

*ERDÉLY FOLYÓINAK
TERMÉSZETI ÁLLAPOTA.
KÉMIAI ÉS ÖKOLÓGIAI VÍZMINŐSÍTÉS
A REKONSTRUKCIÓ MEGALAPOZÁSÁRA*

 SAPIENTIA KÖNYVEK



SAPIENTIA
ERDÉLYI MAGYAR
TUDOMÁNYEGYETEM



SAPIENTIA
ALAPÍTVÁNY



PARTIUMI
KERESZTÉNY
EGYETEM

***ERDÉLY FOLYÓINAK
TERMÉSZETI ÁLLAPOTA
KÉMIAI ÉS ÖKOLÓGIAI VÍZMINŐSÍTÉS
A REKONSTRUKCIÓ MEGALAPOZÁSÁRA***

Szerkesztette
UJVÁROSI LUJZA

| Scientia Kiadó |
| Kolozsvár · 2003 |

SAPIENTIA KÖNYVEK 21.

Természettudomány

A kiadvány megjelenését a Sapientia Alapítvány támogatta.

Kiadja a

Sapientia Alapítvány – Kutatási Programok Intézete
400112 Kolozsvár (Cluj-Napoca), Mátyás király (Matei Corvin) u. 4.
Tel./fax: +40-264-593694, e-mail: kpi@kpi.sapientia.ro

Felelős kiadó:

Tánczos Vilmos

A kötet tanulmányait lektorálták:

Dr. Kiss Szidónia (Románia)
Dr. Szabó Csaba (Magyarország)
Dr. Záray Gyula (Magyarország)

A természettudományi sorozat szerkesztőbizottsága:

Benedek József
Fodorpataki László
Kékedy Nagy László
Nagy László
Szilágyi Pál
Toró Tibor

Szerkesztőségi titkár:

Tőkés Gyöngyvér

Sorozatborító:

Miklósi Dénes



Első magyar nyelvű kiadás: 2003

© Sapientia, 2003

Minden jog fenntartva, beleértve a sokszorosítást, a nyilvános előadást, a rádió- és televízióadást, valamint a fordítás jogát, az egyes fejezeteket illetően is.

Descrierea CIP a Bibliotecii Naționale a României

Erdély folyóinak természeti állapota / ed.: Ujvárosi Lujza. –

Cluj-Napoca: Scientia, 2003.

Bibliogr.

ISBN: 973-7953-05-3

I. Ujvárosi Lujza (ed.)

1. Transilvania

504.06

TARTALOM

ELŐSZÓ	7
PAPP JUDIT Az erdélyi folyók szennyezettségi fokának mikrobiológiai felmérése	11
FODORPATAKI LÁSZLÓ A fitoplankton ökofiziológiai állapotának vizsgálata erdélyi folyószakaszokon	43
MACALIK KUNIGUNDA Ökológiai vízminősítés az erdélyi folyók egyes szakaszain a makrofiták és a benton alapján	65
SÁRKÁNY-KISS ENDRE Az erdélyi folyók vízi puhatestű faunájának egykori és jelenlegi helyzete. A minőségi és mennyiségi dinamikák ökológiai értelmezése, javaslatok	107
UJVÁROSI LUJZA Egyes erdélyi folyószakaszok minősítése és osztályozása jellegzetes tegzesegyütteseik (<i>Trichoptera</i>) alapján	151
KÉKEDY NAGY LÁSZLÓ–BOLLA CSABA–SZABÓ GABRIELLA Egyes erdélyi felszíni vizek nehézfém-tartalmának meghatározása modern elektroanalitikai (stripping analízis) eljárással	217
FORRAY FERENC LÁZÁR A nehézfém-szennyezés megállításának vizsgálata a verespataki bányavidéken	247
A KÖTET SZERZŐI	275
ABSTRACTS	279
REZUMATE	293

FORRAY Ferenc Lázár
**RESEARCH ON THE POSSIBILITIES OF STOPPING
THE HEAVY METAL POLLUTION IN THE ROȘIA
MONTANA MINING REGION**

The pollution effect increased in the last decades due to industrial progress and also due to the orientation of economy towards consumption society. Raised pollution determines the scientists to find the ways to diminish the negative pollution effect. The technical revolution permitted the development of high performance instruments for pollutant detection. In several cases, pollutants are present in small concentrations in environment and for their detection high performance devices are necessary.

The study of possibilities to prevent heavy metal pollution in Roșia Montană mining region, must first of all establish the main geochemical processes that contribute to the heavy metal mobilization. This study tries to identify which minerals have got the most important role in control of the heavy metal mobilisation. The present aim has been focused the study on the possibility to use terrestrial gastropod shells as pollution indicators. For this purpose there were analyzed 56 samples from 9 stations located in Abrud brook catchments basin. The analyses were done using different kind of analytical methods.

