási szokások és a beviteli mennyiségek eltérései miatt. A kérdőíves felmérés alapján a felnőttek testsúlyában nincs lényeges különbség a két nem között, az irodalmi értékektől azonban nagyobb eltéréseket tapasztaltunk (4.7. táblázat).

4.7. táblázat: A vizsgált társadalmi csoportok kitétségi paramétereinek helyspecifikus (és irodalmi) értékei (JECFA, 1993; US EPA, 1997; Sipter E. & Rózsa E., 2008)

Társadalmi csoport (min-medián-max.)	Kor (LT) [év]	Testsúly (BW) [kg]	Talaj bevitel (IR _{soil}) [g/nap]	Növény bevitel (IR _{veg}) [g/nap]	ED (bányászat)	EF
gyermekek (irodalmi)	0,5-6-10 (6)	5-20-52,5 (15)	0,05-0,1-0,2 (0,1)	0-85-177 (becsült arány)	0,5-6-10 (6)	340-355-365 (350)
nők	11-59-86	26-72-103	0,03-0,05-0,1	0-195-404	11-38-46	350-360-365
férfiak	11-52-78	33-76-136	0,05-0,1-0,2	(vizsgált növények)	11-38-46	350-355-365
felnőttek (irodalmi)	(7-64/30)	(70)	(0,05)	(301)	(70/30)	(350)

A szennyezőanyagok bevitelére bőrrel való érintkezés, belélegzés és lenyelés útján történhet. A Gyöngyösorszi környéki nehézfém szennyezés elsősorban a növényi részek fogyasztásával, kisebb részben – elsősorban a gyermekeknél és a kedvezőtlen higiéniai viszonyok között élőknel – a talajszemcsék lenyelésével jelent kockázatot az emberi szervezetre. Az előbbi a talajból a növényeken keresztül közvetett, az utóbbi közvetlen bevittelt jelent. A belélegzés útján történő bevitel a vizsgált elemek esetében elhanyagolható mértékű (Dura Gy. et al., 1988; Sipter E. et al., 2008).

A férfiak csoportjánál a korábban bányászatból élők közvetlen napi bevitelle hasonló mértékűre becsülhető mint a gyermekeké, ezért ez a csoport képviseli a férfiak közvetlen bevitelének maximumát. A nők napi bevitelle az irodalmi érték alapján adható meg. A gyermekek közvetlen bevitelének maximuma több család kedvezőtlen életkörülményei miatt egy nagyságrenddel nagyobbra becsülhető mint az irodalmi érték.

4.2.3. Kitétségi paraméterek

4.2.3.1. A talajban mért koncentráció értékek (c_{soil})

A talajban mért koncentráció (II. és III. melléklet) a természetes háttér értékét és az antropogén eredetű szennyeződést együtt jelzi. A szennyezett talajok esetében általában a (B) szennyezettségi határértékhez szokták viszonyítani a mért koncentráció értékek mediánját. A természetesen is magas háttérkoncentrációval rendelkező területeken azonban nem lehet ehhez viszonyítani a szennyezettség mértékét, ezért a helyspecifikus jellemzők alapján megállapított (A_b) bizonyított háttérkoncentrációhoz viszonyítottam. Az Észak-magyarországi Környezetvédelmi Főfelügyelőség három különböző érzékenyséű területrészt különített el a vizsgált területen, amelyekre eltérő (D) kármentesítési célértékeket állapított meg (4.8. táblázat).

4.8. táblázat: Kármentesítési célértékek a vizsgált terület eltérő érzékenyséű részein a (B) szennyezettségi határértékhez viszonyítva (Environinvest Kft., 2006a,b, 2007)

(D) kármentesítési célértékek [mg/kg]	As	Cd	Cu	Pb	Zn
északi terület: Károlytáró-ltp. – Gyöngyösoroszi-vt.	80	5	300	500	1000
középső terület: Gyöngyösoroszi-vt. gátja – Oroszi-tó	60	5	300	500	1000
déli terület: Oroszi-tó gátja – Gyöngyös-Rédei-vt.	50	3	200	150	500
(B) szennyezettségi határérték	15	1	75	100	200

Az északi és a középső, Gyöngyösoroszi belterületét is magába foglaló területrészt kármentesítési célértékei az öt elem közül csak az As esetében különböznek, a déli területrészt célértékei azonban mindegyik elem esetében jóval alacsonyabbak. Ezek alapján például a mezőgazdasági víztározó súlyosan szennyezett üledékére ugyanolyan célérték vonatkozik mint a zöldségeket és gyümölcsöket termő kiskertekre.

4.2.3.2. A növényekben mért koncentráció értékek (c_{veg})

A 2001-2002-ben gyűjtött növényminták (II. és III. melléklet) mellett a BFNTÁ 1993-ban és a Borsodvíz Rt. 1996-ban végzett mintavételezésének szintén ICP analízissel kapott adatait is felhasználtam a növények szennyezőanyag tartalmának becsléséhez. Ezek alapján a legtöbb

- arzént és kadmiumot a torma és a paradicsom
- rezet a paradicsom, a petrezselyem és a sóska
- ólmot a petrezselyem és a sóska
- cinket a sóska, a torma és a petrezselyem tartalmazhatja.

4.2.3.3. Biokoncentrációs faktor (BCF)

Egy vizsgált területen termesztett és fogyasztott zöldségek, ill. gyümölcsök ehető részeinek egyik legfontosabb hely- és fajspecifikus paramétere a biokoncentrációs faktor (BCF_s), amelynek figyelembevétele nélkülözhetetlen a talaj adatokból történő egészségkockázat becsléshez. Ennek meghatározásához csak ugyanazon pontban vett talaj- és növénymintapárok koncentráció értékei használhatók fel. A BFNTÁ és a Borsodvíz Rt. 1993-ban, ill. 1996-ban végzett, növényekre is kiterjedt mintavételezése ennek nem minden esetben felelt meg, ezért csak a 2001-2002-es mintavételezés eredményeiből tudtam számolni. A vizsgált növények biokoncentrációs faktora igen eltérő, faj- és helyspecifikus (4.9. táblázat) (IV. melléklet).

4.9. táblázat: A vizsgált termesztett növényfajták helyspecifikus BCF értékei a lakott területen

Növényfajta	As	Cd	Cu	Pb	Zn
alma (N=1)	0,00061	0,0019	0,0049	0,0004	0,0021
bab (N=2)	0,00035-0,00127	0,0077-0,0625	0,0247-0,2422	0,0009-0,0118	0,0602-0,2629
burgonya (N=1)	0,0003	0,20	0,1693	0,0038	0,1650
fehérrépa (N=3)	0,00026-0,00035	0,0128-0,1273	0,0090-0,1572	0,0009-0,0091	0,0092-0,2114
fokhagyma (N=1)	0,0098	0,0244	0,0050	0,0002	0,0128
v.hagyma (N=4)	0,00010-0,00032	0,0014-0,0476	0,0006-0,0532	0,0001-0,0124	0,0019-0,0894
karalábé (N=1)	0,00042	0,1628	0,0787	0,0074	0,1479
málna (N=2)	0,00009-0,00029	0,0009-0,1250	0,0009-0,2302	0,000008-0,0129	0,0005-0,2092
paprika (N=1)	0,00034	0,7083	0,5583	0,0131	0,3898
paradicsom (N=5)	0,00024-0,04258	0,0030-0,1273	0,0064-0,1666	0,000081-0,0184	0,0040-0,1543
petrezselyem (N=6)	0,00029-0,01125	0,0082-0,1455	0,0065-0,3278	0,00083-0,0931	0,0140-0,3924
sárgarépa (N=4)	0,00015-0,00794	0,0169-0,1509	0,0022-0,0699	0,00026-0,0095	0,0048-0,1256
sóska (N=6)	0,00016-0,01755	0,0112-0,3214	0,0040-0,480	0,000356-0,0678	0,0042-0,6401
Szőlő (N=1)	0,00020	0,0625	0,1450	0,0158	0,1682
torma gyökér (N=3)	0,00185-0,0437	0,0088-0,0335	0,0035-0,0134	0,000935-0,0026	0,0291-0,0616
tök (N=4)	0,00020-0,0027	0,0013-0,1129	0,0025-0,1957	0,00010-0,0287	0,0037-0,2058
uborka (N=1)	0,00020	0,3750	0,4048	0,0299	0,4746

Az As esetében csak néhány mintában mértünk kimutatási határ feletti koncentrációt, ezért nem lehetett minden esetben pontos BCF értékeket meghatározni. Ez arra utal, hogy a talajban általában számukra felvehetően, szervesen formában van jelen az As. A málna és a vöröshagyma mutatta a legkisebb és a torma a legnagyobb felvételt.

A Cd szintén a málnába és a vöröshagymába, valamint a tökébe épül be a legkisebb koncentrációban. A vöröshagyma és a málna egyik nehézfém sem veszi fel könnyen, de a paprika a kadmiumot és a rezet is szívesen beépíti termésébe, ha rendelkezésre áll a talajban. Az ólom a petrezselyem és a sóska levelére nagy mennyiségben is kirakódhat, és ez a többi nagylevelű zöldségféléknél is veszélyes lehet. A Zn leginkább a sóska, a petrezselyembe, a paprikába és az uborkába is könnyen beépül.

4.2.3.4. A vizsgált szennyezőanyagok bevitelének mértéke (IR_{soil} , IR_{veg})

A kérdőíves felmérés (V. melléklet) alapján becsült zöldség- és gyümölcsfogyasztás átlagosan jóval kisebb az irodalmi adatbázisokban megadott értékeknél (4.10. táblázat). A közvetlen (talajszemcsékkel történő) bevitelnél azonban az irodalminál nagyobb mennyiséget kell figyelembe venni a becsléshez a gyermekekre az átlagosnál rosszabb higiéniai körülmények miatt és a korábban bányászatból élő férfiak esetében. Ráadásul a családok általában nem mennek nyaralni sem, ezért a munkába messzebbre járók kivételével tulajdonképpen egész évben kitettek a szennyezőanyagok hatásainak. A gyermekek az óvodai és iskolai foglalkozásokon kívül néhány szervezett programtól eltekintve szintén kevés időt töltenek távol, inkább a ház körüli kertekben játszanak, ahol még jobban kitettek mint a felnőttek. Ezért a gyermekek és a férfiak közvetlen (talaj) bevitelét ugyanolyan értékekkel becsültem (4.7. táblázat). A növényi bevitel mértékét a kérdőíves felmérés alapján helyspecifikus adatokra alapoztam a felnőttek esetében. A gyermekek bevitelét az irodalmi adatbázisokban megadott, felnőttek bevitelének aránya átlagolásával becsültem.

4.10. táblázat: A felnőttek és gyermekek növényi tápanyagbevitelének irodalmi értékei

Zöldség- és gyümölcsfogyasztás [kg nedves tömeg/fő/nap]	Vonatkozási ter.	Felnőtt	Gyermek	Arány (gy/f)	Gyermekek szorzó tényezője
gyökérszöldség (Risk Human, 2005)	USA	0,1367	0,0748	0,5472	0,5124
levélzöldség (Risk Human, 2005)		0,1578	0,0761	0,4823	
teljes növényi bevitel (RAIS, 2007)	USA	0,0285	0,0104	0,3649	0,3649
teljes növényi bevitel (KSH, 2002)	Magyaro.	0,1493			
Gyöngyösesorosi környékére becsült	Gyöngyo.				0,4386

4.2.3.5. A kitettség időtartama (ED) és gyakorisága (EF)

A bányászat utolsó szakaszában történtek azok a kisebb-nagyobb üzemzavarok, amelyek következményeként újra és újra flotációs meddőanyag került a bányatelek felől érkező patakok medrébe, majd innen az árterükre. Az első ismert gátszakadás 1962-ben következett be, de a gátak megépítése előtt is többször került flotációs meddő a patakmedrekbe. Eleinte csak kisebb-nagyobb gödrökben tervezték elhelyezni a termelődő zagyot, amelyek azonban néhány óra üzemeltetés után megteltek. Ezek után került sor egy 10 évre tervezett „iszaphányó” kiépítésére, amelyre a gyorsan termelődő zagy miatt nem volt elegendő idő és a finomszemcsés meddő a patakba került. A Száraz-ér egykori völgyében csak jóval később került sor a meddőhányó megfelelő kialakítására, amelynek gátja még többször átszakadt (Kun B. et al., 1988).

A lakosság kitettsége elsősorban a patakok által szállított, és áradással szétterített, jelentős nehézfém-tartalmú üledék termőföldhöz keveredése és a növények levelére rakódása miatt alakult ki, amelyből a növények is több toxikus elemet tudtak felvenni. Ezért a kitettség időtartama a flotációs technológia bevezetéséig, 1955-ig nyúlik vissza (Kun B. et al., 1988) és a

bányászat szüneteltetése ellenére napjainkig is tart (4.7. táblázat). A kitettség gyakorisága egyedenként eltérő, az egyed helyben tartózkodásától függ.

4.2.3.6. Testsúly (BW)

A kérdőíves felmérés (V. melléklet) csak a felnőttek testsúlyára terjedt ki, ezért a gyermekek esetében az 1987-88-as felmérés adatait használtam fel (Dura Gy. et al., 1988). Az iskolás korú gyermekek között több túlsúlyos is van és a 2001-2002-es kérdőíves felmérésben is szerepel néhány kiugró adat a felnőttekre. Ezért a korosztályok és nemek szerinti elkülönítés mellett sem lehet átlagolni (4.7. táblázat).

4.2.3.7. Várható élettartam (LT)

GyöngyöSOROSZI lakosságának várható élettartama nem kisebb a magyarországi átlagértéknél (KSH, 2002). Kilencven megkérdezett közül tizenöt volt 70 évnél idősebb, férfiak és nők egyenesen, és legidősebbjük 2002-ben 86 éves volt (4.7. táblázat). 2001-2002-ben a községben nem volt magasabb a nehézfémek és az As toxikus hatásával kapcsolatba hozható betegségek aránya mint más hazai településen.

4.3. Toxicitásvizsgálat

4.3.1. A vizsgált elemek alapvető fizikai és kémiai sajátosságai

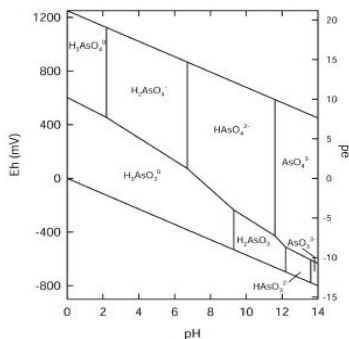
4.3.1.1. Arzén (As)

Az arzén (légykő, cobaltum) a félfémek közé tartozik, 74,92 g/mol atomtömegével a periódusos rendszer 33. eleme. A vele azonos (V.A) csoportba tartozó bizmuttól a terméknég fokozatosan csökkenő fémes jelleg elsősorban a keménység (As: 3,5; rideg) és a kristályszerkezet rétegességének növekedésében nyilvánul meg, amely a kockaszerű alapromboéder torzulására vezethető vissza. Friss felülete önfehér, fémes fényű, de levegőn viszonylag gyorsan tompa fekete szánűvé válik (Koch S. & Sztrókay K. I., 1967). Oxidációs száma ± 3 és ± 5 lehet, amely jelentősen befolyásolja az élőszervezetekre gyakorolt erős toxikus hatását. A több mint egy évszázada ezzel kapcsolatosan folytatott kutatások eredményei miatt az ivóvízben megengedhető legnagyobb koncentrációját a WHO 10 $\mu\text{g/l}$ -re csökkentette.

Toxikus és karcinogén nyomelem (Liebig, 1966; Underwood, 1962), bár az emberi szervezetben 0,05 mg/kg körüli koncentrációban megtalálható. Természetes körülmények között intruzív magmás Co-Ni-Ag telérekben és hidrotermás érctelepek késői, kis hőmérsékletű szakaszának Pb- és Cu-érceiben, elsősorban arsenopiritben fordul elő a nemes- (ezüst-) és színesfém ércek kísérőjeként, így a GyöngyöSOROSZI környéki hidrotermás ércesedésben is fontos komponens (4.1. táblázat). A pirit (FeS_2) kristályrácsa is jelentős mennyiségű arzént tartalmaz,

amely a hintett piritisedés kiterjedtsége miatt a vizsgált terület alapközetében minden mélységben megjelenik. A pirit könnyen bekövetkező oxidációja során ferro- (vas-gálic) és ferri-szulfát oldat keletkezik, amelyek hidrolízise (pl. Gyöngyösorszi környékén) végül limonit kiválásához vezet. Az arzéntartalmú ércek felületén ehhez mérgező oxidok (As_2O_3 = szabályos holoéderez arsenolít, As-virág vagy monoklin prizmás claudetit, valamint arsenátok, pl. farmakosziderit vagy kockaérc: $\text{KFe}_4^{3+}[(\text{OH}_4(\text{AsO}_4)_3] \cdot 6\text{-}7\text{H}_2\text{O}$, köttigit: $\text{Zn}_3[\text{AsO}_4]_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ és az elsősorban Zn-tartalmú adamin: $\text{Zn}_2[\text{OH} \cdot \text{AsO}_4]$) formájában másodlagos bevonat is társulhat. A Gyöngyösorszi környékén ritkán előforduló fakőércekben is jelen lehet (tennantit: $\text{Cu}_3\text{AsS}_3\text{-}4$) ezüsttel együtt. Elemi állapotban még ércetelepeken is ritka, bár a Kárpát-övezetben előfordul és általában 2-3 % antimont, esetleg ezüstöt is tartalmaz. Hatszögös, rétegrácsos, még ridegebb módosulata az arsenolamprit, amely egy korábbi szakaszban képződik és kevés bizmutot tartalmazhat (Koch S. & Sztrókey K. I., 1967).

A talajban általában kis (<30 mg/kg) koncentrációban jelenik meg (Kabata-Pendias, A. & Pendias, H., 1984), de kis mobilitású, ezért jelentős mértékben is feldúsulhat (házánkban legfeljebb 2810 mg/kg; Ódor L. et al., 1998) főleg arsenitekként anionos formában (AsO_2^- , HAsO_4^{2-} , H_2AsO_3^-) (Shroeder & Balassa, 1966). Jól szellőzött talajban általában +5 oxidációs fokkal jelenik meg a vegyületekben (arsenátok), bizonyos baktériumok azonban képesek arsenitté redukálni. Így ugyan kevésbé mobilis, de toxikusabb, kivéve cinkkel alkotott vegyületei esetében. A két ion abszorpciója és deszorpciója különböző, és különböző sebességgel szállítódnak az oldatban. Az As^{3+} pH 5,7-nél hatszor gyorsabban szállítódik, mint az As^{5+} , pH 8,3-nál mindkettő gyorsan szállítódik (4.3. ábra). Ha oldott mennyiségük lecsökken, mindkét ionnak kicsi lesz a szállítódási sebessége.



4.3. ábra: Az arzén Eh-pH diagramja

A mai élelmiszerekben – főleg a haszonnövényekben – a felvett ásványi anyagok, és így az As koncentrációja is általában csökken (Duggan – Weatherwax, 1967; Allaway, 1968). A legtöbb növény számára csak szerves formában felvehető, ezért a természetett szárazföldi növényekben csak ritkán haladja meg az 1 mg/kg koncentrációt. Egyes gombafajok (pl. légyölő galóca) képesek szerves formában is beépíteni és raktározni a szervezetükben, amelyek nagy

része azonban nem ehető (Sörös Cs., 2006). A tengeri eredetű élelmiszerekben (kagylók, csigák, halak, páncélosok) általában magasabb koncentrációban fordul elő, ezért az ember számára elsősorban ezek fogyasztása, valamint a felszín alatti vizekben és így az ivóvízben oldott állapotban megnövekvő koncentrációja jelent veszélyt. E mellett számos emberi tevékenység okoz jelentősebb arzénbevitelt, például egy cigaretta mellékfüstje 40-120 ng arzént tartalmaz, amely a passzív dohányosokra is veszélyes (Hoffman, D. & Hoffman, I., 1997).

Az arzénvegyületek talajtípustól és az oxidációs foktól függően eltérő mértékben befolyásolják a termékenységet, de általában csak más vegyületek káros hatásaival együtt (Kádár I., 2008). Szervetlen arzénvegyületekkel jelentősen szennyezett talajokon csökken a termékenység és leginkább a növények gyökerében dúsul az As. Ilyenkor Zn-EDTA lombtrágyával vagy vas-, ill. alumínium-szulfáttal, esetleg meszezéssel javítják a talaj termékenységét. Kis koncentrációjú (8-20 kg/ha) arzenátok kijuttatása a kukoricára és a zabra még semmilyen talajtípus esetében sem, a babra, borsóra, búzára és burgonyára pedig kavicsos vályog esetében nem hat károsan; nagy mennyiségben (280-380 kg/ha) agyagos vályog esetén a csicserebabra, még nagyobb koncentrációban (942 kg/ha) pedig a gyapotra és a rozsrá nincs hatással. Ezzel ellentétben homokos talajon már kis koncentrációra (18 kg/ha) is terméseszköket (csökkenő vegetatív fejlődés) tapasztaltak például a gyapot esetében. A csicserebabra és a kölesre még az arzenitek sem gyakoroltak káros hatást agyagos talajon kis koncentrációban (0-50 kg/ha), a burgonya, borsó és kukorica növekedése azonban enyhe eszköket mutatott homokos talaj esetében (45 kg/ha), nagy koncentráció (900 kg/ha) kijuttatása esetén pedig a cukornád elpusztult (4.11. és 4.12. táblázat).

A legtöbb talajtípusban és víztározó rétegben a szerves részecskék és az ásványi szemcsék együtt fordulnak elő. Az As a szervesanyaggal és az ásványiszemcsékkel kölcsönhatásba kerül, ami a víz kémhatásának megváltozásához és az As dúsulásához vezet. Ha a vas-oxidok mennyisége csökken a talajban vagy az üledékben, ennek hatása az As oldatba kerülése, deszorpciója lesz. Az As megkötését az alumínium, a mangán és főleg a vas végzi. Az agyagásványok is az előbb felsorolt elemek oxidos ásványaihoz hasonlóan viselkednek. Az üledékes környezetekben is a vas-oxidok redukzív oldódása az As mobilizáció legfőbb oka. Ez jellegzetes folyamattal történik: először elfogy az oxigén, a CO₂ mennyisége viszont növekszik. Az oldhatatlan Fe-, Mn-oxidok Fe²⁺-á és Mn²⁺-á redukálódnak, majd ezt követi a szulfát redukálódása szulfidá. Az As-redukció valószínűleg ezzel a folyamattal megy végbe, amelynek során megemelkedik a vizek oldott Fe-ion tartalma, ám miután az As-deszorpció megkezdődik, az oldott As mennyisége gyorsabban nő, mint a vasé. Ez felveti azt a lehetőséget, hogy az As – ha nem jelenik meg önálló fázisban – a Fe- és Mn-tartalmú ásványokhoz társul, helyettesít. Ha a pH-értékben változás áll be, akkor egy amorf Fe-oxid ásvány válik ki, ami

abszorbeálja az arzént. Ilyen ásványfázis a hidrátmagnetit $\text{Fe}_3(\text{OH})_8$, amelynek valódi összetétele egy karbonát-hidroxid szilárd oldat (Matschullat, J., 2000).

4.11. táblázat: A növények arzénvegyületekkel szemben mutatott toleranciája (Morris & Swingle, 1927; Morris, 1938; Liebig, 1966; Overcash & Pal, 1979)

Igen toleráns	Meglehetősen toleráns	Gyengén toleráns
burgonya	borsó	áfonya
bükköny	búza	árpa
dohány	cukornád	bab
paradicsom	cukorrépa	hagyma
rettek	csemegekukorica	koreai here
rozs	csonós ebir	limabab
sárgarépa	földieper	lóhere
spárga	földimogyoró	lucerna
szeder	réti perje	paprika
szőlő	sütőtök	rizs
szudánifű	takarmányrépa	uborka
tarlórépa	típpan	
tök	zab	

4.12. táblázat: A szerves arzénvegyületek toxicitásuk csökkenő sorrendjében a bab és a paradicsom esetében (Morris & Swingle, 1927)

Paradicsom	Bab
elemi As	ammónium-arzenát
kalcium-arzenit	Zn-arzenát
ammónium-arzenát	elemi As
Hg-arzenit	kalcium-arzenit
Cu-arzenit	Hg-arzenit
Zn-arzenát	As-szulfid (sárga)
As-szulfid (sárga)	Pb-arzenit
Zn-arzenit	Cu-arzenit
As-trioxid	Zn-arzenit
Hg-arzenát	As-trioxid
kalcium-arzenát	kalcium-arzenát
Cu-arzenát	vas-arzenát
vas-arzenát	Pb-arzenát
Pb-arzenit	Hg-arzenát
vas-arzenit és ammónium-citrát	vas-arzenit és ammónium-citrát
As-diszulfid (vörös)	As-diszulfid (vörös)
Pb-arzenát	Cu-arzenát

Daganatkeltő (karcinogén) hatása eleinte vitatott volt, mivel az ismert arzénmérgezéséknél is gyakran más elem (a szelén) állt a háttérben (Frost, 1965; Shroeder & Balassa, 1966). Szervesen eredetű vegyületei a tápcsatornán keresztül az emberi szervezetbe jutva hiperpigmentációt, keratózist, esetleg érrendszeri zavarokat okozhat, hosszú időn át tartó kitettséggel (70 kg-os ember 2 liter, 1 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{nap}$ szervesen eredetű As-tartalmú ivóvíz elfogyasztásával ezerből 1-2 esetben) bőrrák kialakulásához vezet (US EPA, 2006).

Az As erősen káros hatását az újabb kutatások szerint a rákos megbetegedések és a leukémia kezelésében is jótékony célokra lehet használni. Az állattenyésztésben a takarmányba keverve szerves vegyületeivel (arzénsav) védekeznek a paraziták ellen (pl. szarvasmarhák és juhok galandféreg-mentesítése, baromfik kokcidiózisának megelőzése: 50 mg/kg) (Laczay P., 1995), serkentik a növekedést, sőt enyhíthetik a szelénmérgezést is (Underwood, 1962, Frost, 1965). Ilyenkor az As viszonylag hamar kiürül az állati szövetekből és az emberi fogyasztásban sem okoz gondot.

A nehézfém ionok jó komplexképzők, az SH-enzimokkal stabil komplexet képeznek. Általában ez a biokémiai alapja a nehézfémek erős toxicitásának. A szerves fém vegyületek (például a szerves Hg és As vegyületek) a tiolcsoportokkal szulfidokat (merkaptidokat) képeznek, ezáltal blokkolják az SH-csoportokat és ezért mérgezők a szerves nehézfém vegyületek. A legismertebb fém SH-reagensek: As(III), Hg, ezüst, Cu, Pb, antimon, ón, bizmut, Cd, tallium(I) (Kosáry J., 2006).

4.3.1.2. Cink (Zn)

A Zn (horgany) a legrégebben (XIV. század) ismert esszenciális nyomelem, amely fontos szerepet játszik az élőszervezetek számára szükséges rézmenyiség felvételében is. A periódusos rendszer 30. eleme, moláris atomtömege 65,37 g, oxidációs foka általában +2, ritkán +1. Szobahőmérsékleten kékes színű, rideg, könnyen porítható átmeneti fém. A természetben öt stabil és tizenhat további instabil izotópja ismert. Elemi állapotban nem fordul elő, a rézhez, kadmiumhoz és ónhoz hasonló kémiai sajátosságai miatt azonban több ércásványba is beépül vagy zárványokat képez, így a felsoroltakkal egymást kölcsönösen helyettesíthetik. Ezek a fémek a kénatom körül is hasonlóan rendeződnek el a szfalerit, kalkopirit, ill. stannin szulfidrácsban és mindegyik beépíthet vasat (marmatit), ólmot és ezüstöt is a kikristályosodás során.

A Zn legfontosabb ércásványa a szfalerit (α -ZnS), amely a vizsgált terület teléireiben jelentős mennyiségben fordul elő. Magasabb hőmérsékleten a kalkopirittel, kubanittal (300 °C felett) és fakóércekkel elegykristályt képez. A Zn-szulfid másik rács típusba tartozó és több politip módosulattal rendelkező változata, a wurtzit (β -ZnS) csak erősen savanyú oldatokból és a legkésőbb válik ki. Átlagos fizikai feltételek között metastabil és 1020 °C-on reverzibilisen szfaleritté alakul (Schalenblende). Mesterségesen előállított hexagonális és romboéderez módosulatai közül az utóbbit (mátraít, β' -ZnS) a vizsgált terület érc teléireiben a wurtzittal együtt természetesen is megtalálták. A szfalerit külszíni mállásakor másodlagos bekérgezősként cinkgáliccá (goslarit, $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$), kovasavas oldatok hatására hemimorfittá (kovagálma: $\text{Zn}_4(\text{OH})_2\text{Si}_2\text{O}_7 \cdot \text{H}_2\text{O}$) vagy karbonátos kőzetekben cinkpáttá (smithsonit, gálma: ZnCO_3) alakul, amely utóbbi még mindig értékes cinkásvány, bár jelentős vasat is tartalmazhat (Koch S. & Sztróky K. I., 1967).

Talajoldatokban a Zn jóval mobilisabb a többi vizsgált elemnél, de 30 cm-nél mélyebben már nem mozgékony (Chang és munkatársai, 1984). Finomszemcsés talajban az agyagásványokhoz, durvaszemcsésben a szervesanyaghoz kötődik inkább. Az agyagbemosódásos barna erdőtalaj B-szintjében az agyagásványok dúsulása miatt csökken a felvehetősége (Sipos P., 2004). A mátrai talajokban a közepesen változékony elemek közé tartozik (Nagy B., 1971). A talaj ásványi anyag tartalmával együtt lassan csökken az élelmiszerekben és a galvanizált fémek csökkenő használatával az ivóvízben is, ezért pótlása egyre fontosabbá válik. Ráadásul a tévhitek hatására csökkenő húskereslet miatt az emberi táplálkozásban a növények fogyasztása került előtérbe, amelyek fehérjéiben tárolt cinkkészlet – a kalcium-fitin sav oldhatatlan komplexé miatt – kevésbé jól hasznosul szervezetünkben (Oberleas et al., 1966). A növényeknél távol tartja a gyökérgombákat és kedvezően hat a növekedésre főleg cinkhiányos talaj esetén (Overcash – Pal, 1979). Foszfortartalmú műtrágya használatával jelentősen csökkenhet a talaj cink tartalma (dunántúli meszes csernozjom talajok) és ez által termékenysége, amelyen Zn-szulfáttal vagy Zn-hexaminos lombrágyázással tudnak segíteni (Csathó P. et al., 1994).

A foszfor és a Zn, ill. a Cu és a Zn között antagonizmus áll fenn, amely kapcsolat a kémiai hasonlóság alapján a még erősebben antagonista Cd-mal is felléphet. Például a túlzott cinkbevitel jellegzetes elváltozásokat okozhat a vesében, amelyet a kalcium, Cd és foszfor befolyásol (Laczay P., 1995). Rosszindulatú daganat kialakulásához is vezethet, csak ennek veszélye jóval kisebb mint például az As-nél. Gátolhatja a Cu felszívódását és ez által a vörös vérszövetek, ill. a hemoglobin képződését. Káros hatásait viszont a Cu és a foszfor képes ellensúlyozni. Cure nézve az emberi szervezetben előforduló optimális aránya: Zn:Cu = 10:1. A kísérletekre önként jelentkező férfiak és nők szervezetében többlet Zn adagolásának hatására csökkenő enzimaktivitást (ESOD = erythrocyte Cu, Zn-superoxide dismutase) figyeltek meg (US EPA, 2006).

Önmagában a Zn túladagolása csak igen nagy mennyiségben toxikus és általában a növények levelében dúsul, nem a termésben. Fiatal növényeknél trágyázás hatására a gyökérben emelkedik a cinktartalom és magában a termésben a méretnövekedés ellenére sem, ezért csak azon növények fogyasztásánál jelent kockázatot az emberi szervezet számára, amelyeknek a gyökérét vagy levelét fogyasztjuk. Inkább a Zn hiánya vezethet betegségekhez, jótékony hatása pedig elsősorban a sebek gyorsabb gyógyulásában mutatkozik meg. Ezért sok gyógyászati termék (pl. a Béres-csepp) alapanyaga, valamint a kémiai felépítés miatt hasonló, de különböző oxidációs fokkal is igen toxikus Cd káros hatását is ellensúlyozhatja (Laczay P., 1995).

4.3.1.3. Kadmium (Cd)

A kadmiumot (horgas fém) Stromeyer (1819) fedezte fel 1817-ben a Zn-oxidban és akkor még nem sorolták a fémek közé, bár egy indiai orvosi lexikon 1374-ben már fémnek tekintette az akkor dzsaszada néven szereplő elemet. Ma az átmeneti fémek között szerepel, a periódusos rendszer 48. eleme. Moláris atomtömege 112,4 g, nehézfémnek számít és +2 oxidációs számmal kationként a kémiai hasonlóság miatt az ugyanezen (II.B) csoportba tartozó Zn helyettesítő és antagonista eleme, amelynek esszenciális biológiai szerepét azonban nem tudja pótolni. Elsősorban e miatt kis mennyiségben is igen toxikus, minden vegyülete mérgező.

A Cd önálló ásványként ritkán jelenik meg természetes körülmények között. Szfalerit-(hawleyit, α -CdS) és wurtzit-rácsú (greenockit, β -CdS) szulfidja hidrotermás érctelepekről ismert, de inkább magában a szfaleritben és a wurtzitban jelenik meg izomorf helyettesítésként kinyerhető mennyiségben is (szfaleritben pl. 1,7 %). Szfaleritrácsú változata szfalerit és sziderit felületén képez másodlagos bevonatot és csak egyetlen lelőhelye ismert Kanadában. A greenockit hidrotermás, felszínközeli kiválásban előfordul a vizsgált területtől keletre (Parádsasvár-Nyírjes), amely a Gyöngyösoroszi környéki telérek jelentős kadmiumtartalmára is utal (Koch S. & Sztrókay K. I., 1967).

A talaj felső 15 cm-ében dúsuló (90 %) Cd a cinkhez hasonlóan igen mobilissá válik savas közegben, elsősorban humuszsavak és szervesanyag jelenlétében. A tiszta felszíni vizekben

hidratált ionok formájában jelenik meg ($\text{Cd}(\text{H}_2\text{O})_6^{2-}$), majd karbonátokba beépülve távozik. Reduktív viszonyok mellett szulfidokat képez és kicsapódik (az üledékben általában egy nagyságrenddel magasabb a koncentrációja mint a vízben), de könnyen visszaoldódik a kémhatás, a redox-potenciál vagy a sótartalom megváltozásával (US EPA, 2006).

A növényekben általában 0,5 mg/kg alatti a Cd koncentráció, de akár 3 mg/kg is lehet anélkül, hogy az adott növényre nézve ez káros hatással lenne. A növények Cd felvételét jelentősen csökkentheti a kémiaiilag hasonló Zn felvételének elősegítése a talajban, amely ugyanakkor az adott növény esszenciális Zn mennyiségét is biztosítaná. Ehhez hasonlóan az állati takarmányok esetében pedig a kobalt-, ill. a szeléntartalom növelése segíthetné a Cd beépülésének visszaszorítását. Kísérleti egerekben és patkányokban történő felhalmozódása csak az idősebb egyedekben mutatkozott toxikusnak. Ezt emberi magas életkorra átszámítva igen káros hatások valószínűsíthetők (Shroeder et al., 1967; Shroeder & Buckman, 1967).

Már alacsony Cd szennyezettségű takarmányok etetése is idővel magas vérnyomást és rövidebb élettartamot eredményezett a kísérleti állatoknál. A szárazföldi környezetbe szennyvíziszap és hulladék kihelyezésével meglepően nagy mennyiségben kerül ki Cd, amihez a foszfortartalmú műtrágyák is jelentős mértékben hozzájárulnak és az adott növény BCF faktorától – ill. az esetleges antagonizmus fennállásától – függően beépülnek a növényi szervekbe. A felszíni vizekbe kadmiumtartalmú termékek gyártása során jut el, de a tengeri eredetű élelmiszerek kadmiumtartalma magasabb mint az édesvízieké. A légkör Cd szennyezettsége elsősorban az acélgyártásnak és a szeméttégetésnek köszönhető, másodsorban a vulkáni tevékenységnek és a cinkgyártásnak (Hutton, 1982).

Az állati és az emberi szervezetben em egyenletesen, 2-6 %-a szívódik fel elsősorban a májban és a vesekéregben. A felszívódást befolyásolja a kadmiummal együtt bevitt nutriensek mennyisége, de ha már bejutott, akkor nagyon lassan ürül ki: elsősorban a vizelettel távozik. A dohányosok és a Cd terhelésnek kitett gyárák (Forte) dolgozói jóval veszélyeztetettebbek mint egy átlagos emberi szervezet (átlagos bevétel: kb. 0,5 mg/nap). Egy csomag cigarettából ezen felül 1-3 mg kadmiumot vesz fel a szervezet egy nap alatt, amely dózis tüdőrákhoz vezet. Munkahelyi kitettség során a vérben az átlagos mennyiség többszörösére növekedhet a Cd koncentráció. Élelmiszerekkel bevitt 25 mg/kg/nap dózis egy hét alatt halálos lehet. A magyar szakirodalomban 3 mg/nap toxikus, 50 mg/nap pedig halálos dózisként szerepel. A Cd által okozott egyéb betegségek:

- érrendszeri megbetegedésekhez vezet és káros a bőr anyagcseréjére, valamint a csontokra, mert azok elvesztik szilárdságukat;
- beépül a fehérjékbe a Zn helyére és lassú ürülése során szabaddá válva károsítja a vesét (proteinuria);
- veszélyezteti az idegrendszert: roncsolja az idegsejteket és az agyat;
- növeli a veleszületett rendellenességek arányát az újszülötteknél.

4.3.1.4. Ólom (Pb)

Az Pb (plumbum) az egyik leggyakoribb nehézfém, amelynek atomtömege 207,19 g/mol. Lágy, hajlékony, jól hegeszthető, ezért könnyen megmunkálható ($K=1-1,5$) és korrózióálló. Felülete fehér és fém fényű, ami hamar tompa szürkévé válik. Terméselemként igen ritka, rácsszerkezetileg az aranycsoportba, de a periódusos rendszerben a szén csoportjába (IV.A) tartozó 82. elem. Egyértelműen toxikus vegyületeiben oxidációs foka +4 (fluorid, klorid) vagy +2 (minden halogénnel). Csak híg savakban és teljesen szén-dioxid mentes vízben kissé oldódik. Leggyakoribb, Gyöngyösesorszi környékén is fontos ércásványából, a galenitből állítják elő, amelyet a természetes Pb-hoz hasonlóan változó arányban (0,01-1 %) ezüst és kevés antimon is „szennyezi”. A galenit általában zárványként tartalmaz még rezeret, Znet és néha vasat, Ast, molibdént, bizmutot, ill. germániumot (Koch S. & Sztrókay K. I., 1967).

A legfontosabb ezüstércnek is számít a nagy hőmérsékletű magmás, de főleg a hidrotermás ércesedés minden típusában, széles hőmérséklet tartományban képződik. Az oxidációs övben másodlagosan főleg anglezitté (galenit pszeudomorfója, $PbSO_4$), majd cerusszitté ($PbCO_3$) alakul, amely a kémiai hasonlóság miatt kevés Znet és ezüstöt is tartalmazhat. A szintén másodlagos piromorfot (zöld vagy barna Pb-érc: $Pb_5[Cl(PO_4)_3]$) szintén szennyezheti kis mennyiségben As átmenetként ritkábban előforduló párja, a mimetezitet ($Pb_5[Cl(AsO_4)_3]$) felé, amely pedig kifejezetten Pb- és Astartalmú érceken keletkezik (Koch S. & Sztrókay K. I., 1967). Már az ókori bányászati technikával fejlett galenit olvasztásával el tudták különíteni az ezüst kinyerése (pénzverés) miatt, mivel olvadáspontja alacsony. Könnyű formálhatósága és egyúttal tartóssága lehetővé tette a konyhai eszközök gyártásához történő felhasználását is, ami fokozta az Pb iránti igényt (ipari forradalom, építészet, autópálya: vázalkatrészek, akkumulátorok, korábban kopogásgátlók). A korrózióvédelem, a nyomdaipar, a kerámia-, üveg-, festék- és lőszergyártás nélkülözhetetlen alapanyaga és ezzel jelentősen gyarapítja a veszélyes munkakörök számát, valamint növeli a környezeti elemek kockázatát.

Az Pb az egyik legkevesbé mobilis elem, a motorikus közlekedés elterjedése miatt a levegőből történő kiülepedés hatására a legfelső talajszintben feldúsulhat (>100 mg/kg), de a természetes talajoldatokban alacsony koncentrációjú (Schnitzer és Kerndorff, 1981). A mátrai talajokban erősen változékonyságú elemnek számít (Nagy B., 1971). A növények talajból történő Pb-felvétele alacsony (Brewer, 1966), inkább a levegőből vagy a szennyezett vízből kiülepedő Pb rakódik rá a levelekre, amely magára a növényre kevésbé veszélyes. A nagy fajlagos felületű, idősebb vagy hosszabb ideig növekvő növények leveleinek fogyasztása az emberre és a legelő állatokra, ezek fogyasztásával pedig megint az emberi szervezetre jelent nagyobb kockázatot. A talaj Pb-tartalmának nagy része szorpciós komplexekben kötött, ill. oldhatatlan vegyületekben fordul elő, ez magyarázhatja a növények számára felvehető Pb-tartalom kis mennyiségét. A gabonafélék azonban érzékenyen reagálnak az Pb koncentráció változására.

Viszonylag alacsony dózisban is toxikus, küszöbérték nélküli elem. Az élőszervezetekben általában a nehézfémekre érzékeny molekuláriszöveteket blokkolja, de számos más káros hatása is ismert (endokrin és neurotoxicitás, daganatkeltő hatás, stb.). Ma már ismert, hogy hosszú ideig tartó – főleg munkahelyi vagy táplálkozási szokásokból eredő – kitettség esetén igen károsan hat az emberi szervezetre, főleg a vér Pbkoncentrációjának növekedése miatt (Allaway, 1968): gátolja a haemoglobin szintézist, magas vérnyomást és a gyermekekben komoly fejlődési, valamint idegrendszeri rendellenéseket okoz. Káros hatásainak felismerése után az Pb-tartalmú festékek beltéri és az Pb-arsenát növényvédőszerként való használatát betiltották, a katalizátor nélküli, ólmozott benzint fogyasztó autókat pedig fokozatosan visszaszorították. A hétköznapokban az Pbszenyezés ugyanis leggyakrabban a kipufogógázok üledékének szálló por révén történő belélegzésével vagy a növényekre rakódva az élelmiszerláncan keresztül juthat kisebb mennyiségben, de hosszú időn át az emberi és állati szervezetbe egyaránt, amely kitettséghez a régebben használt vízvezetékek Pbcsoveiei jelentősen hozzájárultak.

A melegvérű állatok és az ember szervezetébe jutva az Pb először a vérbe kerül és ott a vörös vérszövetek felépülését gátolja. Nem marad sokáig a keringésben, hanem főleg a kalcium helyére beépülve halmozódik fel és csökkenti a csontok szilárdságát. Idővel innen fokozatosan felszabadulva újra visszakerül a keringésbe, és állandóan magasan tartja a vér Pb koncentrációját. Eleinte alvászavart, majd émelygést és étvágytalanságot, ill. hányást, idővel szédülést és fejfájást vált ki. A hosszabb ideig fennálló kitettséget egyértelműen jelzi a sápadtsággal és szokatlan vérnyomás értékekkel, ill. testhőmérséklettel társuló izomgyengeség, remegés, valamint súlyvesztés. A neuronokban általában morfológiai változásokat okoz, a vérmérgezés azonban nem tipikus (Laczay P., 1995).

A tünetek kezdetben visszafordíthatók D-vitaminnal és magas kalcium-, ill. foszfortartalmú diétával (tej). Gyermekeknél két-három éves korban a legveszélyesebb, mivel a tápcsatornából történő felszívódás 50 %-os is lehet a felnőttek 5-10 %-os arányával szemben. Rontja a koncentráció képességüket, tanulási nehézségeket, esetleg gyógyíthatatlan idegrendszeri károsodást is okozhat és felelős az egyre gyakoribb hiperaktivitás kialakulásáért, valamint a hallásküszöb érték növekedéséért. A fogak és a fogíny állapotából lehet következtetni egy korábban elszenvedett Pbmérgezésre. Súlyos esetekben idült mérgezést eredményez: sérül a máj, a vese, a szem és az agy szürkeállománya, ami korai leépülést vagy Alzheimer-szerű megbetegedést okozhat. Csak legvégső esetben vezet halálhoz.