Thermodynamical modelling, electron microscope investigations, X-ray diffraction and fluorescence analysis prove that Roșia and Abrud brook transport the heavy metals in solution and in adsorbed phase in iron hydroxide suspended particulate. The precipitated iron hydroxides (in the brook bed) are capable only temporary to retain heavy metals. The changes of environmental conditions have a great impact upon iron hydroxides stability. If the pH of surface waters increases significantly, some minerals, which were deposited in the brook bed, will be thermodynamically unstable and they will decompose. This decomposition will be followed by release of heavy metals retained by sorption, increase in this manner the concentration of heavy metals in solution. Without doubt there are necessary to decontaminate the environment in Roșia Montană mining area, but more detailed studies will be necessary to establish the best decontamination method.

A NEHÉZFÉM-SZENNYEZÉS MEGÁLLÍTÁSÁNAK VIZSGÁLATA A VERESPATAKI BÁNYAVIDÉKEN

1. Bevezető

A környezetszennyezés rohamos ütemben fejlődött, beleépülve mindennapi életünkbe. A szennyezés elsősorban az ipari ágak fejlődésének és a fogyasztói társadalom kialakulásának a következménye (Papp–Kümmel 1992).

Az Erdélyi-Érchegységben működő bányavállalatok, települések nagymértékben hozzájárulnak a környezet szennyezéséhez (Williamson et alii 1996; Forray–Hallbauer 2000; Forray 2001a, b).

Sok esetben a szennyező anyagok a környezetben kis koncentrációban fordulnak elő, ezért ezek mérésére nagy érzékenységű műszerekre van szükségünk, melyek nagyon költségesek. Kisebb koncentrációban is, egyes anyagok súlyosan felboríthatják a természet egyensúlyát.

Korábbi tanulmányaink kimutatták, hogy a verespataki bányakitermelésnek, ahol már a római kortól kezdve bányásztak ki aranyat, rendkívül negatív hatása van az élő környezetre (Forray 1999). Az Eurogold ausztrál vállalat, mely koncesszióba vette a területet, nemrég jelentős (aranyban gazdag) ércesedéseket talált. Az említett vállalat, ércfeldolgozó üzem építését és egy nagyméretű érckitermelés beindítását tervezi. Éppen ezért itt olyan tanulmányokra van szükség, melyek felmérik a környezet nehézfém-szennyezési fokát és a különböző geokémiai folyamatok hatását a fémek mobilitására.

A nehézfémek környezetbe való migrációját, a primer és a másodlagos ásványok nagymértékben befolyásolják. Ezért fontos, hogy a bányavizek tisztítási módszerének meghatározásánál vegyék figyelembe a geokémiai folyamatokat.

A környezetben lezajló kémiai folyamatok nagymértékben meghatározzák a fémek mobilitását. Egyes ásványok adott környezetben képesek a nehézfémek (pl. jarosit, agyagásványok) megkötésére és ezáltal a környezetbe kerülő fémek koncentrációja nagymértékben csökken. A környezet termodinamikai változása során egyes ásványok, amelyek a

fémeket megkötötték, felbomlanak és ezáltal a fémek újra mobilizálódnak. Ezek a geokémiai folyamatok termodinamikai modellezése hasznos információkat nyújt különböző fémek mobilitásáról. Az ásványtani és geokémiai információk birtokában lehetőség adódik a megfelelő tisztítóberendezések alkalmazhatóságának megvizsgálására.

2. Földrajzi elhelyezés

A kutatási terület az Erdélyi-Szigethegység központi részén található, az Aranyos folyó felső szakaszán, az Abrud-patak gyűjtőmedencéjében. Az Abrud-pataknak hossza 22 km és gyűjtőmedencéje 229 km² (Duma 1998b 168). A patak átlagos vízhozama adatok hiányában a becslések szerint 3 m³/s. Vízhozamának csúcsa tavasszal van, amikor a hóolvadás jelentős. A környék dombos-hegyes jellegű, a tengerszint feletti magasság 550 és 1000 m között változik.

A kutatási területen lévő települések közül a legfontosabbak Verespatak (Roşia Montană) (1. ábra), Verespatakorka (Gura Roşiei) és Topánfalva (Câmpeni).



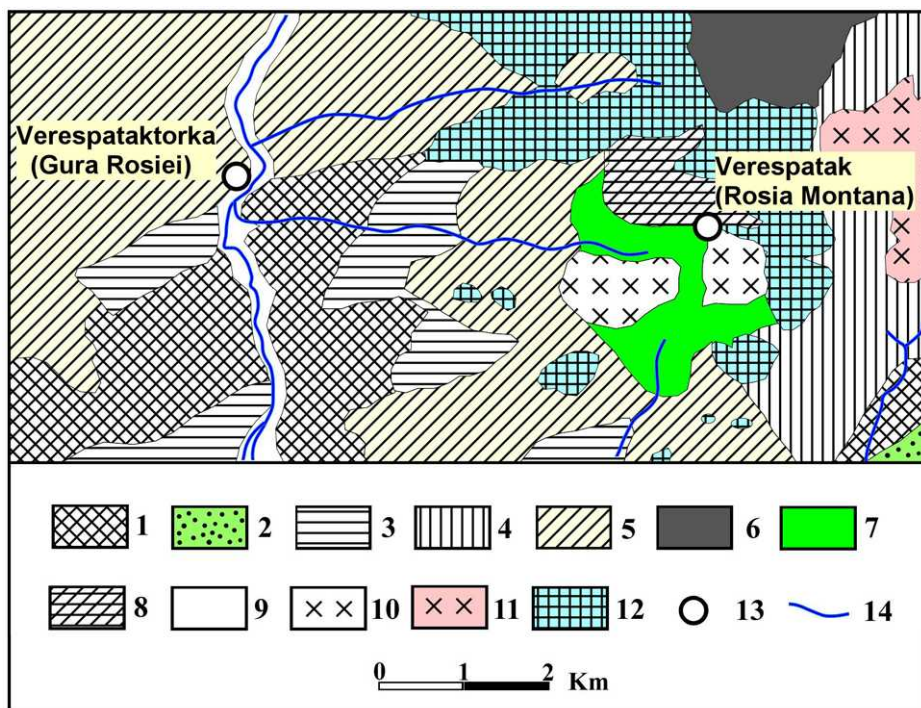
1. ábra. Verespatak felszíni bányakitermelése

3. Verespatak geológiai viszonyai

A verespataki érctelep egy low sulfidation típusú (Mârza-Tămaş 1997; Tămaş-Bailly 1999) hidrotermás ércesedés, melyet a római kortól napjainkig, kisebb-nagyobb megszakítással, bányásznak elsősorban aranyért, illetve kisebb mértékben cinkért, ólomért és rézért (az utóbbiakat az arany ércdúsítás melléktermékeként vonják ki).

Verespatak környékén, a kristályos alapra (ott ahol nincsenek feltárások) mezozoikumi üledékek települnek (2. ábra).

A hauterivi–alsó apti rétegsorozatot karbonátos homokkővek és szürke agyagok alkotják (Ianovici et alii 1976). Elterjedési övezete a Veres-pa-



2. ábra. Verespatak egyszerűsített geológiai térképe (Bordea et alii, 1979 adatai alapján). 1 – hauterivi–alsó apti palás-homokkőves flis; 2 – apti homokkőves flis; 3 – felső apti–alsó albai agyagos-homokkőves vadflis; 4 – campani agyagos-homokkőves vadflis; 5 – maastrichti homokkőves-mészköves flis; 6 – paleocén márgás-agyagos flis; 7 – bádeni üledékek; 8 – szarmata márga, agyag és homokkő; 9 – holocén; 10 – dacit; 11 – andezit; 12 – andezit lávafolyások; 13 – falvak; 14 – patak.

tak torkolatától keletre és délebbre az Abrud-patak bal és jobb partján húzódik. Ezt követik az apti korú flis üledékek, homokkő és agyagpala sorozata, mely csak kis foltként van jelen a tanulmányozott terület délkeleti részén. A felső apti–alsó albai üledékek szintén flis jellegűek, durva homokkő- és agyagpala-rétegek alkotják. A campani korú vadflis üledékek agyagos-homokkőves rétegei Verespataktól keletre találhatóak.

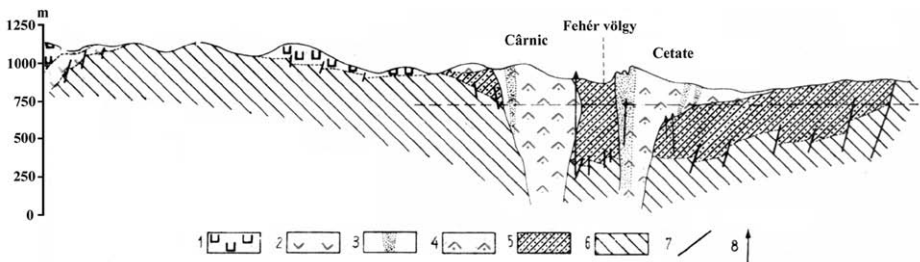
Legnagyobb kiterjedésük van a maastrichti flis jellegű üledékeknek, melyek Verespataktorka falutól északra és nyugatra, valamint Verespataktól nyugatra terülnek el. Ezeket homokkővek, finomszemcsés konglomerátumok és agyagrétegek alkotják. Verespatak környékén, Tămaş (2002) megfigyelése szerint, ezeket az üledékeket (Igre, Orlea és Țarina) vékony, finom pirites érchálózatok szelik át, melyek részben a felszínen oxidálódtak.

Verespataktól északra a campani korú üledékekre paleocén flis jellegű rétegek telepszene, melyeket márgás, agyagos kőzetek alkotnak (Ianovici et alii 1976).

Verespatak közelében a neogén korú üledékeket a közép- és felső-bádeni, valamint alsó-szarmata rétegek alkotják. A közép-bádenben, a vulkáni tevékenység hatására, piroklasztikus konglomerátumok, vulkáni törmelékes üledékek, agyagok, vulkáni tufás homokkőves üledékek jöttek létre. A felső-bádenre a márgás rétegek jellemzők, melyekbe helyenként homokkő- és gipszrétegek ékelődnek be. Ezek az üledékek a Cetate és Cârnic dacit testétől északra, valamint délre találhatóak.

Az alsó-szarmata üledékek Verespataktól északra és északnyugatra találhatóak. Kőzettanilag márgák, homokkővek és agyagok alkotják.

Részletesebb kőzettani és tektonikai adatokat találunk Borcoş–Mantea (1968), Ianovici et alii (1969; 1976), Săndulescu (1984), Balintoni–Vlad (1996) és Balintoni (1997) munkáiban.