A fémorganikus vegyületek általában mérgezőbbek mint az azoknak megfelelő szerves vegyületek, mivel a szerves csoportok jelenléte miatt ezek a vegyületek zsírolékosak, és ezzel felszívódásukat megkönnyítik akár a központi idegrendszerben is, ahol a neuronokhoz jutnak és összekötik vagy kicsapják azokat. A mérgező hatás az egyszerűen dealkilizált részecskéknél éri el a maximumot. A toxicitás változik az alkilcsoportok minőségével, ill. függ a kiválasztott

kísérleti állatoktól is, ezért a tetraetil- és a tetrametil-Pb mérgező hatása jelentősen különbözik. A tetraetil-Pbmal történt mérgezés számos esetben halálos volt, viszont nem ismert olyan tetrametil-Pb mérgezés, amely halálos kimenetelű lett volna. Ha a tetraetil-Pb koncentrációja a környezetben eléri a 100 mg/m^3 koncentrációt, akkor egy órán belül mérgezési tünetek lépnek fel. A zsiroidékony tetraetil-Pb nagy koncentrációban, bőrön keresztül történő felszívódása már önmagában is halálos lehet. A mérgezést leggyakrabban az ólmozott üzemanyagot tároló tartályok tisztítása okozza. A tartályokban a tetraetil-Pb koncentrációja gyakran meghaladja a 60 mg/m^3 -t. Mivel a tetraetil-Pb sűrűsége nagyobb mint a gázolajé, gőze általában a tartály aljára ülepedik le. A tartályok falán képződő lerakódás nagy mennyiségben tartalmaz Pb^+ -iont. Éppen ezért a leülepedett csapadék, ill. a lerakódott réteg eltávolítása során nagy az Pbalkilvegyületeknek való kitétség kockázata.

Az egészségre ártalmatlan mennyiséget nagyon nehéz meghatározni, a grönlandi hórétegek Pb-tartalmának összehasonlításával azonban kimutatható az utóbbi évtizedek növekvő légköri szennyezettsége (Várkonyi, 1988) és ugyanakkor főleg a gyermekek vérében kimutatható növekvő Pb koncentráció. Gyöngyösoroszi és Kisnána lakosságának 1987-ben végzett felmérése egyértelműen igazolta a Gyöngyösorosziban élő iskolás korúak vérének magasabb Pb koncentrációját (HAF, 1988). Ezt az Egyesült Államokban élő gyermekeknél is gyakran tapasztalták, ahol a szervezetbe jutott Pb 50 %-áért az élelmiszerek megnövekedett Pb koncentrációja felelős.

4.3.1.5. Cu (Cu)

A Cu (Ciprus szigetéről cuprum) vörös (nedves levegőn zöldes) színű, viszonylag puha ($K=2,5-3$), jó áram- és hővezető fém. Az aranycsoport (I.B) első tagja, a periódusos rendszer 29. eleme, moláris atomtömege $63,546 \text{ g}$, oxidációs foka $+1$ vagy $+2$. létfontosságú nyomelem, de általában vízzeloldható vegyületei (a Cu^{2+} jó komplexképző) nagy koncentrációban mérgezőek. Csak tömény oxidáló savakban (pl. kénsav, salétromsav) oldódik. Szulfidértelepek felszínközeli oxidációs-cementációs folyamataiban és hidrotermásan természetesen Cu is képződik, amikor csak igen kevés vas szennyezheti (az arannyal ötvöződhet, de ezüstöt legfeljebb csak zárványként tartalmaz), de természetes előfordulásaiban leggyakrabban a kalkopiritbe (Cukovand: CuFeS_2) épül be. Nagyobb mennyiségben a kontakt pneumatolitos fázisban halmozódhat fel, de szinte minden hidrotermás telepen előfordul. Könnyen végbemenő oxidációja során előbb Cu-szulfát, malachit, ill. azurit és sok egyéb másodlagos Cuásvány (antlerit, brochantit, caledonit, mottramit, euchroit, kalkantit, kalkofillit, klinoklász, libetenit, linarit, olivenit, pszeudomalachit, tirolit, veszelyit) keletkezhet (Koch S. & Sztrókey K. I., 1967). A kalkopirit a Gyöngyösoroszi környéki

ércesedésben állandó, járulékos ásvány, így a Cu a mátrai talajokban is jelentős, de változékonnyal elem (Nagy B., 1971).

Agyagos és vályogos talajtípusokban egyáltalán nem mozgékony, homokos talajban is csak kis mobilitású (1–3 cm/év). Cuzel szennyezett talajban a felső néhány cm-en dúsul és onnan általában nem mozdul el (Kuo et al., 1983). Az agyagbemosódásos barna erdőtalaj B-szintjében az agyagásványok dúsulása miatt a Zn-hez hasonlóan csökken a felvehetősége (Sipos P., 2004). A növényekben aktiválja az enzimek működését, ezért a fotoszintézishez is nélkülözhetetlen.

Esszenciális nyomelem, amelyből egy átlagos súlyú embernek 2-3 mg mennyiségre van szüksége naponta, de táplálkozás, bőrkontaktus vagy belégzés útján történő túlzott bevitele (0,5 g/ttkg/nap fölötti) főleg Cu-szulfát formájában súlyos mérgezés vagy növeli a daganatkockázat esélyét. létfontosságát alátámasztja a központi idegrendszerben és az élőszervezet oxidációs, valamint anyagcsere folyamataiban (enzimek) betöltött szerepe, amely folyamatok során mennyiségéből mindig veszítve pótolni kell. E mellett sápadtságot, korai öszülést és gyenge csontozatot is eredményezhet a hiánya, az emberi szervezet számára szükséges mennyiséget (kb. 1 mg/ttkg) viszont nem képes maga előállítani. A májban, a hüvelyekben, a gabonafélékben, a mákban, a napraforgómagban, a dió- és mogyorófélékben magas koncentrációban fordul elő, valamint a csokoládéban is.

A szívbetegségek hátterében is gyakran Cuihiány áll, mivel így megnövekedhet a koleszterintartalom. A Cu elősegíti a vörösvértestek és a haemoglobin képződését, ill. az ehhez szükséges vas felszívódását, valamint a kötőszövetek rugalmasságát, feszességét és szilárdságát. Állatkísérletekkel sikerült bizonyítani az ókorban ismert és alkalmazott gyulladáscsökkentő hatását (az egyiptomiak az élet szimbólumával jelölték), amely mellett komplexeit ma már görcsök, daganatok és a cukorbetegség kezelésére is használják. Egyik szerves vegyülete védelmet nyújt sugárexpozíció esetén, jótékony hatású rosszindulatú daganatok gyógyításában, vízvezetékcsövekként való felhasználása pedig a baktériumok ellen. Az élőszervezetekre veszélyes vírusok, baktériumok és gombák szaporodását is gátolja (Cu⁺), mivel mérgező hatásai elsősorban az alacsonyrendű szervezetekkel szemben nyilvánulnak meg.

A feleslegben bevitt többlet Cu egy része képes az epében kiválasztódnál, de komolyabb mérgezés (Cu-szulfát vagy más Cutartalmú permetezőszerek) esetén olyan kelátképző anyagok bevitele szükséges, amelyek meg tudják kötni, és a szervezet így már kiürítheti. Főleg a májban és az agyban halmozódhat fel (Wilson-kór), amely pszichiátriai zavarokat okoz, ill. a máj teljes tönkremeneteléhez is vezethet és végül halált okoz. A vesében a Znhez hasonlóan a Cu is jellegzetes elváltozásokat okozhat, amelyet szintén a kalcium, Cd és foszfor befolyásol.

4.3.1.6. A vizsgált elemek egymáshoz viszonyított toxicitása

A 4.13. táblázatban foglaltam össze az általam vizsgált elemek emberi szervezetre káros napi beviteli értékeit az irodalmi adatbázisok alapján.

4.13. táblázat: A vizsgált elemek toxikológiai adatai egy napra vonatkoztatva testtömeg kilogrammonként (ttkg) (JECFA, 1993, US EPA, 2006)

Elem CAS bevitel	Ox. Ox. fok	Küszöbérték							A kockázat minősítése, ha	
		van			nincs				van	nincs
		RfD	NOAEL	LOAEL	UF	MF	SF	UR		
As As: 7440-38-2 orális bevitel ivóvízzel	0 +3 +5 +6	0,3 µg/kg	9 µg/l (4-9) átszámítva: 0,8 µg/kg	170 µg/l (140-220) átszámítva: 14 µg/kg	3	1	1	5·10 ⁻⁵ µg/l	alacsony: 0,3- 0,4 µg/kg	alacsony (10 ⁻⁶): 0,02 µg/l közepes (10 ⁻³): 0,2 µg/l magas (10 ⁻⁴): 1,0 µg/l
Cd Cd: 7440-43-9 belélegezve orálisan: -ivóvízzel -táplálékkal			ivóvízzel: 0,5 µg/kg táplálékkal: 1 µg/kg	ivóvízzel: 5 µg/kg táplálékkal: 10 µg/kg		10	1	1,8 µg/m ³	csak belégz. alacsony (10 ⁻⁶): 0,6 µg/m ³ közepes (10 ⁻³): 6 µg/m ³ magas (10 ⁻⁴): 60 µg/m ³	
Cu Cu: 7440-50-8			167 µg/kg	kívánatos bevitel: 50 µg/kg	PMADI: 500 µg/kg	3				
Pb Pb: 7439-92-1		átszámítva: 0,36 µg/kg		heti bevitelre (PTWI): 25 µg/kg	10					
Zn Zn: 7440-66-6 orálisan		300 µg/kg		910 (810-940) µg/kg	3					

Az Pb és a Cu esetében a JECFA (1993) adatbázisában megadott „ideiglenes összes heti bevitel” (PTWI = provisional tolerable weekly intake), ill. „ideiglenes legnagyobb átlagos napi bevitel” (PMADI = provisional maximum average daily intake) értékéből számítottam ki a kockázatbecslés viszonyítási alapját szolgáló dózis értékét. Ehhez a bizonytalansági tényezőt (UF) is becsülöm kellett, hogy a többi vizsgált elem referencia dózisának kiszámításához hasonlóan járjak el; ezek az értékek is szerepelnek a táblázatban. Az így kapott referencia dózis értékek közül az As és a Pb hasonlóan alacsony értékénél egy nagyságrenddel magasabb a szintén igen toxikus Cd táplálékkal bevitt értéke, míg három nagyságrenddel több a két esszenciális nyomelem, a Zn és a Cu referencia dózisa.

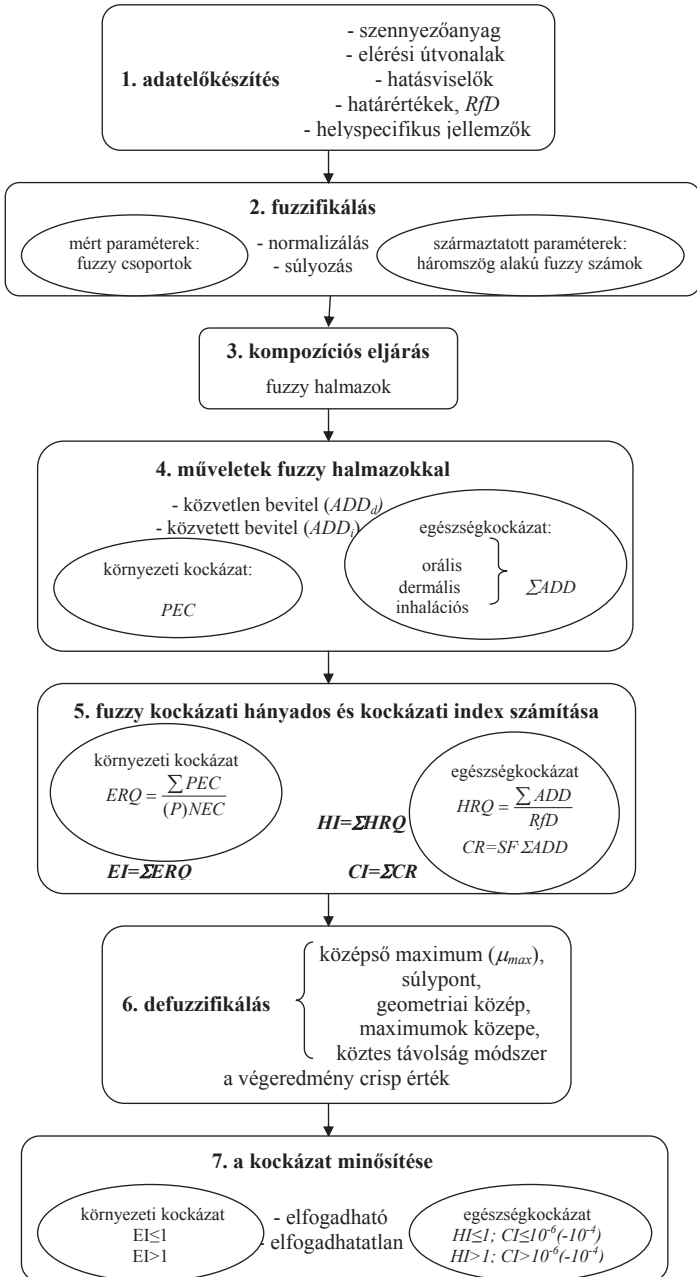
4.4. Fuzzy koncepción alapuló kockázatbecslés

4.4.1. A Gyöngyösorszi nehézfém szennyezés paramétereinek bizonytalansága

A Gyöngyösorszi környéki nehézfém szennyezés összetett folyamatait jellemző adatsorok jelentős heterogenitást mutatnak, amely az adatelemzést és -feldolgozást megnehezíti. Az ebből adódó bizonytalanság háttérben az alacsony mintaszám, az idősorok hiánya, valamint a mintavételezések, -előkészítések és analízisek hibái állnak, bár a természetes változékonyság is jelentős. Az adatok pótolhatatlansága vagy annak anyagi vonzata miatt azonban szükség van az ezek alapján levonható következtetésekre is, amely a „lágy számítások” irányát, azaz a fuzzy módszer alkalmazását igényli. Az 1996-ban bekövetkezett áradás óta végzett mintavételezések ICP analízissel kapott adataiból egy hét lépésből álló algoritmus alapján végeztem el a környezeti és egészségkockázat becslést a Gyöngyösorszi nehézfém szennyezés esetében (4.4. ábra).

A hosszú ideig fennálló környezetszennyezéseknél általában nem csak egyetlen szennyezőanyag hat károsan a környezeti elemekre és gyakran több szennyező szinergens vagy antagonist hatásával is számolnunk kell. A Gyöngyösorszi környékén vizsgált öt elem között e mellett esszenciális nyomelemek is szerepelnek, amelyek megfelelő súlyozással történő figyelembevételre szükséges a valós eredmény kiszámításához. Az összegzett kockázat becsléséhez az egyes elemek súlyozott koncentráció értékei együtt is figyelembe vehetők a fuzzy halmazokba történő besorolásnál, és olyan területsoportok is elkülöníthetők, amelyek hasonló típusú szennyezettsége hasonló kockázatot jelent a szűkebb környezetére. A szennyezőanyagok egymásra és a vizsgált célszervezetre gyakorolt hatásának, ill. a kiváltott káros hatások egymáshoz viszonyított súlyosságának ismerete esetében csoportonként tovább pontosítható a végeredmény.

A talajmintákban mért koncentráció értékek mellett az egyes mintavételi helyeken gyűjtött növényi részek elemtartalmát és biokoncentrációs faktorát is bevontam a számításokba, amelyeket a környezeti és egészségkockázat becslésnél is figyelembe tudtam venni. A talajminták adatait az (A_b) bizonyított háttérkoncentrációhoz, ill a (D) kármentesítési határértékekhez, a növényminták adatait pedig a nedves növényi tömegre megállapított határértékekhez viszonyítottam.



4.4. ábra: A fuzzy koncepción alapuló kockázatbecslés lépései

A növénymintákból kapott és a helybeliek táplálkozási szokásainak, ill. életmódjának kérdőíves felmérése alapján becsült helyspecifikus adatokkal pontosíthatóvá vált a hagyományos kockázatbecslés eredménye. A fuzzy szemléletű megközelítés a választott elemek különböző referencia dóziséhez történő viszonyítás során lehetőséget ad az eltérő adottságú részterületek és társadalmi csoportok megkülönböztetésére, továbbá azokon belül a mért vagy származtatott legkisebb, legnagyobb és medián értékek eltérő bizonytalanságának figyelembevételére a számításokban. A részeredményekből kapott kockázati hányadosok, ill. indexek defuzzifikálásával egyetlen valós szám formájában is megadható a végeredmény, amelyben benne rejlik a becslés során halmozódó bizonytalanság mértéke. Végül az eredmények értékelésekor ez a bizonytalanság vizuálisan is megjeleníthető és könnyebben bevonható a ma már egyre gyakrabban szintén fuzzy módszereket alkalmazó döntéshozási eljárásba.

4.4.2. A fuzzy koncepción alapuló kockázatbecslés lépései

4.4.2.1. Adatelőkészítés

A pontos helyleírással és EOv-koordinátákkal megadott mintavételi helyek mért paramétereit (koncentráció értékek, pH, pataktól mért távolság, növényfajta) és a kérdőíves felmérés eredményeit excel táblázatba rendeztem (II-V. melléklet). Az azonos mintavételi mélységű (0-20 cm) és analízisű (ICP), 1996 óta gyűjtött minták adatait vontam be a számításokba: a 2001-2002-ben végzett mintavételezésem mellett a BME 2002-2003-as és a MECSEK-ÖKO Rt. 2003-as, ill. 2007-2008-as adatait. A szennyeződés szempontjából egymástól lényegesen eltérő területrészek (lakott előntött és nem előntött terület, ill. bányaterület: északi rész és a flotációs meddőhányó környéke) adatait külön kezelve elvégeztem az alapvető statisztikai vizsgálatokat (mintaszám, szélsőértékek, medián, szórás, korreláció, klaszter analízis) és feltüntettem a viszonyítási értékeket (4.14-24. táblázat):

- talaj adatok (c_{soil} , PEC): a lakott területre a helyspecifikus (A_b) háttér- (Fügedi U., 2006), a bányaterületre (D) a kármentesítési célértékeket (Environinvest Kft., 2006a,b, 2007) (PNEC);
- növény adatok (c_{veg}): a nedves tömegre megadott határértékeket és a referencia dóziszokat (RfD), valamint a daganatkeltő potenciál értékét (SF) (JECFA, 1993; US EPA, 1997).

4.14. táblázat: A koncentráció adatok szórása a vizsgált területrészekben (mintavétel: B = BME 2002-2003; M = MECSEK-ÖKO Rt. 2003-2008; S = Sipter-Rózsa, 2001-2002)

Mintatípus	Területrész	Mintaszám	As	Cd	Cu	Pb	Zn
lakott ter. talaj	áradástól mentes kertek	17(S)+2(M)	4,62	0,75	42,83	52,9	198,6
	általában előntött kertek	37(S)+11(M)	151,2	3,97	55,63	427,7	586,8
	északi terület	15(B)+31(M)	728,4	5,68	73,65	2268	7463
bányater.	flot. meddőhányó	15(B)+2(M)	48,73	14,8	1746	6861	26 331
	áradástól mentes kertek	17(S)	ø	0,07	3,81	0,77	20,3
lakott ter. növény	általában előntött kertek	32(S)	0,63	0,08	2,74	0,62	24,8
	bányaterület	9(B)	17,04	2,08	9,51	12,30	225,2

A kimutatási határ alatti értékeknél a pesszimista becslés elve alapján az adott elem kimutatási határával számoltam. A talaj-növény mintapárookra kiszámítottam a helyspecifikus BCF értékeket (4.9. táblázat). A társadalmi csoportoknál a megkérdezettek kora, testsúlya, otthon tartózkodása és családtagjainak száma mellett a természetett növényfajták adatait is összegyűjtöttem, és ezekre is meghatároztam az alapvető statisztikai paramétereiket (4.7. táblázat).

4.15. táblázat: A vizsgált elemek korrelációs kapcsolatai a nem előntött kiskertek talajában

Nem előntött kertek	As	Cd	Cu	Pb	Zn
Cd	0,5460				
Cu	0,5568	0,9825			
Pb	0,5480	0,9840	0,9775		
Zn	0,5562	0,9896	0,9873	0,9673	
távolság a pataktól	0,3787	0,2637	0,3207	0,1799	0,3545

4.17. táblázat: A vizsgált elemek korrelációs kapcsolatai a flotációs meddőhányó felszínén

Flotációs meddőhányó	As	Cd	Cu	Pb
Cd	0,6253			
Cu	0,3625	0,8106		
Pb	0,4054	0,8648	0,9927	
Zn	0,2712	0,7597	0,9767	0,9683

4.19. táblázat: A vizsgált elemek korrelációs kapcsolatai a lakott terület talajában

Lakott terület talaja (N=65)	As	Cd	Cu	Pb
Cd	0,2767			
Cu	0,3023	0,6956		
Pb	0,8762	0,5416	0,4071	
Zn	0,3290	0,9770	0,7548	0,5827

4.21. táblázat: A vizsgált elemek korrelációs kapcsolatai a nem előntött kertek növényeiben

Nem előntött kertek	As	Cd	Cu	Pb	Zn
Cd					
Cu		0,7135			
Pb	-0,0189	0,4812			
Zn	0,1707	0,6544	0,7067		
távolság a pataktól		0,0510	0,0080	0,2729	0,1690

4.23. táblázat: A vizsgált elemek korrelációs kapcsolatai a lakott terület növényeiben

Lakott terület növényei (N=48)	As	Cd	Cu	Pb
Cd	0,0948			
Cu	-0,2671	0,4171		
Pb	0,0634	0,5213	0,4589	
Zn	0,0094	0,6901	0,6155	0,6789

4.16. táblázat: A vizsgált elemek korrelációs kapcsolatai az előntött kertek talajában

előntött kertek	As	Cd	Cu	Pb	Zn
Cd	0,2115				
Cu	0,2592	0,6680			
Pb	0,8703	0,4856	0,3411		
Zn	0,2712	0,9768	0,7148	0,5323	
távolság a pataktól	-0,3277	-0,1472	-0,1189	-0,3651	-0,1755

4.18. táblázat: A vizsgált elemek korrelációs kapcsolatai az északi terület talajában

Északi terület	As	Cd	Cu	Pb
Cd	-0,0019			
Cu	0,0747	0,9220		
Pb	0,0624	0,3818	0,9221	
Zn	0,0146	0,9174	0,9412	0,2895

4.20. táblázat: A vizsgált elemek korrelációs kapcsolatai a bányaterület talajában

Bányaterület talaja (N=48)	As	Cd	Cu	Pb
Cd	-0,0745			
Cu	-0,0252	0,7580		
Pb	-0,0090	0,7529	0,9863	
Zn	-0,0412	0,8150	0,9044	0,8181

4.22. táblázat: A vizsgált elemek korrelációs kapcsolatai az előntött kertek növényeiben

Előntött kertek	As	Cd	Cu	Pb	Zn
Cd	0,2177				
Cu	-0,0100	0,2111			
Pb	0,1633	0,7992	0,5339		
Zn	0,1975	0,8437	0,4880	0,6900	
távolság a pataktól	0,3005	-0,1940	0,1992	0,2189	-0,2427

4.24. táblázat: A vizsgált elemek korrelációs kapcsolatai a bányaterület növényeiben

Bányaterület növényei (N=9)	As	Cd	Cu	Pb
Cd	-0,0213			
Cu	0,0787	0,7697		
Pb	0,4519	0,0381	0,4677	
Zn	0,0192	0,2413	0,5939	0,5984

A talajminták adatai általában jelentős heterogenitást mutatnak a lakott terület gyakran elöntött és áradásoktól mentes részét összehasonlítva, de különösen a flotációs meddőhányó környékén. Ezért ezen területrészek adatait csoportosítani kell a kockázatbecslés számításaiba történő bevonásnál. A növényminták adatainál nem tapasztalhatók ekkora különbségek, ezt azonban több növényminta fajspecifikus vizsgálatával érdemes lenne tovább tanulmányozni.

A csoportosításhoz először hagyományos statisztikai vizsgálatokat alkalmaztam. A lakott területeken gyűjtött talajminták mintavételi helyeire négyzetes euklideszi távolságokkal klaszteranalízist végeztem a Statistica 8.0 programmal (4.5. ábra). Négy fő csoportot különítettem el, amelyek tagjait koordinátaik alapján térképen ábrázolva megállapítható, hogy csoportonkénti hasonlóságukat elsősorban az áradások kiterjedése szabta meg:

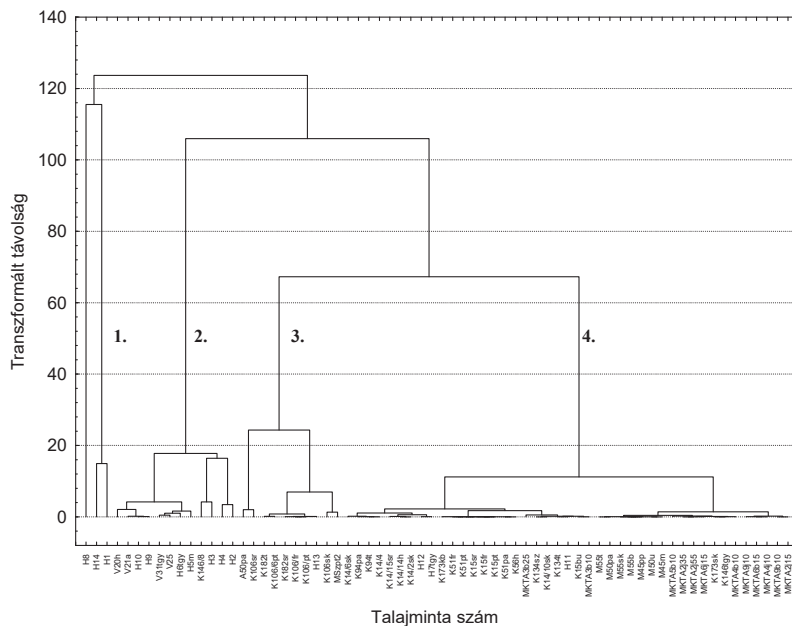
1. csoport: minden áradás során elöntött,
2. csoport: gyakran elárasztott,
3. csoport: a nagyobb áradások során elöntött,
4. csoport: ritkán elárasztott vagy általában áradásoktól mentes kertek talajmintája.

Az Oroszi-tó északi előterében, a mindkét patak által elöntött területen gyűjtött talajminták és a Gyöngyösoroszin átvezető főútnál mélyebben (nyugati oldal) fekvő kertek általában az 1. vagy 2. csoportba, a főút mentén és a magasabban fekvő kertek pedig a 3. és 4. csoportba tartoznak. Ez utóbbinál kivételt képez az A50pa talajminta, amely annak ellenére, hogy a főúttól távolabbi domboldalból származik – valószínűleg a beépített meddő nagyobb nehézfémtartalma miatt – a 3. csoportba került.

A klaszteranalízis „jóságát” diszkriminancia analízissel ellenőriztem, amelynek eredménye igazolta, hogy a minták 98,5 %-át megfelelő besorolást kapott (4.25. táblázat). Csak egyetlen minta nem került jó csoportba, a Mecsek-Öko Rt. Száraz-patak közelében gyűjtött és itt a 3. csoportba sorolt mintája (MSzpt2). A diszkriminancia analízis „javaslata” alapján ezt a 4. csoportba kellett volna tenni, de átsorolása nem indokolt, mivel mintavételi helye szerint az áradások során általában elöntött területről származik. A csoportok meghatározásában a statisztikai vizsgálat szerint a réz vesz részt a legnagyobb súllyal (4.26. táblázat). Ennek talajban mért, helyenként magasabb koncentrációja a többi elemétől eltérően elsősorban a szőlők permetezésének köszönhető (Bekő J. et al., 1992).

A diszkriminancia függvények alapján a 3. és 4. csoportba tartozó minták csoport centrumai igen közel vannak egymáshoz, míg az 1. és 2. csoport mintái egymástól és ez előbbiektől is jól elkülönülnek (4.6. ábra).

A négy csoport statisztikai adatait a 4.29. táblázat mutatja. A vizsgált elemek mért értékeinek „box plot” diagramján megjelennek a kiugró értékek, az alsó, ill. felső kvartilisek és a medián (4.7. ábra).



4.5. ábra: A lakott területek talajmintáinak klaszteranalízisével kapott négy csoport a négyzetes euklideszi távolságok alapján

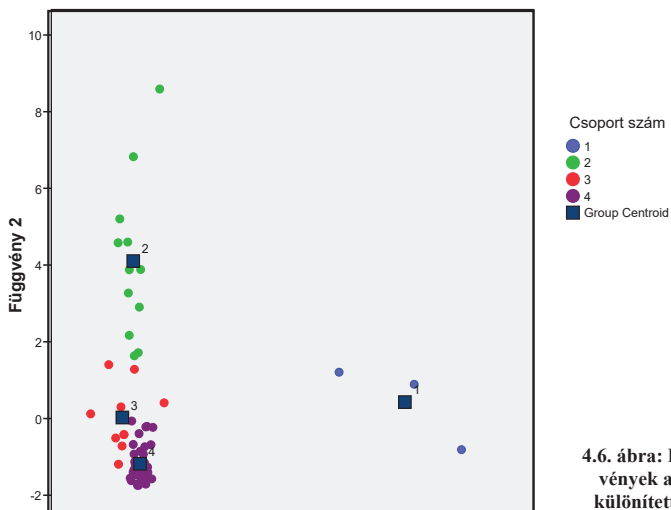
4.25. táblázat: A klaszteranalízis eredménye

csoport		Predicted Group Membership				Total
		1	2	3	4	
Original	Count	1	3	0	0	3
		2	0	12	0	12
		3	0	0	9	10
		4	0	0	0	43
%		1	100.0	.0	.0	100.0
		2	.0	100.0	.0	100.0
		3	.0	.0	90.0	100.0
		4	.0	.0	.0	100.0

98.5% of original grouped cases correctly classified.

4.26. táblázat: A csoportok kialakítását meghatározó paraméterek súlytényezői

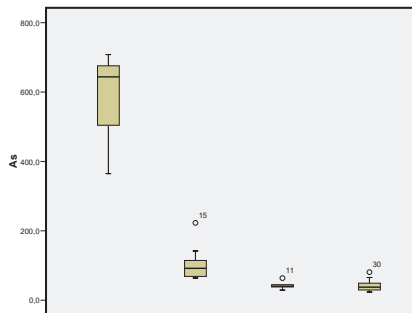
Elem	Wilks' Lambda
As	0.107
Pb	0.182
Zn	0.198
Cd	0.21
Cu	0.406



4.6. ábra: Diszkriminancia függvények a klaszteranalízissel elkülönített négy mintacsoportra

4.27. táblázat: A klaszteranalízissel kapott csoportok statisztikai adatai

Csoport	Elem	Mean	Std. deviation	Valid N (listwise)	
		Unweighted	Weighted	Unweighted	Weighted
1	As	572.333	182.3851	3	3.000
	Cd	3.253	.8401	3	3.000
	Cu	91.100	97.4091	3	3.000
	Pb	1460.000	524.2137	3	3.000
	Zn	786.000	196.3746	3	3.000
2	As	101.675	45.6201	12	12.000
	Cd	8.698	3.5777	12	12.000
	Cu	140.167	46.4535	12	12.000
	Pb	439.500	261.2966	12	12.000
	Zn	1459.167	482.0120	12	12.000
3	As	41.501	9.4825	10	10.000
	Cd	2.139	.9028	10	10.000
	Cu	130.306	54.7127	10	10.000
	Pb	167.930	99.3609	10	10.000
	Zn	555.831	245.0502	10	10.000
4	As	41.065	13.3236	43	43.000
	Cd	.735	.4824	43	43.000
	Cu	42.028	21.0566	43	43.000
	Pb	52.286	28.5233	43	43.000
	Zn	190.351	124.2934	43	43.000
Total	As	75.263	116.4770	68	68.000
	Cd	2.458	3.3619	68	68.000
	Cu	74.494	56.9542	68	68.000
	Pb	199.729	341.7098	68	68.000
	Zn	494.285	536.1472	68	68.000



4.7. ábra: Az arzén „box plot” diagramja

Faktor analízissel két, egymástól jól elkülöníthető háttértényező mutatható ki a lakott területről származó talajadatokra. Ebből az első faktor az adatok varianciájának 66 %, míg a második 24 %-át magyarázza meg. A faktorokat alkotó kémiai elemek azt sugallják, hogy a két háttértényező az ércesedés két eltérő geokémiai fázisára, a közepes hőmérsékletű Pb-Zn(-Cd)-Cu és az alacsony hőmérsékletű, későbbi As(-Cu)-Hg ércesedésre vezethető vissza (4.28. táblázat).

4.28. táblázat: A lakott területeken gyűjtött talajminták faktoranalízisével kapott eredmények

Faktoranalízis	1. faktor	2. faktor	3. faktor	4. faktor
As	-0.64	0.73	0.11	0.16
Cd	-0.88	-0.36	-0.25	0.061
Cu	-0.78	-0.35	0.51	-0.03
Pb	-0.81	0.53	-0.10	-0.19
Zn	-0.92	-0.33	-0.16	0.02
Expl.Var	3.32	1.20	0.38	0.07
Prp.Totl	0.665	0.240	0.076	0.013
			Összesen	0.996

4.4.2.2. Fuzzifikálás

Normalizálás

A hagyományos statisztikai vizsgálatok elvégzése után az adatok heterogenitása és a mintavételezések eltérő körülményei miatt fuzzy koncepciót alkalmaztam.

A természetes rendszereknél az empirikus eloszlásfüggvény általában szigmoid alakú, amely exponenciális függvénnyel közelíthető a legjobban. A csődeljárásoknál alkalmazott logisztikus regresszió a kockázatbecslésre is átültethető, ha a mintaszám a vizsgált paraméterek számának legalább 5-10-szerese. Minél több minta vonható be, annál kisebb a becslés bizonytalansága, és ennek megfelelően annál kevésbé szélesedik lefelé a fuzzy szám alakja.

A gyakran előtört (N=48) területek esetében megfelelő a mintaszám, de az áradásoktól mentes kertekben (N=19), valamint a flotációs meddőhányón (N=17) és az északi területen (N=46) gyűjtött talajminták száma csak a BME (2007) és a MECSEK-ÖKO (2007, 2008) talajmintáival együtt és részenként összecsoportosítva éri el az öt vizsgált elemnek megfelelő mintaszámot. Így a környezeti kockázatbecsléshez az előbbieket együtt a lakott területeket (N=67), az utóbbiak pedig a bányaterületeket (N=63) reprezentálják (II-III. melléklet). A bányaterületeken gyűjtött kevés (N=9) és többségében ismeretlen növény minta azonban nem elegendő a fuzzifikáláshoz, és mivel ezek fogyasztása elhanyagolható a háznál termesztett növényfajtákéhoz képest, az egészségkockázat becslésben a nehézfémek növényekkel történő közvetett bevitelének számításához csak a lakott területeken gyűjtött minták (N=49) adatait vontam be. GyöngyöSOROSZIBAN ráadásul a gombatermesztésnek és -szedésnek nincs

hagyománya (kérdőíves felmérés), ezért az északi területen növekedő erdei gombák fogyasztása is elhanyagolható.

A társadalmi csoportok egészségkockázat becsléshez szükséges paramétereinek minimuma, mediánja és maximuma alapján háromszög alakú fuzzy számokat határoztam meg. A környezeti kockázatbecsléshez a muflonok növény beviteli értékeit az északi területen és a flotációs meddőhányón gyűjtött növények adatai alapján mintavételi helyenként számítottam, fuzziifikálás nélkül a kis mintaszám miatt.

Súlyozás

Növények vagy más élőszervezetek helyspecifikus adatainak hiányában az irodalmi BCF is fontos súlyozó tényező lehet az egészségkockázatban a közvetett bevitel kiszámításához. A környezeti kockázatbecsléshez a talajmintákban mért koncentráció mellett az ökoszisztéma reprezentatív és helyspecifikus adatai jellemzik csak megfelelően a vizsgált területet, amelyek csak komplex ökológiai mintavételezéssel és toxikológiai vizsgálatokkal biztosíthatók. A környezeti kockázatbecslés ezek hiányában általában csak a talajban mért koncentráció és az irodalmi (B) szennyezettségi határérték arányán alapul (VI-IX. melléklet).

A vizsgált területen elsősorban a háznál természetett növényfajokról és csak néhány, a bányaterületen vadon élő – általában pionír – növényfajról állnak rendelkezésre koncentráció adatok. A vizsgált elemek a mintázott növényfajokra és azokon keresztül az egész ökoszisztémára gyakorolt káros hatásai azonban nem ismertek pontosan, BCF értékeik bevonása mégis információt jelent a talajban mért magas nehézfém-tartalom helyspecifikus hozzáférhetőségéről.

Az öt elem együttes hatását vizsgálva a fuzzy csoportok megállapításánál a talajminták esetében először a háttérértékek, a növénymintáknál pedig a referencia dózis alapján súlyoztam: a talajmintáknál a koncentráció adatok medián értékéből és lakott területeken az (A_b) bizonyított háttérkoncentráció értékéből (Fügedi U., 2006), bányaterületeken pedig a (D) kármentesítési célértékből (Enviroinvest, 2006a,b, 2007) számítottam a súlytényezőket (4.29. táblázat). A környezeti kockázatbecsléshez a növények helyspecifikus és a földigiliszta irodalmi BCF értékei alapján is meghatároztam a lakott és a bányaterület talajának súlytényezőit, valamint a növény minták esetében a földigiliszta és a háziállatok irodalmi értékei alapján (VIII-IX. melléklet):

$$s_{Ab} = \frac{\frac{\text{MEDIÁN}(c_{soil})_i}{(c_{Ab})_i}}{\sum_{i=1}^n \frac{\text{MEDIÁN}(c_{soil})_i}{(c_{Ab})_i}} \quad i = 1, 2, \dots, n \quad (26)$$

ahol s_{Ab} a talajra meghatározott helyspecifikus háttérkoncentrációhoz viszonyítva kapott súlyérték [-], c_{Ab} az adott szennyezőanyag talajra meghatározott helyspecifikus háttérkoncentrációja [mg/kg] és i a vizsgált szennyezőanyagok száma, itt 5 [db];

$$s_D = \frac{\frac{\text{MEDIÁN}(c_{\text{soil}})_i}{(c_D)_i}}{\sum_{i=1}^n \frac{\text{MEDIÁN}(c_{\text{soil}})_i}{(c_D)_i}} \quad i = 1, 2, \dots, n \quad (27)$$

ahol s_D a bányaterületek talajára meghatározott (D) kármentesítési célértékhez viszonyítva kapott súlyérték [-], c_D az adott szennyezőanyag talajra meghatározott (D) kármentesítési célértéke az északi területek esetében [mg/kg];

$$s_{BCF} = \frac{\frac{\text{MEDIÁN}(BCF)_i}{(BCF_d)_i}}{\sum_{i=1}^n \frac{\text{MEDIÁN}(BCF)_i}{(BCF_d)_i}} \quad i = 1, 2, \dots, n \quad (13)$$

ahol s_{BCF} a valamely élőszervezet biokoncentrációs faktora alapján számított súlyérték [-], BCF az adott szennyezőanyag helyspecifikus biokoncentrációs faktora [-], BCF_d a vizsgált élőszervezet biokoncentrációs faktorának irodalmi értéke [-]. A földigiliszta helyspecifikus és a vizsgált növények fajspecifikus irodalmi BCF értékeinek hiányában a medián értékeket az öt elem között súlyoztam.

Az egészségkockázat becsléshez a növények adatait az emberi szervezetre meghatározott referencia dózis (RfD) értékek alapján súlyoztam. Mivel az RfD értéke mind az öt elem esetében egyenlő kisebb és a kockázat mértékével fordítottan arányos (minél kisebb, annál toxikusabb az adott vegyi anyag), a növényadatok súlytényezőjét a referencia dózis értékének negatív logaritmusából számítottam ki.

$$s_{RfD} = \frac{-\lg RfD_i}{\sum_{i=1}^n -\lg RfD} \quad i = 1, 2, \dots, n \quad (28)$$

ahol s_{RfD} a referencia dózis alapján számított súlyérték [-], RfD_i az i-edik szennyezőanyag referencia dózisa [mg/ttkg].

4.29. táblázat: Helyspecifikus súlytényezők (L=lakott terület és B=bányaterület: (A_b) háttér és (D) kármentesítési határérték, N=növényi és G=földigiliszta BCF, T=toxicitás az RfD alapján)

Súlytényező		As	Cd	Cu	Pb	Zn
lakott terület talaja	S _L	0,1133	0,2285	0,1291	0,2140	0,3150
	S _{LN}	0,0020	0,3258	0,2955	0,0349	0,3418
	S _{LG}	0,0071	0,6435	0,0212	0,0423	0,2860
bányaterület talaja	S _B	0,5584	0,1496	0,0731	0,1045	0,1144
	S _{BN}	0,0054	0,6906	0,1158	0,0296	0,1585
	S _{BG}	0,0285	0,6903	0,0292	0,0453	0,2066
lakott terület növényei	S _N	0,3598	0,3064	0,0307	0,2496	0,0534
	S _{NG}	0,0071	0,6435	0,0212	0,0423	0,2860
	S _{NT}	0,0018	0,3696	0,4048	0,0293	0,1945

A helyspecifikus BCF értékek figyelembevételével egészen más súlyértékeket kaptam a lakott és a bányaterületre egyaránt (5.29. táblázat). Az előbbieknél az As még inkább háttérbe szorult, az utóbbiaknál viszont a (D) kármentesítési határérték alapján kapott súlyérték éppen az

As, a BCF-ek alapján kapott pedig a Cd esetében lett túl magas, és így szinte csak ez határozta meg a szerkesztett fuzzy számokat. A Cd szinte minden súlyozásban magas értékkel szerepel.

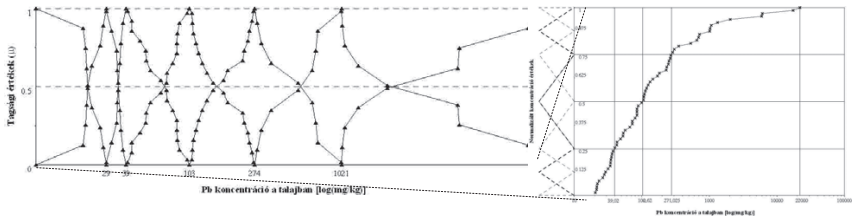
A vizsgált területen az As általában kis mennyiségben épül be a növényekbe (kivéve a tormába és a paradicsomba), a Zn azonban könnyen felvehető, de esszenciális nyomelem, és csak igen nagy koncentrációban toxikus. A Cu szintén esszenciális, és csak réztartalmú permetezőszerek használatával jelentős a növényekben. A Cd és az Pb lehet elsősorban veszélyes a növényekre és rajtuk keresztül az egész ökoszisztémára. Az előbbi a cinkkel antagonista, és annak helyére beépülve gátolja az alapvető életfolyamatokat (pl. fotoszintézis). Mindkettő vegyületei toxikusak főleg a magasabbrendű állati szervezetekre. A környezeti kockázatbecsléshez alkalmazott súlytényező értékei között ezen két elemnek kellene tehát a legnagyobb aránnyal szerepelnie, a cinknek és a réznek pedig a legkisebbel. A talaj- és a növénymintákban mért elemek eltérő aránya miatt egészen más csoportosítás adódott ugyanazon mintavételi helyekre (4.8.a,b,c ábra) (VIII-IX. melléklet).

A súlytényező lényegesen befolyásolja az egyes minták szennyezettségi csoportokba sorolását, ezért nagyon fontos annak körültekintő kiválasztása. A flotációs meddőhányón gyűjtött minták koncentráció értékei teljesen eltérnek az északi terület természetesen magas háttérértékeitől, az északi terület mintáinál pedig hat As, ill. 3 Cu adat hiányzik. Ezeket az eggyel kisebb és eggyel nagyobb fuzzy számhoz tartozó azonos szélsőértékekkel becsültem.

Első lépésben az (A_b), ill. a (D) értékekhez (PNEC) viszonyítottam a talajban mért koncentráció értékeket, majd a növények és a földgiliszták BCF súlyértékeit átlagoltam (VI-VI. melléklet). A talaj- és növényminták normált és súlyozott értékei segítségével hét fuzzy csoportot (F1-7) különítettem el az öt elem együttes előfordulása szerint. A lakott területekre kapott hét és a geostatistikai módszerekkel meghatározott négy csoport egymással összhangban a gyakran elárasztott és az általában áradásóktól mentes területek között jelentős különbséget mutat.

4.4.2.3. Kompozíciós eljárás

Minden csoport minden adatához hozzárendeltem normált és súlyozott tagsági értékpárját ($\mu_1 + \mu_2 = 1$) az empirikus eloszlásfüggvények alapján, amelyek a mért természetes paraméterek esetében egymástól eltérő alakú, a $\mu = 0,5$ tagsági értékű α -vágatra tengelyesen szimmetrikus fuzzy számokat eredményeznek (4.8. ábra). Minden egyes fuzzy számra meghatároztam a mag (maximum) és a tartó (minimum) értékeit. Az ezek közé eső értékpárok (különböző vágatok) számításba történő bevonásával pontosítható a becslés. A származtatott paraméterek (a társadalmi csoportok irodalmi értékei) esetében a kevés adat miatt csak háromszög alakú fuzzy számokat tudtam felrajzolni.