3. ábra. Verespatak vulkáni struktúrája (Borcoş 1968 adatai alapján, módosítva). 1 – Rotunda típusú andezit; 2 – kvarc-andezit; 3 – breccsa; 4 – dacit; 5 – bádeni–alsó-szarmata üledék; 6 – kréta üledék; 7 – vető; 8 – fűrés

Verespatak környékén a neogén mészkáli magmatikus tevékenység az alsó-bádenben kezdődik, mely vulkáni és szubvulkáni dacit jellegű kőzetet hozott létre (3. ábra). A Cârnic és a Cetate dacitjain Roşu et alii (1997) $14,7 \pm 0,8$ Ma kort határozott meg. Utólagos hidrotermás oldatok hatására a dacit kőzet nagymértékben átalakult, adularosodott, kovásodott és agyagásványosodás jött létre (Mârza–Ghergari 1992; Tămaş 2002).

A kőzet szürke színű, porfiros szerkezetű és masszív szövetű. A kőzet magas hőmérsékletű, jellegzetes bipiramisos kvarckristályokat tartalmaz, továbbá földpátot, amelyet legtöbb esetben agyagásványok helyettesítenek. Az agyagásványosodás intenzitásától függően a kőzet színe teljesen fehér lehet. A kőzetet sűrű hálószerű vékony repedések szelik át, melyek különböző szulfidokat tartalmaznak. Ezeknek a szulfidoknak (nagy részben pirit alkotja) oxidációja vörösesbarna (vas-hidroxid) elszíneződést kölcsönöz a kőzetnek. A Cetate tömbre jellemző a nagyméretű breccsa pipe (Tămaş 1998, 2002) struktúra kialakulása, valamint a Cetate és a Cârnic közötti glauch- (Mârza et alii 1995) képződmény.

Az ércesedés breccsában, tellérekben és stockwerkben fordul elő (Tămaş 2002). Az érctelep egy epitermás arany ércesedésből tevődik össze, amelyben kvarc és adular is van. A teléres ércesedésekben főként szulfidok fordulnak elő (Borcoş et alii 2000). Az ércesedés aranyat, piritet és arzenopiritet tartalmaz, kisebb mennyiségben szfalerit, kalkopirit, galenit, alabandin, tetraedrit, proustit, pirargilit, polibázit, argentit, rodokrozit, kalcit és kvarc van jelen (Rădulescu–Dimitrescu 1966; Ianovici et alii 1976; Udubaşa et alii 1992; Benea et alii 2000; Borcoş et alii 2000).

A Verespatak környéki utolsó vulkáni tevékenység terméke a Rotunda típusú andezit, melyet előzetesen Ianovici et alii (1969) pannon korúnak ítélt, később pontuszinak becsüli (Ianovici et alii 1976). A Rotunda típusú andezit szürke színű, porfiros szerkezetű és masszív szövetű. A kőzetet földpát, kvarc, biotit, hornblende és apatit ásványok alkotják. Ezek az ásványok mellett opak ásványok is előfordulnak.

4. Mintagyűjtés és analitikai módszerek

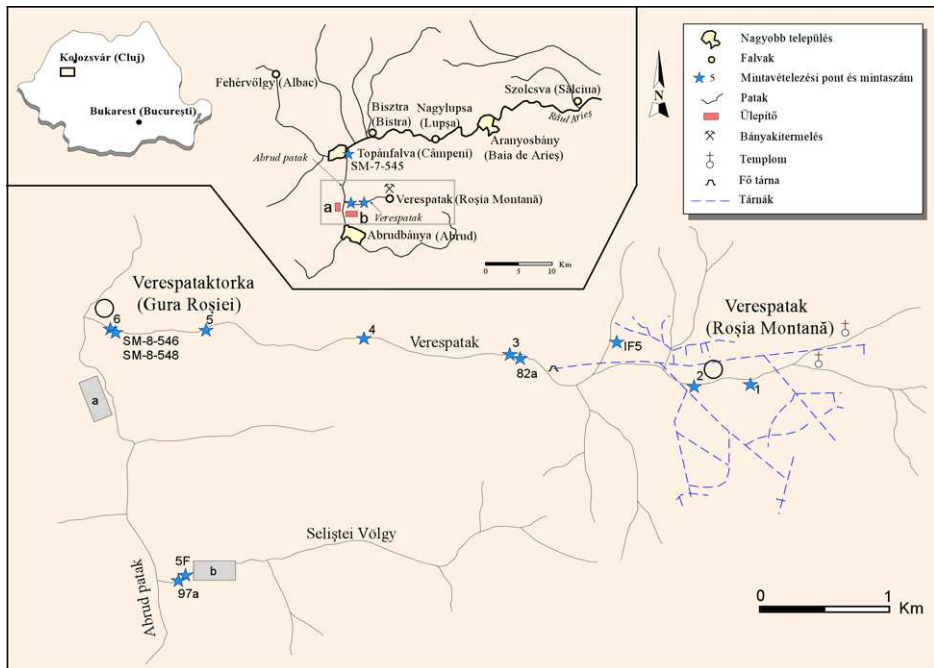
A mintagyűjtést 9 helyről végeztük az Abrud-patak gyűjtőmedencéjében (4. ábra). Olyan helyekről próbáltunk begyűjteni mintákat, amelyeket a bányakitermelés szennyez. Mintabegyűjtést és terepi méréseket négy alkalommal végeztünk (november közepén, áprilisban, májusban és

júniusban). Különböző mintavételezési/mérési időpontokra azért volt szükség, hogy a klimatológiai tényezők hatását is figyelembe vegyük.

A jelen kutatáshoz 56 mintát vizsgáltunk elektronmikroszkóppal, ICP–OES-sel (Inductively Coupled Plasma – Optical Emission Spectrometry), röntgendiffrakcióval, röntgenfluoreszcenciával, továbbá a minták pH-ját, elektromos vezetőképességét, valamint redox potenciálját is megmértük. A mérések eredményével és a környéken végzett tanulmányok adataival együtt a Mintequa–2 termodinamikai program segítségével modelleztük az ásványok képződésének lehetőségét.

4.1. Plazmaindukciós emissziós spektrométer

A plazmaindukciós emissziós spektrométert ICP–OES az oldatban lévő 33 elem koncentrációjának meghatározására használják, ha ezek koncentrációja nagyobb, mint egy pár száz ppt. Ezzel a módszerrel az IF5-os vízmintából hat elemet (Al, Fe, Pb, Cu, Zn, Mn) határoztunk meg. Az ICP–OES analíziseket a G&P Umweltanalytik GmbH (Flöha, Németország) cég műszerén végeztük a DIN 38406–E22 szabvány szerint.



4. ábra. A tanulmányra felhasznált mintabegyűjtési és mérési pontok

4.2. Röntgenfluoreszcencia spektrofotometria

A minták feldolgozásához hullámhossz diszperziós röntgenfluoreszcencia spektrofotométert (XRF–X Ray Fluorescence Spectrometry) használtunk. Ennek segítségével olyan fémkoncentrációkat lehet kimutatni, melyek nagyobbak, mint 4–5 mg/kg (vagy 4–5 ppm). Ezzel a módszerrel a nehézfémeket határoztuk meg. Egy mintát (5F) az XRF módszerrel a BBTE ásványtani tanszékén lévő Spectroscan 006 (Spoectron Ltd., RU) típusú műszerrel elemeztünk.

4.3. Röntgendiffrakció

Az ásványok meghatározására röntgendiffrakciós módszert (XRD–X Ray Diffraction) alkalmaztunk mind orientált, mind keverék mintán. Összesen 2 mintán 12 elemzést végeztünk. Erre a célra a BBTE ásványtani tanszékén lévő DRON–03 típusú műszert használtuk, melynek röntgensugár-gerjesztő csőve réz antikatódból volt. Ezt a röntgensugár-gerjesztő csőt 20kV-on 20 mA áramerősséggel tápláltuk. A mérések során a műszer egy nagy felbontású skálán volt beállítva, annak érdekében, hogy minél pontosabban meghatározhassuk a diffrakciós csúcsokat.

4.4. Transzmissziós elektronmikroszkóp

Transzmissziós elektronmikroszkópot (TEM – Transmission Electron Microscopy) használtunk a nagyon kis méretű ásványok (agyagásványok) vizsgálatára és a különböző másodlagos ásványok meghatározására, melyek mint lebegőanyagok vannak jelen a bányavizekben vagy a bányavizekkel szennyezett felszíni vizekben. Az ásványok meghatározása a kristályok morfológiája alapján történt, vagyis hogy az ásványok hogyan viselkednek az elektronsugár hatására és strukturális alapon (elektron diffrakció). Ezzel a módszerrel három mintát elemeztünk a BBTE elektronmikroszkópai központ TEM TESLA B650-es elektronmikroszkópjával.

4.5. A pH mérése

A hidrogénion aktivitásának mérésére (pH) egy GPHR 1400 típusú hordozható műszert alkalmaztunk, mely lehetővé teszi a pH mérését 0 és 14 között $\pm 0,02$ pontossággal. Mérések előtt a műszert standard pH-oldatokkal (pH=4 és pH=7) kalibráltuk 25 °C hőmérsékleten.

Összesen 33 mérést végeztünk a terepen. A pH korrigálását a mért oldat hőmérséklete függvényében a műszer automatikusan elvégzi, ha megadjuk az oldat hőmérsékletét. A hőmérséklet mérését a CyberScan CON 20 műszerrel végeztük, mely lehetővé teszi a hőmérséklet mérését $\pm 0,1$ °C-os pontossággal.