4.8. ábra: Hét csoport elkülönítésére végzett kompozíciós eljárás

Az öt vizsgált elem együttes kockázatának becsléséhez a közös csoportosítás szerinti fuzzy számokat vettem figyelembe: az egyes csoportok magjához és tartóíhoz tartozó koncentrációk adják a számításba bevonandó paraméterek koncentráció értékeit. Az öt választott elem normalizált és súlyozott szennyezettségi értékeit rendezve meghatároztam az egyes csoportok szélsőértékeit, vagyis a fuzzy számok magját és tartóját.

A legkevésbé szennyezett minták csoportjába általában az F1 és F2 csoport határának mintái kerültek, az eredeti F1 csoport minden esetben üres halmaz volt. A közepesen szennyezett mintákat tartalmazó csoportok (F3, F4) esetében is az eggyel kisebb, a legszennyezettebbek (F5, F6) határán levőket pedig az eggyel nagyobb csoportba soroltam. Az öt elem együttes figyelembevételével megállapított csoportok magja az a minta lett, amelynek a legkevésbé (F1) és leginkább szennyezett (F7) csoport felé eső, összegzett szennyezettségi értékeinek különbsége a legkisebbnek adódott úgy, hogy közben a saját szennyezettségi csoportjában a legmagasabb súlyozott értékű volt. A fuzzy számok magjainak, valamint tartóinak minimum és maximum értékei az öt elem koncentrációjának együttes figyelembevétel és a súlyozás miatt nem emelkednek folytonosan a legkevésbé szennyezett közös csoporttól a legszennyezettebb csoportig. Ritkán csoporton belül is előfordult, hogy például a mag értéke kisebb a minimumnál egy elem esetében. Ezt azonban a többi elem eltérően változó koncentráció értékei általában ellensúlyozzák a kockázati index számításakor.

4.4.2.4. Műveletek fuzzy halmazokkal

Helyspecifikus környezeti kockázatbecslés

Az ökológiai kockázatot a növényminták, az egészségkockázatot pedig ezek és a kérdőíves felmérés helyspecifikus adata, valamint az irodalmi kitétségi paraméterek figyelembevételével és a referencia értékek felhasználásával becsültem.

A talaj- és növénymintákban mért elemek koncentráció értékeire felállított fuzzy számok hét, egyre növekvő szennyezettségi csoportot képviselnek. Ezekre a csoportokra külön-külön kiszámítottam a helyspecifikus kockázati hányadosokat a növények esetében a lakott és a bányaterületen egyaránt (X. melléklet). A kockázati hányados (ERQ) becsléséhez a növényekre általánosan megállapított, irodalmi toxicitási értékekhez (Kabata-Pendias, A. & Pendias, H.,

1984) viszonyítottam a csoportonként kapott fuzzy számokat. A mintavételei helyenként számított kockázati hányadosok, valamint a talaj referencia értékhez viszonyított arányát térképen ábrázoltam (4.9.a,b,c ábra).

A talajminták esetében a BCF lakott, ill. bányaterületet jellemző medián értékei alapján súlyozva is meghatároztam a fuzzy csoportokat mindkét területrésze (VIII. melléklet). Mind a négy esetben (a lakott és bányaterületen a határértékre, ill. a BCF-re súlyozva) exponenciális emelkedést mutatnak a szélsőértékekhez tartozó kockázati index értékei: a legkevésbé szennyezett minták csoportjánál kisebb, a legszennyezettebbekénél pedig a legnagyobb meredekséggel. A lakott terület adatainak az (A_b) háttérkoncentráció alapján történő súlyozásával kapott arányokhoz viszonyítva a növényi BCF alapján történő súlyozásával csak a két legalacsonyabb szennyezettségi csoportnál (L1 és L2 max) kaptam nagyobb kockázati indexet, a többi fuzzy szám értékét az eltérő súlyozás nem befolyásolta lényegesen. A bányaterületre egészen más csoportok alakultak ki a helyspecifikus BCF értékek bevonásával és a B3, valamint a B6 fuzzy szám kiugró értékei is elismultak (IX. melléklet). A legjobb csoportosítást a növények és a földgiliszták BCF-ának átlagolásával súlyozott értékekre kaptam mind a lakott mind a bányaterületen.

A növényeknél az egészségkockázat becslés alapját jelentő referencia dóziszból számítottam súlytényezőt, ez azonban a növényi szervezetek szempontjából nem a legmegfelelőbb. Ökológiai kockázatbecsléshez a gombákat, a növényi és az állati szervezeteket egyaránt jellemző súlytényező lenne a legalkalmasabb. Mivel a gombák nehézfémfelvétele az adott fajtól függően igen változó (Vetter J., 2003) és a természetes ökoszisztémákban a növényeket a kérődzők (szarvas, őz, muflon) és mindenevők (vaddisznó) fogyasztják a legnagyobb arányban, a zöldszakarmányokra megadott határértékek alapján is kiszámoltam a súlytényező értékeit (4NT munkalap). A nehézfémek a földgiliszták tevékenységével könnyebben hozzáférhetővé válnak a növények számára, ezért a giliszták BCF értékeivel történő súlyozással kapott fuzzy csoportosítást vettem figyelembe a növények kockázatbecslésében (4.8. ábra). A háziállatok toxikológiai adatai alapján legérzékenyebb nagyvadra, a muflonra nem álltak rendelkezésre megfelelő adatok a fuzzy számításokhoz, ezért itt irodalmi adatokkal becsültem egészségkockázatot (XIII. melléklet).

A talajminták esetében a helyspecifikus növényi BCF, ill. irodalmi földgilisztá BCF alapján történő súlyozás és a lakott területre az (A_b) háttérkoncentrációhoz, a bányaterületre pedig a (D) kármentesítési határértékhez való viszonyítás bizonyult a legmegfelelőbbnek a helyspecifikus környezeti kockázati index számításához. Amennyiben az ökoszisztémáról is elegendő információ, valamint megfelelő referencia értékek állnak rendelkezésre, további helyspecifikus adatokkal (földgilisztá, gombák, nagyvadak) pontosítható a becslés.

Egészségkockázat becslés

Az emberi szervezetre vonatkozó napi átlagos bevitelt a Gyöngyösoroszi belterületén végzett 2001-2002-es mintavétel és kérdőíves felmérés alapján becsültem. A háznál termesztett növények adatait a BFNTÁ 1994-ben és a Borsodvíz Rt. 1996-ban, szintén a vizsgált terület kertjeiben gyűjtött adataival egészítettem ki. Növényfajtánként meghatároztam mind az öt vizsgált elemre a fuzzy számok magját és tartóinak minimumát, ill. maximumát. Csak azon növényfajtákat (14) vontam be a becslésbe, amelyekről legalább egy helyspecifikus termesztési adattal rendelkezem. Ezekre fajtánként és kertenként kiszámítottam az egy főre eső éves fogyasztást a kérdőíves felmérés alapján, majd ebből is fuzzy számokat szerkesztettem. A vizsgált kertekben a felmérés idején nem termesztett növények éves termelési adatát az adott növényfajta mediánjával becsültem. A tartó minimuma minden növényfajtnál 0 lett, maximuma pedig egyetlen termelési adat esetén annak kétszerese. A petrezselyem éves mennyiségét a kérdőíves felmérés alapján a termesztett fehérrépa mennyiségének tizenötödeként vettem figyelembe. Az egyetlen fokhagyma minta nehézfém koncentrációjának szélsőértékeit a mért érték felével (minimum), ill. kétszeresével (maximum) becsültem mind az öt elemnél.

Az így kapott fuzzy számokat egy napra vonatkoztatva minden növényfajtnál megszoroztam a mintákban mért koncentrációból számított fuzzy számokkal és kiszámítottam a teljes napi növényi bevitelt. A 14 növényfajta ennek mediánja alig kétharmada az irodalmi értéknek (US EPA, 1997), ami megfelel a többi növényfajta kihagyásának, a háznál termesztett növények kb. 40 %-os arányának (US EPA, 1997) és a hazánkban – és főleg vidéken – általában kisebb arányú növényi tápanyagfogyasztásnak.

A gyermekek átlagos napi bevitelét az irodalmi értékek (leveles és gyökérszöldségek fogyasztása) alapján a felnőttek fogyasztásának 0,4386-szorosával becsültem (4.10. táblázat). A gyümölcsök és zöldségek közül a sárgarépa fogyasztást a felnőttekével megegyezőnek vettem a megkérdezettek szokásai alapján, a torma fogyasztását pedig a gyermekeknél elhanyagolhatónak tekintettem.

4.4.2.5. Fuzzy kockázati hányados és kockázati index számítása

Helyspecifikus környezeti kockázati hányados

Az ökológiai kockázat mértékét a vizsgált terület mintázott növényfajtáira és az annak északi részén élő muflon populációra becsültem. A növények rendelkezésre álló általános irodalmi értékei minimumára és maximumára is elvégeztem a számításokat. A mintavételi helyenként számított kockázati hányadosok értékei jelentős különbséget mutatnak a növéymintákra és az ugyanezen pontokra vizsgált muflon bevitel esetében (4.8.b,c ábra). Míg a talajadatokkal a bányaterületre magas, a lakott területre pedig igen magas arányszámokat kaptam, a növényekre becsült kockázat elfogadhatónak, kis-mérsékeltnek ($0,01 < EI < 1$), ill. mérsékeltnek ($0,1 < EI < 1$) minősíthető.

Az Északi-középhegységben is megtalálható és viszonylag érzékeny, vadon élő kérődzőre, a muflonra is számítottam kockázati hányadost a vele szoros rokonságban álló házi juh növényi bevitelének és toxikológiai adatainak (Mézes M., 1997) alapján (XIII. melléklet). A pesszimista becslés elvét alkalmazva a legkisebb tolerálható értékeket választottam. A muflon bárány vegyes táplálkozását a házijuhokéhoz hasonlóan 2 hónapos kortól vettem figyelembe, és a növénybevitelben fokozatos növekedéssel számoltam 3-4, ill. 5 hónapos korban, a hatodik hónaptól pedig felnőtt bevitellel számoltam. Az így külön-külön becsült napi átlagos bevittelt a faj toxikológiai értékeihez viszonyítva a flotációs meddőhányón gyűjtött összes növéyminta esetében elhanyagolható ($EI < 0,01$) kockázati indexet kaptam. Az északi területen három esetben kis, két esetben mérsékelt kockázat becsülhető.

A teljes vizsgált terület talajának és növényzetének környezeti kockázati hányadosait a hét fuzzy csoport fuzzy számaival becsültem. Így hét-hét fuzzy számot kaptam a talaj lakott és bányaterületre, valamint a növényzet lakott területre számított környezeti kockázati indexére (4.8. ábra).

A flotációs meddőhányó heterogén adatai a kockázati index fuzzy számainak alakját is jelentősen befolyásolják. A lakott terület talajának kockázati hányadosára kapott fuzzy számok egyenletesebbek. A növények toxicitásának legkisebb és legnagyobb értékére a kockázati hányadost egy-egy minimum és egy-egy maximum értékkel becsültem minden csoportra. A minimum értékek esetében keskenyebb, a változékonnyabb maximum értékekre szélesebb fuzzy számokat kaptam. A földigiliszták és a muflonok fuzzy koncepción alapuló kockázatbecsléséhez további helyspecifikus adatok szükségesek.

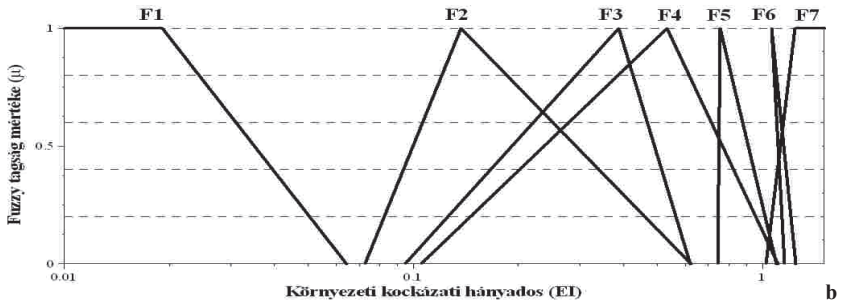
Helyspecifikus egészségkockázati hányados

A helyi lakosok egészségkockázatának becslésében az átlagos napi bevittelt minden szennyezőanyag, minden elérési útvonal és minden vizsgált hatásviselői csoportra külön-külön kiszámoltam a fuzzy számok magjának és tartóinak értékeire, ügyelve a paraméter számlálóban,

ill. nevezőben való helyzetére (a tartó minimumának kiszámításánál a maximummal osztottam és a tartó maximumánál fordítva) (4a-g munkalap). A közvetett orális bevitelre az egyes családok zöldségtermesztésének ismeretében kiküszöböltem a talaj koncentráció értékeiből törtéző számítás bizonytalanságot növelő hatását (Sipter E. et al., 2008):

$$ADD_{is} = \frac{\sum_{i=1}^v \left(c_{veg} \cdot \frac{Y_{veg}}{n_f} \right) \cdot ED}{BW \cdot AT} = \frac{IR_{is} \cdot ED}{BW \cdot AT} \quad v = 1, 2, \dots, n \quad (30)$$

ahol ADD_{is} az egységnyi helyspecifikus közvetett bevitel [mg/nap/testtömeg·kg]; v a vizsgált zöldségfajok száma [db]; c_{veg} az adott zöldségfajta mért hatóanyag koncentráció [mg/kg]; Y_{veg} (yield of vegetables) az adott zöldségfajta éves termesztett mennyisége egy családban [kg/év/család]; n_f a vizsgált társadalmi csoportra vonatkozó családlétszám [fő/család]; IR_{is} a közvetett (indirekt) helyspecifikus orális bevitel [mg/év].



4.9. ábra: A lakott területen termesztett növényekre becslt minimális (a) és maximális (b) helyspecifikus környezeti kockázati indexek fuzzy számai

A felnőtteknél figyelembe vettem a korábbi gyermekeikre becslt kockázatot és a gyermekeknél a felnőttek kockázata alapján becslhető felnőttkori kockázatot is a hosszú ideig tartó kitettség miatt (Albering, H. J. et al., 1999). A két elérési útvonal napi bevitelének kiszámításával kapott (ADD) részeredményeket szennyezőanyagokként összegeztem (ΣADD), és ezek magjának, ill. tartójának értékeit külön-külön összevettem az irodalmi adatbázisokból kigyűjtött referencia dózissal minden szennyezőanyagra és minden hatásviselői csoportra (5a-g munkalap) (US EPA, 1997):

$$HRQ = \frac{\sum_{i=1}^u ADD}{RfD} = \frac{ADD_d + ADD_t}{RfD} \quad (31)$$

ahol HRQ (human risk quotient) az egészségkockázati hányados [-]; u az elérési útvonalak száma [db]; RfD a referencia dózis [mg/nap/testtömeg·kg].

Az As növények fogyasztásával bevitt mennyisége elsősorban szerves formában feltételezhető, mivel csak kevés növényfaj képes szerves formájában felvenni és raktározni. Ezért az összegzésnél elkülönítettem a direkt és indirekt bevitelt, amelyeket a szerves formára megadott RfD (US EPA, 1997), ill. a szerves formára, az emberi szervezethez hasonló házi sertés becslött RfD értékéhez (NAS, 1993) viszonyítottam. Ugyanezen elemre – mint küszöbérték nélküli szennyezőanyag – daganatkockázatot is számoltam (US EPA, 1997):

$$CR = SF \cdot \sum_{i=1}^u LAD = SF \cdot (ADD_d + ADD_i) \quad (32)$$

ahol $LAD = ADD$ ebben az esetben és u az elérési útvonalak száma, itt $u=2$.

Az ugyanazon társadalmi csoportok nem karcinogén egészségkockázati hányadosait külön-külön összeadva megkaptam a vizsgált szennyezőanyagok együttes kockázatát a hét fuzzy csoportra (4.10. ábra) (US EPA, 1997):

$$HI = \sum_{i=1}^z HRQ \quad (33)$$

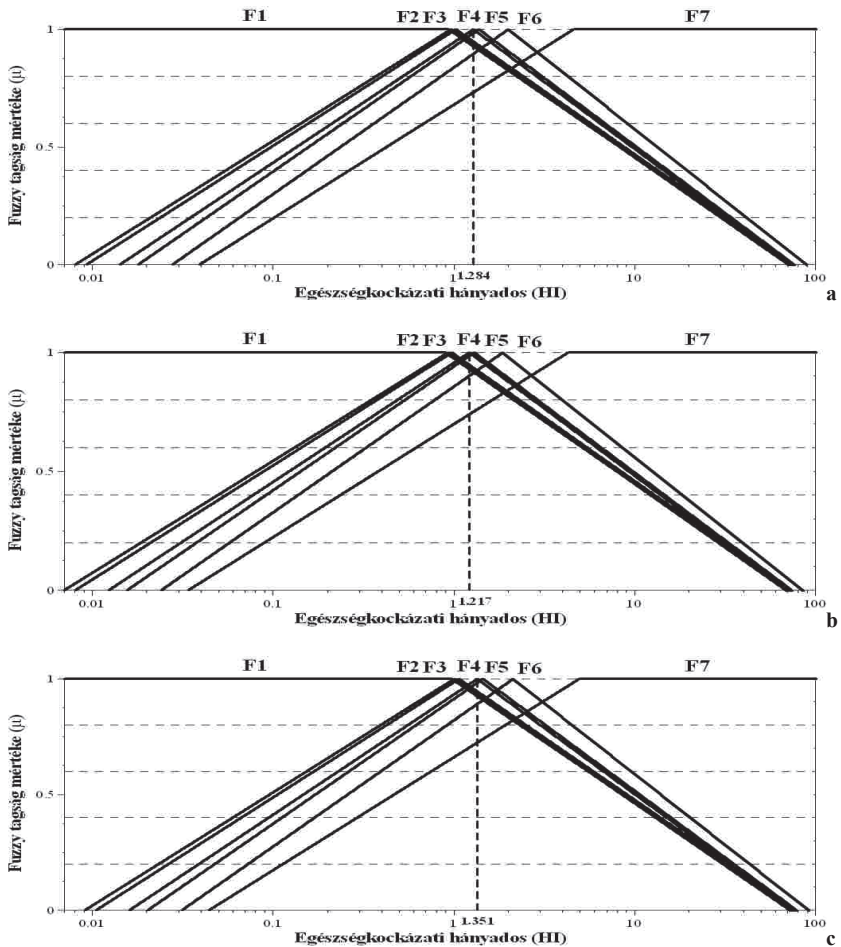
ahol HI (hazard index) az összegzett egészségkockázati index [-]; z a vizsgált szennyezőanyagok száma, itt $z=5$.

A társadalmi csoportonként becslött kockázati hányadosok fuzzy számainak magja a tartó minimumához közeli értékű, míg a tartó maximuma ennél legalább egy nagyságrenddel nagyobb. A balos aszimmetriájú (a logaritmikuskálán azonban szimmetrikusnak tűnő) fuzzy számok esetlegesen magas, de általánosságban az elfogadhatóság határán mozgó vagy azt éppen meghaladó kockázati hányadost mutatnak. A magas értékek háttérben az adott egyed, ill. a potenciálisan előnyben részesített zöldségfélék nehézfém szennyeződésre mutatott érzékenysége és az annak fogyasztásakor jellemző higiénias állapot jelentős szerepet játszik.

Az arzénre becslött daganatkockázat a három társadalmi csoportnál szintén hasonló, 10^{-4} nagyságrendű (4.11. ábra). Az egészségkockázati indexhez hasonlóan a nőknél a legkisebb és a korábban bányászatból élő férfiak esetében a legmagasabb a dagantkockázat. A talajszemcsékkel lenyelt szerves arzénformák e kettő közötti kockázatot jelentenek a gyermekekre. A fuzzy számok lineáris skálán itt is jobb felé elnyúlt alakúak.

4.4.2.6. Defuzzifikálás

A kockázati indexet legjobban jellemző egy-egy érték kiválasztására több módszer is alkalmazható. Legegyszerűbb esetben az adott fuzzy szám legmagasabb tagsági értékéhez tartozó adatot szokták kiválasztani, vagy a halmaz alakjától függően a súlypont (COG), a geometriai középpont (COA), a maximumok közepe (MOM), ill. a középső maximum (COM) módszert alkalmazzák (Kóczy T. L. & Tikk D., 2001). A kockázat minősítéséhez az egyes csoportok fuzzy számainak magját választottam ki, azok között pedig a középső (F4) csoport magja adta az értékelés alapját.