4.6. Redoxpotenciál mérése

Redoxpotenciál mérésére egy GPHR 1400 típusú műszert használtunk, melyhez egy Pt–Pt típusú elektródot és egy RBD (Ag/AgCl) referencia membránelektrodot kapcsoltunk. Az elektródok pontos működését egy ferro/ferri-kálium-cianid (ZoBell) oldatban ellenőriztük. A ZoBell-oldat elkészítéséhez 1,4080 g $K_4Fe(CN)_6 \cdot 3H_2O$ -ot, 1,0975 g $K_3Fe(CN)_6$ -t és 7,4557 g KCl-ot feloldottunk desztillált vízben és az oldatot feltöltöttük 1000 ml-re. A platinaelektrod tisztításához királyvizet használtunk, ahogyan azt a USGS (United States Geological Survey) mérés módszertani könyve előírja (Wilde–Radtko 1998). A királyvizet egy rész koncentrált HNO_3 -ból és három rész koncentrált HCl-ből állítottuk elő. Ezt az oldatot 70 °C-ra melegítettük és a platinaelektrodot belemerítettük nem több, mint egy percig. Ezután a platinaelektrodot desztillált vízzel leöblítettük.

Összesen 36 redoxpotenciál mérést végeztünk a terepen. Egy redoxpotenciál mérése 15–30 perc időt vett igénybe, annak függvényében, hogy a potenciál milyen hamar stabilizálódott. A mérések között a referencia-elektrodot telített kálium-kloridos (KCl) oldatban tartottuk és a Pt–Pt elektródot desztillált vízben. Mérések után az elektródokat desztillált vízzel leöblítettük.

4.7. Elektromos vezetőképesség

Az elektromos vezetőképesség mérésére (EC – Electrical Conductivity) egy CyberScan CON 20 típusú terepi műszert használtunk. A műszernek négy kalibrációs pontja van, mely lehetővé teszi, hogy szélesebb tartományban is (nagyon erősen szennyezett területeken) pontos méréseket végezzünk. A műszer kalibrálását 25 °C hőmérsékleten végeztük, felhasználva az Eutech Cybernetics által készített standard oldatokat: 447 $\mu S/cm$ (EC–CON–447), 1413 $\mu S/cm$ (EC–CON–1413), 2764 $\mu S/cm$ (EC–CON–2764) és 15 000 $\mu S/cm$ (EC–CON–15 000). Kalibráció után a műszer automatikusan végzi az elektromos vezetőképesség korrekcióját a hőmérséklet függvényében.

Használat előtt a műszer elektródját legalább 12 órát desztillált vízben tartottuk, hogy az elektród hidratálódjon, ahogy azt Wilde és Radtke (1998) javasolta.

39 vízmintának mértük az elektromos vezetőképességét. A mért adatokból számítottuk ki az oldott sótartalmat (TDS – total dissolved substances) az Eutech Cybernetics standardjait használva. A regressziós egyenes kiszámítására, amelynek segítségével meghatározzuk azt az egyenletet, mely lehetővé teszi az elektromos vezetőképesség átalakítását oldott sótartalommal, a legkisebb négyzetek módszerét alkalmaztuk, a Statistica 5.2 software csomag segítségével.

5. A verespataki bányakitermelés környezeti hatásai

Verespatakon kezdetben a kitermelést kizárólag a tárnák segítségével művelték, de jelenleg csak a felszíni termelés üzemel.

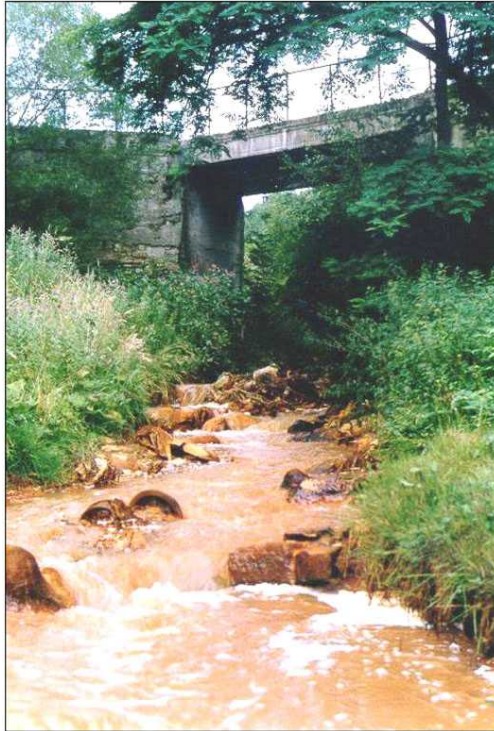
A felszíni bányaműveletek hatására, nagy mennyiségű kőzet került közvetlen kapcsolatba a felszíni környezettel (eső, hó stb.). A kőzetekben levő szulfidok oxidációja a felszíni vizeknek savas jelleget kölcsönöznek. A felszíni vizekbe ezáltal nagy mennyiségű fém került, mely teljesen ki-pusztította ezek élővilágát.

Feltételezéseink szerint már a rómaiak bányászása előtt a helyi vizeknek alacsony pH-ja volt. A helység későbbi neve is (Verespatak) a patak vas-hidroxid-tartalmára utal (5. ábra). Hasonló jelenség előfordul a világ más részein is, ahol a helység elnevezése szintén a patakban jelenlevő vas-hidroxidról kapta nevét, mint például Rio Tinto (Spanyolország) (Leblanc et alii 1995), Red River és Yellow Stream (Anglia) (Banks et alii 1997).

A rendelkezésünkre álló adatok elégtelensége miatt még nem tudunk választ adni arra a kérdésre, hogy napjainkban a környezetben mért nehézfém-koncentrációnak hány százaléka természetes és hány százaléka antropogén eredetű.