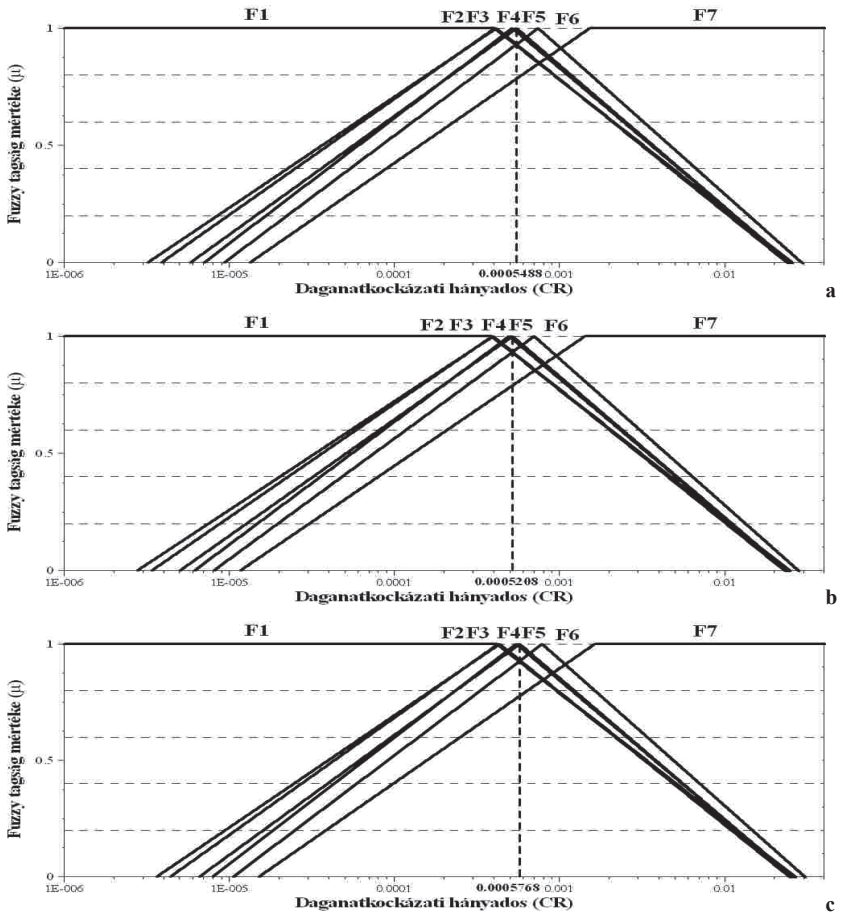


4.10. ábra: A gyermekek (a), a nők (b) és a férfiak (c) egészségkockázati indexének fuzzy számai

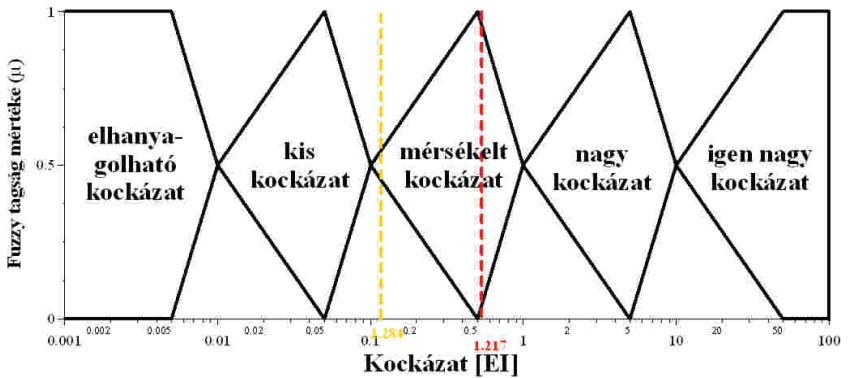
4.4.2.7. A kockázat minősítése

A kiválasztott középső (F4) csoport fuzzy számának magja alapján megállapítható, hogy a becsült összegzett környezeti (ΣERQ), ill. egészségkockázat (ΣHRQ , ΣCR) meghaladja az elfogadhatóság határát. A defuzzifikálás után a küszöbértékkel jellemezhető (nem karcinogén) elemekre kapott helyspecifikus környezeti kockázati index (EI) 0,12 és 0,53 a növényekre a lakott, ill. bányaterületen (4.12 ábra), az egészségkockázati index (HI) pedig 1,22 és 1,35 közötti a választott társadalmi csoportoknál (4.13. ábra). Nyelvi változókkal minősítve a növényeknél ez mérsékelt, a talajnál és a társadalmi csoportok esetében pedig nagy kockázatot jelent.

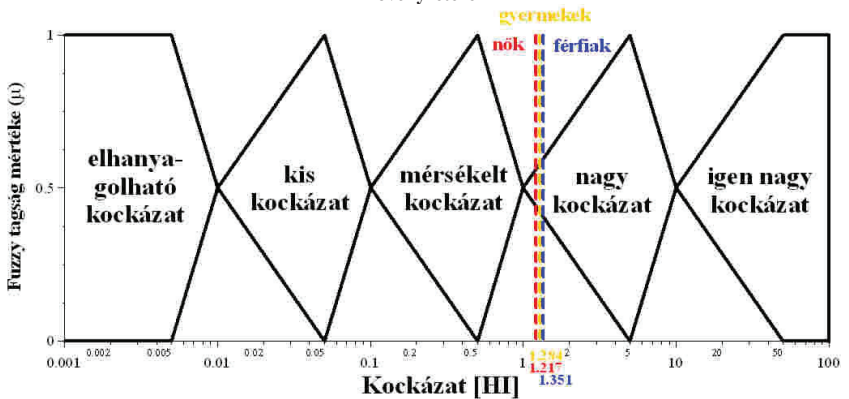
Daganatkockázat (CI) becslésénél még az enyhébb minősítés szerint is elfogadhatatlan kockázatot kaptam a defuzzifikálás után: $5,2 \cdot 10^{-4}$, $5,5 \cdot 10^{-4}$ és $5,8 \cdot 10^{-4}$ értéket. Ezt jelentősen befolyásolta, hogy az irodalmi adatbázisok csak szerves arzénvegyületekre megadott SF tényezőt (1,5) tartalmaznak, és a szerves vegyületek feltételezhetően fele akkora daganatkockázatát (NAS, 1983) még vizsgálják.



4.11. ábra: A daganatkockázati index fuzzy számai a gyermekekre (a), nőkre (b) és férfiakra (c)



4.12. A helyspecifikus környezeti kockázati indexek minősítése a vizsgált terület talajára és növényzetére



4.13. ábra: A helyspecifikus egészségkockázati indexek minősítése a vizsgált terület lakosságának társadalmi csoportjaira

5. Diskusszió, következtetések

Gyöngyösoroszi környékén az arzén és a nehézfémek (cink, kadmium, ólom, réz) természetesen magas háttértételek a vulkanizmushoz kapcsolódó hidrotermás ércesedés különböző szakaszainak köszönhetően. A római, majd a középkori bányászat következtében a természetes anomáliákhoz lokálisan antropogén hatások társultak. A több évszázados bányászat utolsó és egyben legintenzívebb szakasza az '50-es évektől a '80-as évek elejéig tartott, amelynek során flotációs technológia bevezetésével víztározók és egyre nagyobb kiterjedésű meddőhányók létesítése zavarta meg a természetes talajtani és geokémiai folyamatokat. A Gyöngyösoroszi környéki szennyezés kiváló példa a természetes hatásokra szuperponálódó antropogén beavatkozásra, ahol a talaj nehézfém-tartalma helyenként a hatályos magyar rendeletben megadott (B) szennyezettségi határérték többszöröse. Vizsgálata tanulságos, mert rámutat a nehézfémek természetes változékonyságára, továbbá a meggondolatlan emberi beavatkozások súlyos következményeire, ezzel pedig rávilágít az ökoszisztéma alkalmazkodóképességének mértékére. Mindezek indokolták dolgozatomban e különleges jelentőségű területre vonatkozóan az ökológiai és egészségkockázat becslés témakörének választását.

A nehézfém szennyezés vizsgálatához áttekinttem a terület korábbi kutatási eredményeit, a szennyezés feltárására irányuló vizsgálatokat és az azok alapján végzett kockázatbecslést. A halmozott nehézfém szennyezettséget tovább bonyolította, hogy az annak felmérésére irányuló, két évtized óta folytatott kutatások (Dura Gy. et al., 1988; Záray G., 1991; Bekő J. et al., 1992; Záray Gy. et al., 1992; Lonsták L. & Józsa G., 1992; Halmóczki Sz., 1993; Marth P. et al., 1994; Váncsa A-né, 1996; Fügedi U. & Horváth I., 1997; Ferwagner A., 2002; Fügei U., 2004, 2006; Lázár B., 2004; Ötvös K. et al., 2004; Gruiz K. et al., 2007; Németh G. et al., 2008; Sipter E., 2008) eltérő hipotézisek alapján más-más mintavételi pontokra különböző időszakokban és évszakokban eltérő mintavételezési, -előkészítési és analitikai eljárásokat alkalmaztak. A halmozódó természetes és mesterséges változékonyság és bizonytalanság kezeléséhez fuzzy koncepciót alkalmaztam (Zadeh, L. A., 1978).

Az ércesedés öt leggyakoribb elemét választottam ki a környezeti és egészségkockázat becsléshez, amelyek közül a Zn és a Cu esszenciális nyomelem, csak jelentős bevitel esetén toxikus, a többi azonban már viszonylag kis mennyiségben (As: 0,0003, Cd: 0,001, Pb: 0,0036 mg/ttkg/nap) is káros hatásokat fejthet ki az élőszervezetekben. Az öt közül leginkább az As szervesetlen vegyületei toxikusak és daganatkeltő (karcinogén) hatásuk is jelentős (NAS, 1983; JECFA, 1993; Laczay P., 1995; Mézes M., 1995; US EPA, 2006). 2001-2002-ben a lakott területen az MSZ 21470-50 (1998) szabvány szerint gyűjtött talaj- és növényminták

vizsgálatával kiegészítettem a korábbi adatokat. A rendelkezésre álló mért és megmérhetetlen paraméterek kockázatbecslésbe történő bevonásához összeválogattam az általam gyűjtöttékkel azonos mintavételezésű, -előkészítésű és analízisű adatokat, majd egy ezekhez alkalmazkodó, rugalmas becslési eljárást dolgoztam ki.

A mintavételezések adatai alapján meghatároztam a vizsgált elemeknek kített hatásviselői csoportokat (gyermekek, nők, férfiak) és az azokhoz vezető elérési útvonalakat (növényi bevitel, talajszemcsék lenyelése, ivóvízzel történő bevitel, belélegzés, bőrkontaktus). Ezek közül a vezetékes ivóvíz ellátás, a kevés szálló és ülepedőpor mennyiség és az elhanyagolható bőrkontaktus miatt a növényi tápanyagokkal és az ezekre tapadt, ill. a gyermekek esetében a közvetlenül lenyelt talajszemcsékkel történő bevitt vizsgáltam. Kérdőíves felméréssel helyspecifikus adatokat gyűjtöttem a helyi lakosok egészségi állapotáról, életmódjáról, növénytermesztéséről és táplálkozási szokásairól (nehéz anyagi körülményeik miatt előnyben részesítik a helyben termesztett növényi tápanyagokat).

Klaszteranalízissel az 1996-ban kiterjedtebb elárasztott terület határai szerint négy eltérő adottságú csoportot tudtam elkülöníteni, amelyek mintavételi pontjaik alapján a Toka-patak áradásainak megfelelően helyezkednek el. Megállapítottam, hogy a gyakran elárasztott területeken mért talaj koncentráció értékek Gyöngyösorszi belterületén is magasabbak a domboldal kertjeiben mértekénél (a medián általában másfélszeres), ezért a kockázatbecslésben nem alkalmazhatók átlagolt értékek.

Fuzzy módszerrel a lakott és a bányaterületen is hét eltérő szennyezettséggel jellemezhető csoportot tudtam elkülöníteni, amelyek azonban a bányaterületen az antropogén hatások miatt kevésbé egyenletesen alakultak mint a lakott terület csoportjai. Ezen csoportok eltérő sajátosságai miatt különböző fuzzy számokkal történő figyelembevétele egyaránt indokolt a környezeti és egészségkockázat becslésben.

A lakott területek talajmintáinak faktoranalízise két élesen különvált faktorra utal a vizsgált öt elem koncentráció értékei alapján. Az első faktor a közepes hőmérsékletű Pb-Zn-Cd(Cu) ércesedésre, míg a második a későbbi, alacsony hőmérsékletű As(-Hg-Cu) ércesedésre utal. Ennek további vizsgálata indokolt lenne a bányaterületen.

A természetes nehézfém anomáliákat eredményező vulkáni kőzetanyagban a magas agyagtartalomnak köszönhetően a talajban mérhető nehézfém mennyiségnek csak egy kisebb hányada (BCF) hozzáférhető a növényi és állati élőszervezetek számára és ez az aránya a táplálékláncban csökken. A BCF helyspecifikus értéke Gyöngyösorszi környékén jelentősen eltér az irodalmi adatoktól elsősorban a legtoxikusabbnak ítélt arzén esetében (az irodalmi: 0,05; a helyspecifikus medián a lakott területen: 0,00035, a bányaterületen:0,018). E miatt mind a környezeti, mind az egészségkockázat becslésben téves eredményt adhat az irodalmi BCF értékek használata. Ökológiai kockázatfelmérésnél ezért több növény- és állatfajra szükséges

meghatározni a reprezentatív helyspecifikus BCF értékét, amit csak körültekintő és nagy mintaszámú mintavételezés tesz lehetővé a vizsgált környezeti elemekben zajló összetett fizikai, geo- és biokémiai folyamatok hatásai miatt.

A természetes anomáliákat figyelmen kívül hagyó (B) szennyezettségi határérték alapján történő súlyozással is téves eredményt kaphatunk a környezeti kockázatelemzésben egy ilyen kivételes adottságokkal jellemezhető területen. Gyöngyösoroszi esetében a lakott területeken az (Ab) bizonyított háttérkoncentráció, a bányaterületen pedig a (D) kármentesítési határérték figyelembevétele indokolt a súlyozásban, mivel a természetes háttérkoncentráció a (B) szennyezettségi határérték többszöröse (As: 2,33-; Cd: 2,5-; Cu: 1,78-; Pb: 2,86-; Zn: 2,5-szöröse).

Az ökológiai kockázatbecsléshez a talajmintáknál az élőszervezetek helyspecifikus BCF értékei, a növénymintáknál pedig a nehézfémtartalom felvételét segítő földigiliszták (Kabata-Pendias, A. & Pendias, H., 1984; Kádár I., 1998). BCF értékeinek együttes figyelembevételével kaptam reprezentatív súlytényezőket a lakott és bányaterületre egyaránt. Az egyes fajokra külön-külön kapott súlytényezőket vagy csupán a toxikológiai értékek figyelembevételénél hol egyik, hol másik elemre kaptam a többihez képest többszörös súlyértéket. A földigiliszták BCF értékeinek meghatározásához is helyspecifikus adatok lennének a legalkalmasabbak, ehhez azonban további mintavételezés szükséges. Ennek hiányában a talaj-növény elérési útvonallal foglalkozó szakirodalomban kerestem adatokat a talajban mért koncentráció mediánjaihoz. Ebben az iterációs lépésben a növényekre számított kockázati index értéke az elfogadhatóság határa alatt marad, mérsékelt kockázatot mutat.

A rézre és cinkre érzékeny muflonok ökológiai kockázata a kistermetű házijuh növényi bevitelére és az állatorvosi toxikológiai adatok alapján még alacsonyabb, elhanyagolható kockázatra utal. Az elérési útvonalak közül a növényekre tapadó talajszemcsék és a patakok, ill. források vizének nehézfém-tartalmával ebben az iterációs lépésben nem számoltam, ehhez a muflonra hely- és fajspecifikus vizsgálatok lettek volna szükségesek, az elhanyagolható kockázati index azonban ennek elvégzését nem indokolja.

Gyöngyösoroszi környékén a talajban és egyes növényfajokban a megengedhetőnél magasabb nehézfém koncentráció mérhető, a magasabb trófikus szinteken azonban az ebből adódó ökológiai kockázat mértéke fokozatosan csökken. Mindez arra utal, hogy a nehézfémek talajbéli megjelenési formájuk miatt általában nehezen hozzáférhetők az élőszervezetek számára, de a talaj fizikai, kémiai és biokémiai sajátosságaitól, a mikrobiális és magasabb rendű talajlakó szervezeteitől, valamint az adott növény fajspecifikus biokoncentrációs faktorától függően bizonyos növényfajták lokálisan könnyebben beépítik azokat a szervezetükbe. A termesztett növények közül a torma az As-t, Cd-ot és Zn-et, a paradicsom az As-t, Cd-ot és Cu-et, a

petrezselyem, valamint a sóska a Cu-et, Pb-ot és Zn-et képes jelentős mennyiségben felvenni. A faj- és helyspecifikus BCF további vizsgálata Gyöngyösorszi környékén indokolt.

Gyöngyösorszi lakóinak egészségkockázat becsléséhez indokolt a Dr. Sipter Emesével végzett kérdőíves felmérés adatainak bevonása, mert a háztáji növénytermesztés és a táplálkozási szokások eltérnek az irodalmi adatoktól. A lakosság kedvezőtlen higiéniai körülményei miatt az egyik megmérhetetlen paraméter, a talajszemcsék lenyelésének mértéke is eltér az irodalmi adatoktól, amit a fuzzy megközelítésben figyelembe tudtam venni. Ezt a kérdőíves felmérésre alapozom. A hatásviselői csoportok mérhető és megmérhetetlen kitettségi paramétereire a felmérés alapján fuzzy számokat szerkesztettem és ezeket vontam be a helyspecifikus becslésbe. Ebben az iterációs lépésben az elfogadhatóság határához közeli, nagy kockázati indexet kaptam a gyermekekre, nőkre és férfiakra egyaránt. A három eredményül kapott érték egymáshoz nagyon közeli, de a nőké a legkisebb és a korábban bányászattól élt férfiaknál a legnagyobb.

A fentiekben bemutatott okok miatt a bizonytalansággal terhelt adatok felhasználása és a bizonytalanság kezelése a Gyöngyösorszi környéki nehézfém szennyezés esetében fuzzy koncepció alkalmazásával vált lehetővé a rendelkezésre álló adatok birtokában. A normalizálási eljárás a logisztikus regresszió alapján, a súlyozás pedig a vizsgált paraméterek sajátságait figyelembe véve történt. Az így kapott eredmény pontosította a hagyományos irodalmi és helyspecifikus adatokon alapuló becslést (Sipter E., 2008), mivel mindhárom hatásviselői csoportnál figyelembe tudtam venni az egyes kitettségi paraméterek halmozódó bizonytalanságát és a fuzzy koncepcióval több növényadat volt bevonható. Ezek alapján érzékeltethető az egészségi állapotnak, a táplálkozási szokásoknak és az egyedek eltérő érzékenységének, ill. hajlamának adott szinten valószínűsíthető kockázata.

Az eredmények gyakorlati kiterjeszhetősége

Az elvégzett kutatás rávilágít arra, hogy a környezeti kockázatbecslésben minimalizálni kell az irodalmi adatokat, amit reprezentatív és a szabványok előírásait követő mintavételezéssel, valamint a kitettségi paraméterek helyspecifikus sajátságait tükröző adatok bevonásával lehet elősegíteni. Ez elsősorban a jelentős heterogenitású és különleges adottságú, például magas természetes háttérkoncentrációkkal bíró területeken indokolt.

A hagyományos matematikai módszerek szempontjából túlzott bizonytalansággal terhelt vagy a megmérhetetlen paraméterek nyelvi változók formájában történő bevonása tovább pontosíthatja a becslést, amennyiben azok a vizsgált terület, az elérési útvonalak vagy a hatásviselő olyan sajátságait tükrözik, amelyek kihagyása befolyásolná a becslés eredményét. Ez fuzzy koncepciót követő kockázatbecsléssel valószínűsíthető meg.

A nyelvi változók esetében háromszög vagy trapéz alakú fuzzy számok határozhatók meg a kitettségi paraméterek esetében. A jelentős bizonytalansággal terhelt mért értékek normalizálásához logisztikus regressziót alkalmazva és körültekintően megválasztott súlytényezőkkel súlyozva lehet fuzzy csoportokat elkülöníteni.

A kompozíciós eljárás során több vizsgált paraméter esetén azok együttes figyelembevételével általában hét csoport elkülönítése indokolt a természetes rendszerek vizsgálatánál. Az egyes csoportokra szerkesztett fuzzy számok magját az a minta jelenti, amelynek az adott csoporttól a legkisebb és legnagyobb szennyezettségű csoport felé eső normalizált és súlyozott, összegzett értékeinek különbsége a legkisebb és ugyanakkor a saját csoportjában a legnagyobb értékkel szerepel.

Helyspecifikus egészségkockázat becslésnél a vizsgált szennyezőanyag növényi bevitelének mértékét elsősorban az adott hatásviselők helyben történő növénytermesztésének körülményei határozzák meg. Ennek felmérése kérdőívekkel történhet, amelynek adatai a magyar lakosság esetében jelentősen eltérhetnek az irodalmi értékektől, és ez befolyásolhatja a becslés eredményét.

Az ilyen sajátos adottságú területeken a (B) szennyezettségi határértéktől jelentősen eltérő kármentesítési határértékek megállapítása is indokolt lehet, amennyiben ez körültekintő és reprezentatív mintavételezés során gyűjtött, az érvényben lévő szabványok szerint előkészített és analizált adatokra alapozható.

Köszönetnyilvánítás

Szeretném köszönetemet kifejezni mindazoknak, akik szakmai tapasztalataikat átadva segítették munkámat és sok időt fordítottak arra, hogy ez a dolgozat összefogja a kockázatbecsléshez szükséges tudományterületeket:

témavezetőmnek, Mádlné Dr. Szónyi Juditnak a hasznos tanácsokat,
külső konzulensemnek Gondárné Sőregi Katalinnak a támogatást,
Dr. Fügedi Ubulnak és Horváth Istvánnak, hogy átadták a Gyöngyösorszi környékén szerzett,
több évtizedes tapasztalatait
Dr. Dombi Józsefnek és Dr. Bogárdi Istvánnak, hogy bevezettek a fuzzy koncepció rejtelmeibe,
Dr. Kovács Józsefnek, a geostatisztikai módszerekhez nyújtott segítséget,
Dr. Sipter Emesének a közös mintavételezésért és a kockázatbecslésben szerzett tapasztalatainak
átadásáért,
Dr. Czákó Sándornak és a Tri kolor munkatársainak a szakmai tanácsokért és javaslatokért,
Dr. Császár Gézának és Dr. Szabó Csabának a földtani fejezetekhez adott tanácsait,
Dr. Gruiz Katalinnak, hogy megismertette velem a kockázatbecslés alapjait, és hogy részt
vehettem a Gyöngyösorszi környékére szervezett nyári kurzusán
és Földing Gábornak, hogy felhasználhattam a MECSEK-ÖKO Zrt. adatait.

Összefoglalás

Gyöngyösoroszi környékén a talajban és egyes növényfajokban a megengedhetőnél magasabb nehézfém koncentráció mérhető a természetes és az arra szuperonálódó mesterséges változékonyság miatt. Kutatásaim során az ércesedés öt leggyakoribb elemét vizsgáltam, amelyek közül a cink és a réz esszenciális nyomelem, a kadmium, az ólom és az arzén azonban erősen toxikus. Ez utóbbi karconogén elemnek is számít, bár megjelenési formái közül elsősorban az arzénátok és még inkább az arzenitek toxikusak.

A korábbi kutatások eredményeinek összehasonlítása és azok kiegészítése rávilágított az adatok változékonyságára és a vizsgált terület jelentős heterogenitására. Hagyományos geostatistikai módszerek után ezért a fuzzy koncepciót választottam és kidolgoztam a rendelkezésre álló adatok minőségéhez és mennyiségéhez alkalmazkodó, rugalmas becslési eljárást az ökológiai és egészségkockázat számításához.

A lakott területen a természet, a bányaterületen pedig a vadon élő növényfajok kitettségét vizsgáltam. Megállapítottam, hogy a növények biokoncentrációs faktora jelentősen eltér az irodalmi adatoktól, ezért kitettségük a vártnál alacsonyabb. A növények nehézfém felvételét megkönnyíti az alacsonyabb kémhatás és a talajlakó szervezetek – mint például a földigiliszta – tevékenysége. Ezért a földigiliszta irodalmi BCF értékeit is figyelembe vettem a kidolgozott eljárásban, amelynek során nyilvánvalóvá vált, hogy a különböző élőszervezetek eltérő BCF értékei módosítják a fuzzy csoportok kialakulását.