Verespatak bányavidékén a környezetszennyezés fő forrásai a következők:

- bányavizek (a felszínről beszivárgó esővíz a régi tárnákon keresztül jut a felszínre);
- felszíni bányavizek (a felszíni kőzetek oxidációja következtében létrejött savas jellegű vizek);
- az ércet feldolgozó üzem (vegyi anyagokkal szennyezi a felszíni vizeket, talajvizeket és a levegőt);



5. ábra. *A Veres-patakban lerakódott vas-hidroxidok (az Orlea tárna mellett)*

– ülepítők (vegyi anyagokkal, fémekkel szennyezik a felszíni és a talajvizeket, a finom szemcséjű anyagot az eső és a felszíni vizek nagy távolságra szállítják).

A felszínről beszivárgott esővíz a régi tárnákon keresztül jut újra a felszínre. Ezekből a vizekből nagy mennyiségű vas-hidroxid rakódik le. Több esetben a vas-hidroxid lerakódása a verespataki lakosok kertjeit teszi használhatatlanná. A felszíni bányaműveletek a Cetate-dombot majdnem teljesen letarolták és ilyen sors vár a Cârnic-dombra is. A nagy mennyiségű meddőközetet a felszíni hányókba tárolják. Duma (1998a) adatai szerint 16 meddőhányó közül, mely összesen 13,14 ha területen helyezkedik el, csak kettőt használnak, a Zöld völgyi és a Hop meddőhányót. A Zöld völgyi kétszintű meddőhányó Verespataktól délre helyezkedik el, a Cetate-domb oldalán, 5 ha területen (Duma 1998a). A Szarvaspatak völgyébe található Hop egyszintes meddőhányó területe 3,8 ha

(Duma 1998a) és megközelítőleg 450 m távolságra van a Szarvas-patak (Corna) falutól.

Ezek a meddőhányók kőzetanyagában lévő nagy mennyiségű pirit oxidációja miatt az átszivárgott esővíznek savas jelleget és magas oldott fém-tartalmat kölcsönöznek. Az egész verespataki bányakitermelés helyszínén képződött savas bányavizeket semmiféle kémiai módszerrel nem kezelik.

Verespatak ércfeldolgozó üzeme Verespataktorka faluban található. Ez az üzem az ércfeldolgozás után hátramaradt „meddő” anyagot vízzel keverve csöveken keresztül eljuttatja a Szelistye völgy (az Abrud-patak egyik jobb ága) meddőanyag tárolójába. A tároló jelenlegi felülete 11 ha (Duma 1998a). Három régebbi tároló Verespataktorka falu területén található az Abrud-patak közvetlen közelében. E három tároló összterülete 24,92 ha. Mindhárom tároló jelenleg tartalékban van (nem üzemel), csak abban az esetben üzemeltetik, ha a Szelistye völgyi tárolónál műszaki gondok vannak. Ennek ellenére a három tároló állapota nem megfelelő. Az esőzések nagymértékben meggyengítették a tárolók oldalait, és abban mély vágatokat hoztak létre. Tavasszal a hóolvadáskor, vagy a nagy esőzésekkor az Abrud-patak kiléphet medréből és nagy mennyiségű meddőanyagot elmoshat.

A Szelistye völgyi tárolónál az ülepített vizet előzetes kémiai kezelés nélkül beömlesztik az Abrud-patakba. Ezenkívül a tároló frontján, számtalan helyen kiszivárgások jelennek meg a tároló helytelen megtervezése és használata miatt. A kiszivárgó vizek pH-ja 2,29 és 5,79 között ingadozik (Forray 2002b). Ez az ingadozás azt mutatja, hogy a tárolóban heterogén geokémiai folyamatok alakultak ki. Forray (2002a) legújabb tanulmánya arra mutat, hogy a tárolónál fontos geokémiai szerepe lehet a biológiai aktivitásnak is.

6. Adatok kiértékelése

A Veres-patak és az Abrud-patak vizében mért elektromos vezetőképesség (EC – electrical conductivity), pH, redoxipotenciál és az oldott só-tartalom (TDS – total dissolved substances) értékeit az 1-es táblázat foglalja össze. Az elektromos vezetőképesség és a pH-érték széles tartományban mozog. Ezt azzal lehet magyarázni, hogy a geokémiai folyamatok, melyek meghatározzák a vizek kémiai összetételét, nagyon heterogének.