A lakott területen gyűjtött talajmintákra hagyományos geostatistikai módszerekkel meghatározott négy és a fuzzy koncepció szerinti hét csoport növekvő szennyezettségű mintái szerint különböző kitettséget mutat. Az egyre magasabb trófikus szinteken azonban a számított kockázati tényezők alapján elsimulnak a magas értékek és a rézre, valamint a cinkre legérzékenyebb nagyvad, a muflon esetében a kockázat már elhanyagolható. Néhány növénymintában magas koncentrációban mérhető például az arzén, a növényfajok többségére azonban legalább egy nagyságrenddel kisebb BCF értékeket határoztam meg mint a hasonló adottságú talajra megadott irodalmi értékek. Mindez arra utal, hogy a nehézfémek talajbéli megjelenési formájuk miatt általában nehezen hozzáférhetők az élőszervezetek számára.

A vizsgált társadalmi csoportok (gyermekek, nők és férfiak) kitettsége is alacsonyabb a vártnál, de az elfogadhatóság határát meghaladja. Ebben az iterációs lépésben az arzén esetében becsült daganatkockázatra is elfogadhatatlan (10^{-4} nagyságrendű) értéket kaptam. Ennek hátterében a pesszimista becslés elvének követése és az arzén szerves formáira megadott szigorú referencia dózis, ill. meredekségi tényező állhat. Ezen a különleges adottságú területen indokolt lenne az arzén megjelenési formáinak vizsgálata, ami lehetővé tenné a kockázatbecslés pontosítását egy harmadik iterációs lépésben.

Abstract

Around Gyöngyösoroszi in the soil and in several plants the elevated concentration value of heavy metals higher than allowable were measured due to the natural and for this superponating artificial variability. In course of my research I examined five more frequent elements of ores of which zinc (Zn) and copper (Cu) are essential trace elements, though cadmium (Cd), lead (Pb) and arsenic (As) are real toxic. This latter is considered as carcinogen element too, though among their appearance forms first of all the arsenates and even more the arsenites are toxic.

The comparison of the values of former research-works and the supplements of the same has thrown lights upon the variability of the data and the outstanding heterogeneity of the territory examined. Therefore for the evaluation of the ecological and human health risk I have chosen the fuzzy concept after the traditional geostatistical methods and I developed the flexible fuzzy evaluation procedure adjusting to the quality and quantity of the available values.

I have examined the hazard of the agricultural plants on the inhabited territory and that of the plants growing wild on the mining area. I found that the bioconcentration factor (BCF) of the plants are highly different of those of the literature, therefore their hazard is lower than expected. The heavy metal take up in plants is made easier by the lower pH value and by the activity of organisms in the soil e.g. earthworm. Therefore in the procedure I have taken into consideration the BCF data of the earthworm found in the literature as well, in course of this it became obvious that the various BCF values of living organisms modify the forming of the fuzzy groups.

For the soil samples collected on the inhabited territory according to the traditional geostatistical method four groups and according to the fuzzy concept seven groups have shown different exposition. Though on the higher and higher trofic levels on basis of the calculated risk quotient the high values are leveling and the big games being the most sensitive for copper and zinc – in case of moufflon – this risk is negligible. In some plant samples e.g. the arsenic can be found in high concentration, though for the majority of the plants I have found by an order lower BCF value than the value of the literature measured for a similar soil. All this refers to the fact that the heavy metals are usually hard to access for the living organisms due to their outward form.

The exposition of the social groups examined (children, women and men) is lower than that of expected, though it exceeds the level acceptable. In this iterated step I got the unacceptable value for the carcinogenic risk (10^{-4} order) in case of arsenic either. The following of the pessimistic theory and the strict reference dose of the inorganic form of arsenic and slope factor can be in the background of this. On this special area the examination of the outward form of arsenic would be justified that would enable the more exact risk evaluation in a third iterating step.

Irodalomjegyzék

- Agterberg, F. P., 1974: Geomathematics. – Elsevier Scientific Publishing Company; Amsterdam, London, New York
- AICE, 1989: Guidelines for Chemical Process Quantitative Risk Analysis. – Center of Chemical Process Safety of the American Institute of Chemical Engineers, N.Y., p.585
- Albering H. J., van Leusen S. M., Moonen E., Hoogewerf J. A. & Kleinjans J. C. S., 1999. Human Health Risk Assessment: A Case Study Involving Heavy Metal Soil Contamination After the Flooding of the River Meuse during the Winter of 1993-1994. Environ. Health Perspect, 107, 37-43
- Almássy E., 2002: Országos Környezeti Kármentesítési Program Tájékoztató. – KvVM Budapest, www.kvvm.hu
- Auerbach R., 2003: Növények toxikus fémfelvétele. – Diplomamunka, BME-MGKT, Budapest, p. 109
- Bácskai T. & Huszti E., 1976: A gazdasági kockázat mérésének módszerei. – Közgazdasági és Jogi Könyvkiadó, Budapest
- Bárdossy Gy., Fodor J., Molnár P. & Tungli Gy., 2000: A bizonytalanság értékelése a földtudományokban. The role and handling of uncertainty in the Earth's sciences. – Földtani Közöny 130/2, Budapest; pp. 291-322.
- Bárdossy Gy. & Fodor J., 2004: Evaluation of Uncertainties and Risks in Geology. - Springer-Verlag, 226 p.
- Bekő J., Csizsér A., E., Horváth B., Zsilák V., Munkácsi M. Zs. & Pap Á. F., 1992: Gyöngyösorszi és környéke nehézfém-szennyezettségének vizsgálata. – Szakdolgozat, BME MGKT, Budapest, 513 p.
- Benkő F., 1970: A bányászati kockázat földtani alapjai – BKL-BÁNYÁSZAT Vol. 103. No. 10., pp. 744-749., Budapest?
- Benkő F., (1970): Az ásványvagyon mennyiségének meghatározásával kapcsolatos bányászati kockázat – BKL-BÁNYÁSZAT Vol. 103. No. 4., pp. 217-222., Budapest?
- Benkő F., (1970): Az ásványvagyon minőségének meghatározásával kapcsolatos bányászati kockázat – BKL-BÁNYÁSZAT Vol. 104. No. 7., pp. 457-465., Budapest?
- Borgulya I., 1998: Neurális hálók és fuzzy rendszerek. – Dialóg Campus Kiadó, Budapest-Pécs, 198 p.
- Bukrinszkij, V. A., (1965): Prakticeszkij Kursz Geometrii Nedr. – Nedra, Mosztkva
- Bukrinszkij, V. A., (1985): Geometria Nedr. – Nedra, Mosztkva
- Burri, P., 1998: Analysis of soil samples from the mining area near Gyöngyösorszi. – Journal of Soils and Sediments
- Csáki F., Gopcsa E., Jerszi L., Máthé I., Nagy Zs-né, Petrásné Lőcs A., 1992: Környezetvédelmi program a Gyöngyösorszi Ércbánya és Dúsítómu hatásterületének táj- és környezetrehabilitációs vizsgálataihoz. – Kézirat, KGI, Budapest, 74 p.
- Császár G. (ed.), 1997: Magyarország litosztratigráfiai alapegységei. – MÁFI, Budapest, 114 p.
- Csathó P., 1994: A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. – Tematikus Szakirodalmi Szemle, MTA Budapest, 175 p.
- Cserny T. & Prónay Zs., 2003: Limnogeológiai vizsgálatok a gyöngyösorszi ipari víztározón. – MÁFI Évi jelentése 2000–2001-ről, pp. 189–205.
- Csongrádi J., 1984: Epi-teletermális Hg-Sb indikáció az Asztag-kő-Üstök-fő környékén. – MÁFI Évi jelentése 1982-ről, pp. 119–135.
- David, M., (1976): The Practice of Kriging – In: Guarascio, M. et al.:(eds.) Advanced Geostatistics in the Mining Industry, pp. 31-48.; D. Reidel Publishing Company, Dordrecht - Hollandi, Boston – USA
- David, M., (1977): Geostatistical Ore Reserve Estimation – Elsevier Scientific Publishing Company; Amsterdam, Oxford, New York

- DeGiorgio, V. A., (2002): Understanding Your RISK – The RISK Assessment Process. – NPSS, ArupRisk Consulting; June 26,2002
- Dévényi D. & Gulyás O., 1988: Matematikai statisztikai módszerek a meteorológiában. – Tankönyvkiadó, Budapest, 443 p.
- Dombi J., 1982: Dombi operátor
- Dombi J., 1982: The problem of weighting. -
- Dombi J., 1997: Rugalmas rendszerek: A monoton operátor osztály egységes kezelése. – XXIII. Magyar Operációkutatási Konferencia, JPTE-TTK, Pécs
- Dombi J. & Gera Zs., 2005a: Approximation of the continuous nilpotent operator class. – In: Acta Polytechnica Hungarica 2/1, pp. 45-58.
- Dombi J. & Gera Zs., 2005b: The approximation of piecewise linear membership functions and Lukasiewicz operators. – In: Fuzzy Sets and Systems 154, pp. 275-286.
- Dombi J. & Györfi N., 2006a: Addition of sigmoid-shaped fuzzy intervals using the Dombi operator and infinite sum theorems. – In: Fuzzy Sets and Systems 157, pp. 952-963.
- Dombi J. & Dombi J. D., 2006b: Dynamic system using conjunctive operator. – In: Acta Polytechnica Hungarica 3/1, pp. 21-34.
- Dura Gy. et al., 1988: Gyöngyösorszi HAF-Üzem. Környezetvizsgáló mérési eredmények. – Jelentés I-IV., OKI, Budapest
- Dura Gy., Gruiz K., László E. & Vadász Zs., 2001: Szennyezett területek részletes mennyiségi felmérése. – OKKP Kármentesítési kézikönyv 3, KvVM, Budapest, www.kvvm.hu
- Enviroinvest Kft., 2006a: Toka-patak öntésterületének műszaki beavatkozási terve I. ütem. - Elfogadó határozat: ÉMI-KTVF 1221-9/2007 számú „Gyöngyösorszi Toka-patak és öntésterületén kimutatott környezetszennyezés I. ütemű kármentesítésére műszaki beavatkozás elrendelése”, Mecsek-Öko Zrt., Pécs
- Enviroinvest Kft., 2006b: Toka-patak öntésterületének műszaki beavatkozási terve II. ütem. - Elfogadó határozat: ÉMI-KTVF 9599-10/2007 számú „Toka-patak öntésterületén kimutatott környezetszennyezés II. ütemű kármentesítésére műszaki beavatkozás elrendelése”, Mecsek-Öko Zrt., Pécs
- Enviroinvest Kft., 2007: Toka-patak öntésterületének műszaki beavatkozási terve III. ütem. - Elfogadó határozat: ÉMI-KTVF 872-3/2008. számú „MECSEK-ÖKO Zrt. (Pécs), Gyöngyösorszi, Toka-patak és öntésterületén kimutatott környezetszennyezés III. ütemű kármentesítésére műszaki beavatkozás elrendelése”, Mecsek-Öko Zrt., Pécs
- FAO, 1982: Világ Talaj Karta
- Fasching A., (1925): Az új geodézia – Az Atheneum Irodalmi és Nyomdai Részvénytársulat kiadása, Budapest
- Fekete I., (2000): A kockázatelemzés szerepe a beruházások pénzáramlásának meghatározásában. – Doktori (PhD) értekezés, BME, Budapest
- Ferwagner A., 2002: Toxikus fémek okozta környezeti kockázat felmérése és jellemzése. – Diplomamunka, BME-MGKT, Budapest, p. 115
- Filep Gy., Kovács B., Lakatos J., Madarász T. & Szabó I., 2002: Szennyezett területek kármentesítése. – Miskolci Egyetemi Kiadó, Miskolc, pp.157-226.
- Fodor, J. & Roubens, M., 1994: Fuzzy Preference Modelling and Multicriteria Decision Support (Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 1994), 272 pp, [ISBN 0-7923-3116-8].
- Frost, 1965: arzénmérgezések Se
- Fügedi U., 2004: Geokémiai háttér és nehézfémzennyezés Gyöngyösorszi térségében. – Földt. Közl. 134/2, Budapest, pp. 291-301.
- Fügedi U., 2006. A gyöngyösorszi környezetszennyezés geokémiai vizsgálata (Geochemical analysis of the environmental pollution/contamination in Gyöngyösorszi). PhD értekezés, Miskolci Egyetem, Miskolc, pp. 1-103.
- Fügedi U. & Horváth I., 1997: Gyöngyösorszi környezetszennyezés. - www.mafi.hu/microsites
- Fügedi U., Horváth I. & Ódor L., 2007. Geokémiai háttérértékek Magyarország hegyvidéki területein (Geochemical background concentrations in the Transdanubian and Northern Hungarian Ranges). Földt. Közl. Vol. 137/1, Budapest, pp. 63-74.

- Fügedi U. & Kuti L., 2005: Mit célszerű tenni a gyöngyösoroszi flotációs meddőhányóval? Jog, erkölcs, „nemzeti vizsgálatok” (What should be done with the Gyöngyösoroszi flotation waste Legal, ethical, national analyses). – Földt. Közl. Vol. 135/1, Budapest, pp. 77-89.
- Füst A., 1997: Geostatisztika. – Kézirat; Eötvös Kiadó, Budapest
- Gazdag Rózsa E. & Sipter E., 2008: Geochemical background in heavy metals and human health risk assessment at a tan ore mine site, Gyöngyösoroszi (North Hungary). – *Carpth. J. of Earth and Environmental Sciences*, 2008, Vol. 3., No. 2, pp. 83-92.
- Gondi F., Halmóczki Sz., Dankó Gy., Dura Gy., Ligeti Zs. & Szabó I., 2004: A mennyiségi kockázatfelmérés módszertana. – *Kármentesítési útmutató* 7, KVM Budapest, 236 p.
- Golden Software, 2000: *Grapher User's guide. Graphing Software for Scientists and Engineers.* – Version 3, Colorado, USA, p. 321.
- Golden Software, 2002: *Surfer User's Guide. Contouring and 3D Surface Mapping for Scientists and Engineers.* – Version 8, Colorado, USA, p. 640.
- Grüz K., 1991: Nehézfém-szennyezés felmérése Gyöngyösoroszi környékén. – Kézirat, BME Budapest
- Grüz K. & Vodicska M., (1993): Assessing Heavy-metal Contamination in Soil Applying a Bacterial Biotest and X-ray Fluorescent Spectroscopy. In: *Contaminated Soil '93.*, Eds.: F. Arendt, G. J. Annokkée, R. Bosman and W. J. van den Brink; Kluwer Academic Publ., The Netherlands; pp. 931-932.
- Grüz K., Vaszita E., Siki Z. & Feigl V., 2007: Environmental risk management of an abandoned mining site in Hungary. In: *Advanced Materials Research*, Vols. 20-21. Trans Tech Publications, Switzerland; pp. 221-225.
- Gyalog L., 2005: Magyarázó Magyarország fedett földtani térképéhez. – MÁFI, Budapest
- Györfi L. & Vásárhelyi A., 2007: Növényvédelem és talajvédelem szerepe az élelmiszerbiztonság területén. - www.agroinform.com
- Halmóczki Sz., 1993: Környezetgeokémiai vizsgálatok Gyöngyösoroszi térségében. – Szakdolgozat, ELTE-TTK, Budapest, 78 p.
- Hámor G., 2001: A Kárpát-medence miocén ösföldrajza. Magyarázó a Kárpát-medence miocén ösföldrajzi és fácies térképéhez 1: 3 000 000. – MÁFI, Budapest, p. 67, M VII
- Heilpern, S., 1997: Representation and application of fuzzy numbers. – *Fuzzy sets and systems* 91., pp. 259-268
- Hoffman, D. & Hoffman, I., 1997: dohányfüst
- HSE, 1988: The tolerability of risk from nuclear power stations. - HMSO, London, pp. 35-36.
- HSE, 1992: Safety assessment principles for nuclear plants. – HMSO, London, pp. 45.
- IUCN, 1982: World Charter for Nature
- IUCN, 1995: Convention on Biological Diversity, Biodiverzitás Egyezmény
- IUCN, 2000: Amman Határozat
- JECFA, 1993. Evaluation of certain food additives and contaminants. 41st report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. – World Health Organization, Geneva
- Journal, A. G. & Huijbregts, Ch. I., 1978: *Mining Geostatistics.* – Academic Press; London, New York, San Francisco
- JRC, 2007: Highlights of the JRC. 50 years in science. – European Communities, Luxembourg, www.ec.europa.eu
- Kabata-Pendias, A. & Pendias, H. 1985: *Trace Elements in Soils and Plants.* – Florida, USA, 315 p.
- Kádár I., 1997: Kézikönyv 2
- Kádár I., 2008: Mérgező elemek a talajban és a növényekben. – www.otka.hu
- Kádár I. & Morvai B., 2007: Ipari-kommunális szennyvíziszap-terhelés hatásának vizsgálata tenyészedény-kísérletben. – *Agrokémia és talajtan* 56 (2007) 2, pp. 333-352.
- Koch S., Sztrókay K. I. & Grasselly Gy., 1967. *Ásványtan (Minerology).* Tankönyvkiadó, Budapest
- Kóczy T. L. & Tikk D. 2001: *Fuzzy rendszerek.* – Alkalmazott matematika, Budapest, 250 p.

- Kovácsné Székely I., 2007: Programcsomaggal támogatott statisztika oktatása geológus hallgatók példáján. – PhD értekezés, Debrecen, 116 p.
- Kristó Á., 2004. A gyöngyösorszi ércbánya jelenlegi felszíni környezeti állapotának vizsgálata (The environmental analysis of the recent surface of the ore mine in Gyöngyösorszi). – Szakdolgozat, Miskolc, pp. 27-51.
- Kubovics I., 1964: Jelentés a Gyo-2. sz. fúrás közettani-geokémiai vizsgálatáról. – Kézirat, MÁFI Adattár, Budapest
- Kun B., 1966. A gyöngyösorszi ércbányászat és ércelőkészítés története (History of the ore mining and ore dressing in Gyöngyösorszi). In: Pantó E., 1966. A gyöngyösorszi tarkaérc és a Bakony mangánércbányászata (Mining of the variegated ore in Gyöngyösorszi and of the manganese ore in Bakony Mountains). – OÉÁ, Budapest, pp. 30-61.
- Kun B. et al., 1988: Gyöngyösorszi és környéke ércbányászata I-III (Ore mining around Gyöngyösorszi I-III). – Kézirat, MÁFI Adattár, Budapest
- Laczay P., 1995: Állatorvosi toxikológia. – ÁOTE Gyógyszer-tani és Méreg-tani Tszk., Kézirat, Budapest, pp. 6-43.
- Lewis, J., 1985: The Birth of EPA. – EPA Journal, www.epa.gov
- Lonsták L., 1992. Kutatási jelentés a MÁFI Észak-magyarországi Területi Földtani Szolgálatának 1991-ben a Toka-patak völgyében végzett környezetföldtani kutatásáról (Report of the environmental geological research in Toka valley carried out by North Hungarian Geological Survey in 1991). Kézirat, MGSZ, Budapest, 60 p.
- Mádai V., 2007: A gyöngyösorszi flotációs meddő környezetásványtani vizsgálata. – PhD értekezés, Miskolc
- Madarász T., 2005: Kockázatfelmérés alkalmazása és kritériumrendszere szennyezett területek kármentesítése során. – Doktori (PhD) értekezés, Miskolc, p. 137
- Martel, G. F. & Lackey, R.T. 1977: A computerized method for abstracting and evaluating environmental impact statements. – Technical report, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, VA
- Marth P. & Karkalik A., 2004: TIM
- Marth P., Szabados I., Kiskéri R., Ilklády G. & Petró E., 1994: Összefoglaló jelentés „A Toka-patak nehézfémekkel szennyezett árterületének mentesítését megalapozó vizsgálatok” c. kutatási szerződésről. - Kézirat, BFNTÁ, Budapest, pp. 48
- Matheron, G., 1955: Application des methodes statistiques a l'estimation des gisements. – Annales des Mines, Dec., pp. 50-75.
- Máthéné Gáspár G. & Anton A., 2004: Toxikuselem-szennyeződés káros hatásainak mérséklése fitoremediációval. – Agrokémia és talajtan 53 (2004) 3-4, pp. 413-432.
- Máthéné Gáspár G., Szabó L., Anton A., Máthé P. & Orgoványi B., 2004: Kadmium-szennyezés utóhatása a talajra és növényekre egy barna erdőtalajon. – Agrokémia és talajtan 53 (2004) 1-2, pp. 143-154.
- Matschullat, J., 2000: Arsenic in the geosphere — a review, The Science of the Total Environment 249., pp. 297-312
- Melles M. (ed.), 2004: Országos Lakossági Egészségfelmérés (OLEF). – Johan Béla Országos Epidemiológiai Központ, Budapest
- Menczel I., 2002: Toxikus fémekkel szennyezett talaj egészségkockázata. – Diplomamunka, BME-MGKT, p. 114
- Mérő L., 1989: Észjárások. – Akadémiai Kiadó, Budapest
- Mézes M., 1997: Takarmányártalmak, takarmánytoxikológia. – Szt. István Egyetem, Gödöllő, pp. 8-21.
- Mills, C., 1995: Acid Rock Drainage. - Lecture Presentation to Teachers, Cordilleran Roundup, Vancouver, www.technology.infomine.com/enviromine
- MME, 2002: Javasolt különleges madárvédelmi területek Magyarországon. – Budapest, www.mme-monitoring.hu

- MSZ 21470-50, 1998: Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Az összes és az oldható toxikus elem-, a nehézfém- és a Cr(VI)tartalom meghatározása. - Budapest
- Murányi A., 2006: A növény által felvehető talajoldat nehézfém-szennyezettsége. – Országos Környezetvédelmi Konferencia és Szakkiállítás, Balatonfüred, 10 p.
- Nagy B., 1971: Jelentés a Mátra hegységi hidrotermális ércesedési területek ércásványainak áttekintő geokémiai vizsgálatáról. MAFI Évi Jel. 1969-ről, 393–416.
- NAS, 1986: Mineral tolerance of domestic animals. - National Academy of Sciences, Washington, D.C., pp. 6-11.
- Nagy B., 2006: K-rich rocks and their relation to mineralization in the Mátra Mountains (North Hungary). – Acta Geologica Hungarica, Central European Geology 49/1, pp. 33-41.
- Nagy G., Csalagovits I., Csillagné Teplánszky E., Fügedi P. U., Kalafut M., Nagy B. & Vetőné Ákos É., 1986: Ércföldtani előkutatás a Középső- és Nyugati-Mátra területén 1980-85. – MÁFI Adattár, Budapest, 316 p.
- Németh G., Földing G. & Fekete F., 2008: 2008. évi vízföldtani és környezetföldtani monitoring terv, Gyöngyösorszi ércbányászat teljes körű felhagyása. – Kézirat, Pécs, 32 p.
- Németh T., Stefanovits P. & Várallyay Gy., 2005: Talajvédelem. Országos Talajvédelmi Stratégia tudományos háttere. – OKKP Kármentesítési tájékoztató, KvVM, Budapest, www.kvvm.hu
- Ódor L., Horváth I. & Fügedi U., 1997a: Észak-Magyarország nemesfém perspektívái a patakfordalékok geokémiai felvétele alapján. – Földtani Kutatás 34/2, pp. 9-12.
- Ódor L., Horváth I. & Fügedi U., 1997b: Low-density geochemical mapping in Hungary. Journal of Geochemical Exploration 60, pp. 55–66.
- OECD, 2003: Descriptions of selected key generic terms used in chemical hazard/risk assessment. – OECD Environment, Health and Safety Publications Series on Testing and Assessment No. 44, ENV/JM/MONO(2003)15, Joint Project with IPCS on the Harmonisation of Hazard/Risk Assessment Terminology, www.oilis.oecd.org/olis/2003doc.nsf/engdatcorplook/nt00004772/\$file/jt00152557.pdf
- OMH & MTA-MMSZ Kft., 1998: Nemzetközi metrológiai értelmező szótár. – Országos Mérésügyi Hivatal, Budapest, pp. 20-23.
- Ötvös K., 1998: Határértékek, határérték rendszerek az Országos Környezeti Kármentesítési rogramban. – OKKP Kármentesítési Füzetek 4, KöM, Budapest, www.kvvm.hu
- Ötvös K., Juhász Z., Wittner K., Földessy M., Földing G., Fekete F., Szulimán Sz., Kulcsár L., Éberfalvi J. & Csővári M., 2004: A Gyöngyösorszi ércbányászat teljes körű felhagyása. A mélyművelés felhagyásának környezeti hatástanulmánya I-II. – Kézirat, Mecsek-Öko Környezetvédelmi Rt., Pécs, 259 p.
- Piegert, H. & Uloth, W., 2005: Der Europäische Mufflon. – DSV-Verlag, Hamburg
- RAIS, 2007: Risk Assessment Information System. – University of Tennessee, USA, www.rais.ornl.gov
- Rieuwerts, J. S., Searle, P. & Buck, R., 2006. Bioaccessible arsenic in the home environment in Southwest England. Sci. Total Environ.; 371: pp. 89-98.
- RIVM Report 725201009, 1992. The accumulation of trace metals in crops grown on contaminated soil. Bilthoven.
- Rossouw, N., 2003: A review of methods and generic criteria for determining impact significance. – African Journal of Environmental Assessment and Management 6, pp. 44-61.
- Róza E. & Dezső Zs. 2005: Fuzzy-szabályokon alapuló kockázatelemzés alkalmazása a Balatonra. – Hidrológiai Közöny Vol. 85. No. 5., Budapest, pp. 31-36.
- Sándor J. ed., 2003: Közös célunk: a természet védelme – nemzetközi egyezségek, hazai kötelezettségek. – CEWEB, Miskolc, www.ceweb.org
- Schmidt J. (ed.), 1996: Takarmányozás. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 302-309.
- Shroeder, H. A. & Balassa, J. J., 1966: Abnormal trace metals in man. – J. Chron. Dis. 19, pp. 85-106.

- Shepard, R. B. 2005: Quantifying Environmental Impact Assessments Using Fuzzy Logic. – Springer Series on Environmental Management; New York, USA, 264 p.
- Sikhegyi F., Tisza A. & Unger Z., 2001: Útmutató a felszín alatti vizeket és a földtani közeget károsító területhasználatok és szennyezőforrások távérzékelési módszerekkel történő számbavételéhez. – OKKP, Kármentesítési útmutató 3, KvM, Budapest
- Siklóssy S., 1977: Gyöngyösoroszi és környékének szerkezeti értékelése. – Földt. Közl. Vol. 107, pp. 348-357.
- Simon F. (ed.), 1987: Állatorvosi gyógyszer-rendeléstan. – ÁOTE Gyógyszertani Tszk., Budapest, pp. 6-7.
- Simon, L., 2005. Stabilization of metals in acidic mine spoil with amendments and red fescue (*Festuca rubra* L.) growth. *Environ. Geochem. Hlth.* 27, 289-300. (nyíregyházi)
- Sipos P., 2004: Nehézfémek mozgását és megkötődését meghatározó geokémiai tényezők vizsgálata cserhádi talajszelvények példáján. – PhD értekezés, MTA Budapest, 131 p.
- Sipter E., 2000: A Trent-index alkalmazhatóságának bemutatása. – TDK dolgozat, BME-MGKT, Budapest, p. 45
- Sipter E., 2008: Human health risk assessment of toxic metals. – PhD thesis, Semmelweis Egyetem, Budapest, 74 p.
- Sipter E., Rózsa E., Gruiz K., Tátrai E. & Morvai V., 2008. Site-specific risk assessment in contaminated vegetable gardens. *Chemosphere* 71 (7), pp. 1301-1307.
- Sörös Cs., 2006: Mérési eljárás kidolgozása és alkalmazása környezeti minták arzénspeciációs elemzéseire. – PhD értekezés, Budapesti Corvinus Egyetem, Alkalmazott Kémia Tanszék, Budapest
- Stansell, K. & Marvelli, M., 2005: „Adverse effects” and similar terms in U.S. Law. – Duke Center for Environmental Solutions for the Dose Response Speciality Group of the Society for Risk Analysis (SRA), www.sra.org
- Stefanovits P., 1963: Magyarország talajai. Akadémiai Kiadó, Budapest
- Székely J. G., 1982: Paradoxonok a véletlen matematikájában. – Budapest, p. 257.
- Szvetnik N., 1997: Szennyezett területek kármentesítésének nemzetközi tapasztalatai. – OKKP Kármentesítési Füzetek 2, KTM, Budapest, www.kvvm.hu
- TAKI GIS, 2008: www.taki.iif.hu/gis/adatbazisok.html
- TEP, 2000: A magyar lakosság egészségi állapotának és az egészségügynek helyzetelemzése. Jövőképek; ajánlások átfogó távlati programhoz. - Egészségügyi Gazdasági Szemle 38/6, pp. 585-600.
- United Nations, 1999: Rio Declaration. Report of the United Nations conference on environment and. – The United Nations Conference on Environment and Development, 1992 A/CONF.151/26 (Vol. I), www.un.org
- US EPA, 1986: Superfund Public Health Evaluation. – www.epa.gov
- US EPA, 1992: Guideline for Exposure Assessment. – EPA, Office of Research and Development, Washington D.C.
- US EPA, 1994. Method 6020: Inductively couple plasma-mass spectrometry. Washington DC.
- US EPA, 1997a. Exposure Factors Handbook, Washington DC.
- US EPA, 1997b. Guidelines for Exposure Assessment, Washington DC.
- US EPA, 2006. Integrated Risk Information System. www.epa.gov/iris
- Váncsa A-né, 1996: Szakvélemény a Toka-patakon 1996. májusában kialakult, árvíz okozta környezetszennyezésről. – Kézirat, ÉMKF, Miskolc, pp. 7
- Várallyay, Gy., Szűcs, L., Murányi, A., Rajkai, K., Zilahy, P., 1982: Magyarország agroökológiai potenciálját meghatározó talajtani tényezők 1:100 000 méretarányú térképe. Földrajzi Értesítő 30. 235-250.
- Varga Gy., 1992: Kálitrachit és káliumdús kőzetek a Mátrában (Potassium trachyte and potassium-rich rock sin Mátra. – MÁFI Évi jelentése 1990-ról, Budapest, pp. 241-276.
- Varga Gy., Csillagné Teplánszky E. & Félegyházi Zs., 1975: A Mátra hegység földtana. – MÁFI Évkönyve LVII/1, Műszaki Könyvkiadó, Budapest, 575 p.

- Varga J., Tuboly S. & Mészáros J., 1999: A háziállatok fertőző betegségei, Állatorvosi járványtan II. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 392-513.
- Varnes, D. J., (1984): Landslide hazard zonation – a review of principles and practice. – UNESCO, IAEG Commission on Landslides and other Mass Movements, Paris; 63 p.
- Vér Zs., 2006: Talajok különböző oldhatóságú nehézfém tartalmának vizsgálata a Keszthelyi Országos Műtrágyázási Tartamkísérletekben. - ?
- Vetőné Ákos É., 1984: Jelentés a Gyo-5 sz. fúrásról, I. rész: Közvetlen kiértékelés. – Kézirat, MÁFI Adattár, Budapest, pp. 5-21.
- Vetter J., 2003: A nagygombák ásványi elem összetételének monografikus feldolgozása. OTKA 31702 program zárójelentése, Budapest, 2003
- Vidacs A., 1966. Gyöngyösorszi és a Nyugat-Mátra bányageológiája (Geology of the mines in Gyöngyösorszi and in Western Mátra Mountains). In: Pantó E., 1966. A gyöngyösorszi tarkaérc és a Bakony mangánércbányászata (Mining of the variegated ore in Gyöngyösorszi and of the manganese ore in Bakony Mountains). OÉÁ, Budapest, pp. 62-90. (in Hungarian)
- VITUKI Kht., 2005: FAVI és KÁRINFO működtetése
- Völgyesi L., Tóth Gy. & Varga J., 1992: Vetület Version 3.22 No 4. – BME Felsőgeodézia Tszk., Budapest
- White & Pickett, 1985: Zavar disturbance
- WHO, 2007: Working for health. An introduction to the World Health Organization. - www.who.int/en
- Záray G., 1991: Összefoglaló jelentés a Toka-patak környezetében végzett növény- és talajkémi vizsgálatokról. – ÁNTSZ Heves megyei Intézete, 2267/1991, Eger, pp. 6
- Záray Gy., Horváth Zs., Kántor T., Lásztity A. & Varga I., 1991. Zárójelentés „Érces meddőhányók határterületének környezetvédelmi vizsgálata I. Toka-patak völgye c. kutatási szerződés keretében végzett munka eredményeiről (Final report of the „Environmental impact assessment of ore deposits I. Valley of Toka creek). ELTE-TTK, manuscript (in Hungarian); Budapest, p. 67
- Zadeh, L. A., 1965: Fuzzy sets. – Information and Control 8 (3), pp. 338-353.
- Zadeh, L. A., 1978: Fuzzy sets as a basis for a theory of possibility. – Fuzzy Sets and Systems, pp. 3-28.
1995. évi LIII. törvény a környezet védelmének általános szabályairól. – www.kvvm.hu
1995. évi LVII. törvény a vizgazdálkodásról
2000. évi XLIII. törvény: hulladékgazdálkodás
2007. évi XXIX. törvény ezek módosításáról, a környezeti felelősségről
- 2/2001. (I. 17.) Kr. a veszélyes anyagokkal kapcsolatos, súlyos balesetek elleni védekezés szabályairól
- 10/2000. (VI. 2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet a felszín alatti víz és a földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékekről. – Magyar Közlöny, 2000/53. szám, pp. 3156-3167.
- 12/2001. (V. 4.) KöM-EüM együttes rendelet a vegyi anyagok kockázatának becsüléséről és a kockázat csökkentéséről
- 17/1999. (VI. 16.) EüM r. az élelmiszerek vegyi szennyezettségének megengedhető mértékéről
- 20/2001. (II. 14.) sz. Kr. az EIA magyar előírásai
- 33/2000. (III. 17.) Kr. a felszín alatti vizek minőségét érintő tevékenységekkel összefüggő egyes feladatokról
- 193/2001. (X. 19.) Kr. az egységes környezethasználati engedélyezési eljárás szabályairól
- 213/2001. (XI. 14.) Kr. a hulladékkezelési engedélyek megújítása
- 219/2004. (VII. 21.) Kormányrendelet a földtani közeg és a felszín alatti vizek folyamatos felülvizsgálata
- 275/2004. (X.8.) Kr. az európai közösségi jelentőségű természetvédelmi rendeltetésű területekről

- 2253/1999. (X. 7.) Kormányhatározat a környezetkímélő, többfunkciós mezőgazdaság támogatását a talaj-, táj- és vízbázis védelem, a fajok, az ökológiai rendszerek, az élőhelyek és a biodiverzitás védelme figyelembevételével a Nemzeti Agrár-környezetvédelmi Program keretein belül
- 96/61/EC a környezetszennyezés integrált megelőzéséről és csökkentéséről. – www.eur-lex.europa.eu
- 96/82/EC, 1996: Seveso II Council Directive of 9 December 1996 on the control of major-accident hazards involving dangerous substances. – The Council of the European Union, Official Journal L010/97
2004. évi XXXVI. törvény a termőföldről szóló 1994. évi LV. törvény módosításáról. – www.fvm.hu
- COM, 2007 642 final: Communication from the Commission to the Council and the European Parliament. Progress report on the Sustainable Development Strategy 2007. – SEC(2007)1416, Brussels, www.ec.europa.eu

Ábrajegyzék

- 1.1. A kockázatelemzés tudományterületei
- 1.2. A JECFA működése (WHO, 2007)
- 1.3. A szennyezett területek anyagcsoportok szerinti megoszlása (VITUKI Kht., 2005)
- 1.4. A magyar határértékrendszer elemeinek egymáshoz viszonyított helyzete (Almássy E, 2002)
- 1.5. Szennyezett területek integrált kockázati modelljének elvi felépítése (Guiz K. et al., 2001)
- 1.6. A mérgek sorsa a szervezetben (Laczay P., 1995)
- 1.7. A kockázat kialakulásához szükséges három alapfeltétel (Health Canada, 1993)
- 1.8. A kockázat fogalomrendszere az OECD (2003) alapján
- 1.9. A környezeti és egészségkockázat vizsgálatának hierarchikus rendszere az OECD (2003) alapján
- 2.1. Elsőfajú, háromszög (A) és trapéz alakú (B) fuzzy halmaz
- 2.2. A „távolság” nyelvi változó kifejezéselhalmaza hét csoport választása esetén
- 2.3. A fuzzy csoportok nyelvi változói az öt koncentráció paraméter együttes figyelembevételére esetében
- 3.1. A vizsgált terület topográfiai térképe, fűrásai és a szennyeződés vizsgálatának mintavételezései a Cartographia Kft. (2002) alapján
- 3.2. A Mátra elhelyezkedése a Pannon-medence szerkezeti egységei között (Haas J., 1994)
- 3.3. Neogén fejlődéstörténeti, ösföldrajzi és fáciestérképe (Hámor G., 2001)
- 3.4. A Kárpát-medence kora-miocén ösföldrajzi és fáciestérképe (Hámor G., 2001)
- 3.5. A Kárpát-medence középső-miocén ösföldrajzi és fáciestérképe (Hámor G., 2001)
- 3.6. A Kárpát-medence késő-miocén ösföldrajzi és fáciestérképe (Hámor G., 2001)
- 3.7. A vizsgált terület északi és középső részének földtani térképe (Varga Gy. et al., 1975)
- 3.8. A vizsgált terület tektonikai vázlata (Nagy G. et al., 1985)
- 3.9. A felszinközi szulfidos értelemek oxidációs zónája C. Mills (1995) és Márai V. (2007) alapján
- 3.10. A vizsgált terület talajtani térképei (Várallyai Gy. et al., 1982)
- 3.11. A bányavíz meszezése az altérőnél
- 3.12. A bányavíz levegőztetése
- 3.13. A Bence-völgyi zagytározó látképe a végleges bányabezárás előtt (Fügedi Ubul felvétele)
- 3.14. A volt ércelőkészítő üzem Gyöngyösorszi északi határában (Sipter E. felvétele)
- 4.1. Veteményes a Toka-patak mentén (Sipter E. felvétele)
- 4.2. A szinte minden talajtípusban természetesen is előforduló földigiliszta
- 4.3. Az arzén Eh-pH diagramja
- 4.4. A fuzzy koncepción alapuló kockázatbecslés lépései
- 4.5. A lakott területek talajmintáinak klaszteranalízisével kapott négy csoport a négyzetes euklideszi távolságok alapján
- 4.6. Diszkriminancia függvények a klaszteranalízissel elkülönített négy mintacsoportra
- 4.7. Az arzén „bokszt plot” diagramja
- 4.8. A vizsgált terület talajában mérhető nehézfém koncentráció eltérése a helyspecifikus (Ab), ill. (D) értéktől, valamint növényzetre és a muflon állományra becsült környezeti kockázat mértéke
- 4.9. A lakott területen termesztett növényekre becsült minimális (a) és maximális (b) helyspecifikus környezeti kockázati index fuzzy számai
- 4.10. A gyermekek (a), a nők (b) és a férfiak (c) egészségkockázati indexének fuzzy számai
- 4.11. A dagantkockázati index fuzzy számai a gyermekekre (a), nőkre (b) és férfiakra (c)
- 4.12. A helyspecifikus környezeti kockázati indexek minősítése a vizsgált terület talajára és növényzetére
- 4.13. A helyspecifikus egészségkockázati index minősítése a vizsgált terület lakosságának társadalmi csoportjaira

Táblázatok jegyzéke

- 3.1. A Gyöngyösoroszi környékén fűrésszel kutatott ércesedés jellemzői (Nagy G. et al., 1986; Vetőné Ákos É., 1984)
- 3.2. A biokoncentrációs faktor változása a kémhatás, a szervesanyag és az agyagtartalom függvényében (Suerbeck, in RIVM report No. 711701008)
- 4.1. A vizsgált elemek koncentráció (és várható) értékei Gyöngyösoroszi környékén
- 4.2. A vizsgált elemek természetes anomáliái a kutatási területen
- 4.3. A flotációs meddőhányón talált ehető növényi részek és egy pöfeteg gomba koncentráció értékei (Ferwagner A., 2002) más területeken élő ehető gombákhoz (Kabata-Pendias, A. & Pendias, H., 1984) és a referencia dózishoz (JECFA, 1993; US EPA, 2006) viszonyítva
- 4.4. A mezőgazdasági területen termesztett növények ehető részeiben mért koncentráció értékek az adott növény átlagos nehézfém tartalmához (Kabata-Pendias, A. & Pendias, H., 1984) és a referencia dózishoz (JECFA, 1993; US EPA, 2006) viszonyítva
- 4.5. A Gyöngyösoroszi területén termesztett növények ehető részeiben mért koncentráció értékek (BFNTÁ, 1994; Sipter E. & Rózsa E., 2008)
- 4.6. A vizsgált nehézfémek beépülése a földigiliszta szervezetébe a talajban mérhető koncentráció [mg/kg] függvényében (Kabata-Pendias, A. & Pendias, H., 1984)
- 4.7. A vizsgált társadalmi csoportok kitétségi paramétereinek helyspecifikus (és irodalmi) értékei (JECFA, 1993; US EPA, 1997; Sipter E. & Rózsa E., 2008)
- 4.8. Kármentesítési célértékek a vizsgált terület eltérő érzékenységi részében a (B) szennyezettségi határértékhez viszonyítva (Enviroinvest Kft., 2006a,b, 2007)
- 4.9. A vizsgált termesztett növényfajták helyspecifikus BCF értékei a lakott területen
- 4.10. A felnőttek és gyermekek növényi tápanyagbevitelének irodalmi értékei
- 4.11. A növények arzénvegyületekkel szemben mutatott toleranciája (Morris & Swingle, 1927; Morris 1938; Liebig, 1966; Overcash & Pal, 1979)
- 4.12. A szervesetlen arzénvegyületek toxicitásuk csökkenő sorrendjében a bab és a paradicsom esetében (Morris & Swingle, 1927)
- 4.13. A vizsgált elemek toxikológiai adatai egy napra vonatkoztatva testtömeg-kilogrammonként (ttkg) (JECFA, 1993; US EPA, 2006)
- 4.14. A koncentráció adatok szórása a vizsgált területrészekben (mintavétel: B=BME 2002-2003; M=MECSEK-ÖKO Rt. 2003-2008; S=Sipter-Rózsa, 2001-2002)
- 4.15. A vizsgált elemek korrelációs kapcsolatai a nem előtött kiskertek talajában
- 4.16. A vizsgált elemek korrelációs kapcsolatai az előtött kiskertek talajában
- 4.17. A vizsgált elemek korrelációs kapcsolatai a flotációs meddőhányó felszínén
- 4.18. A vizsgált elemek korrelációs kapcsolatai az északi terület talajában
- 4.19. A vizsgált elemek korrelációs kapcsolatai a lakott terület talajában
- 4.20. A vizsgált elemek korrelációs kapcsolatai a bányaterület talajában
- 4.21. A vizsgált elemek korrelációs kapcsolatai a nem előtött kiskertek növényeiben
- 4.22. A vizsgált elemek korrelációs kapcsolatai az előtött kiskertek növényeiben
- 4.23. A vizsgált elemek korrelációs kapcsolatai a lakott terület növényeiben
- 4.24. A vizsgált elemek korrelációs kapcsolatai a bányaterület növényeiben
- 4.25. A klaszteranalízis eredménye
- 4.26. A csoportok kialakítását meghatározó paraméterek súlytényezői
- 4.27. A klaszteranalízissel kapott csoportok statisztikai adatai
- 4.28. A lakott területeken gyűjtött talajminták faktoranalízissel kapott eredményei
- 4.29. Helyspecifikus súlytényezők (L= lakott terület és B= bányaterület: (Ab) háttérkoncentráció és (D) kármentesítési határérték, N= növényi és G= földigiliszta BCF, T= toxicitás az RfD alapján)

Mellékletek jegyzéke

- I. melléklet: A vizsgált területen található TIM pontok (TAKI GIS, 2008)
- II. melléklet: A lakott területről származó, kockázatbecslésben felhasznált koncentráció adatok
- III. melléklet: A bányaterületről származó, kockázatbecslésben felhasznált koncentráció adatok
- IV. melléklet: A vizsgált növényfajták helyspecifikus biokoncentrációs faktora (BCF)
- V. melléklet: A társadalmi csoportok kérdőíve felmérése (2001-2002) (Sipter E., 2008)
- VI. melléklet: A lakott terület talajmintáinak növényi és földigiliszta BCF alapján súlyozott értékei és fuzzy csoportjai
- VII. melléklet: A bányaterület talajmintáinak növényi és földigiliszta BCF alapján súlyozott értékei és fuzzy csoportjai
- VIII. melléklet: A lakott terület eltérő súlyozással kapott fuzzy csoportjai
- IX. melléklet: A bányaterület eltérő súlyozással kapott fuzzy csoportjai
- X. melléklet: A növények ökológiai kockázata
- XI. melléklet: A társadalmi csoportok kockázata
- XII. melléklet: A társadalmi csoportok daganatkockázata
- XIII. melléklet: A muflonok ökológiai kockázata