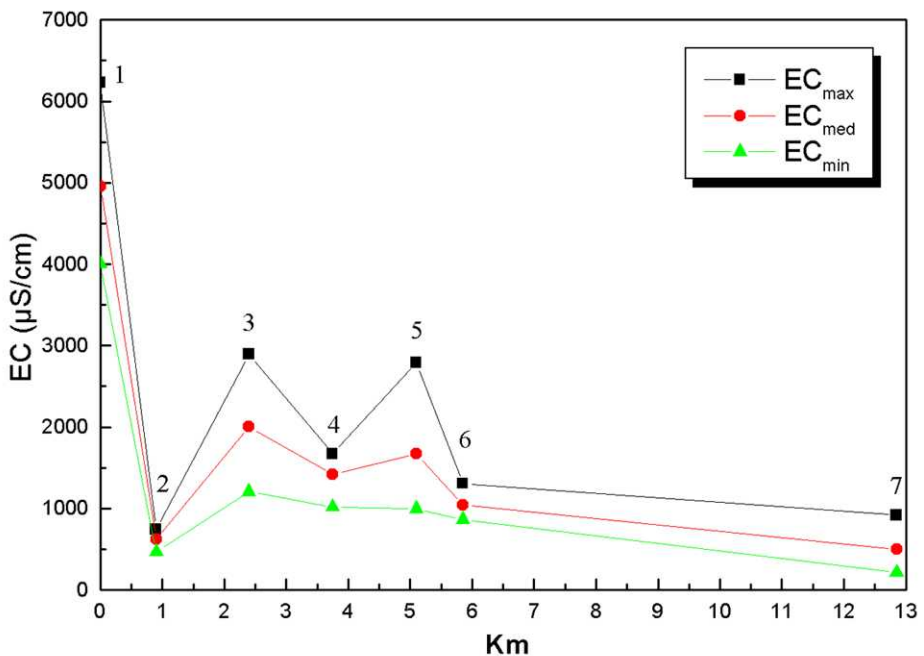
Az elektromos vezetőképesség ($6230 \mu\text{S}/\text{cm}$) a verespataki bányakitermelésnél a legnagyobb (6. ábra). Egy részben szennyezett mellékág (4. ábra) hígító hatásának köszönhetően az elektromos vezetőképesség értéke fokozot-

1. táblázat. Az elemzett minták elektromos vezetőképessége, pH-ja és redoxipotenciálja

Paraméter	Minimum	Maximum	Közéérték
EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	213	6230	1744
pH	1,80	6,90	3,32
Eh (mV)	296	556	446
TDS (g/l)	0,13	3,74	1,05

tan csökken. A verespataki főtárna (Orlea) bányavízének beömlése után (4. ábra) az elektromos vezetőképesség nagymértékben megnövekszik (6. ábra), a legkisebb elektromos vezetőképesség értékei fokozatosan csökkennek (6. ábra), míg a középértékű elektromos vezetőképesség vagy a maximális elektromos vezetőképesség a 4-es mintavételezési pont után újra emelkedik (6. ábra). Az emelkedést a Veres-patak mindkét oldalán végighúzódnó régi meddőhányók (melyet napjainkban a növényzet beborított) okozzák.

A meddőhányókba beszivárgott esővíz hozzájárul a szulfidok oxidációjához. Ha a beszivárgott vízmennyiség csekély, az oxidáció révén keletkezett



6. ábra. Az elektromos vezetőképesség változása a Veres-patak és az Abrud-patak mentén. A mérési pontok helyzetét lásd a 4-es ábrán

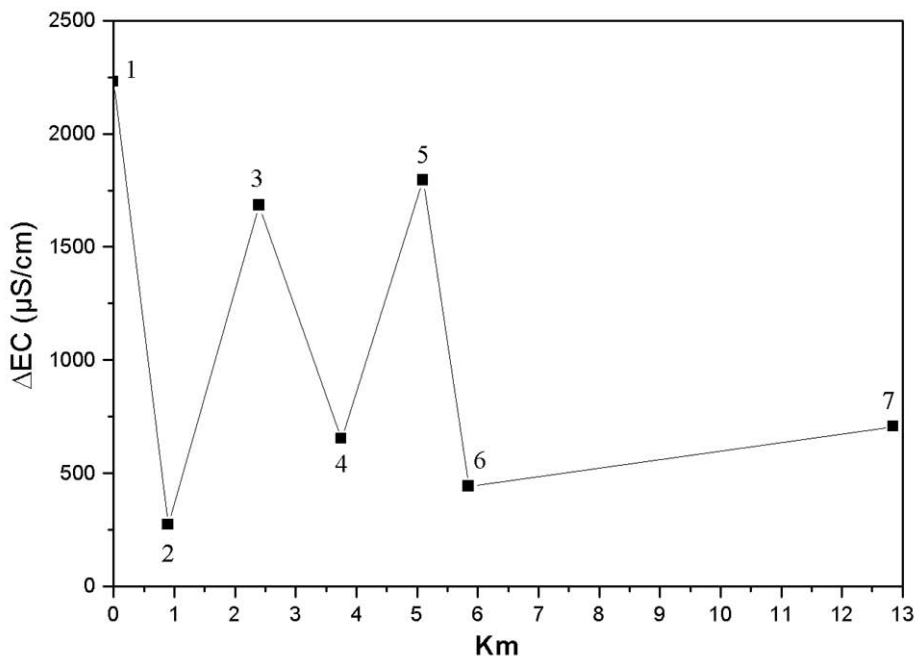
másodlagos ásványokat (melyek sok esetben könnyen oldhatók) a víz nem távolítja el. Esőzések alkalmával a nagyobb beszivárgott vízmennyiség eltávolítja ezeket az oldható sókat és így a vizek sótartalma megnövekszik.

Különböző mérési pontban mért elektromos vezetőképesség ingadozása (7. ábra) erőteljes változást mutat a bányakitermelés közelében, valamint két mérési pontban (a 3-as és az 5-ös).

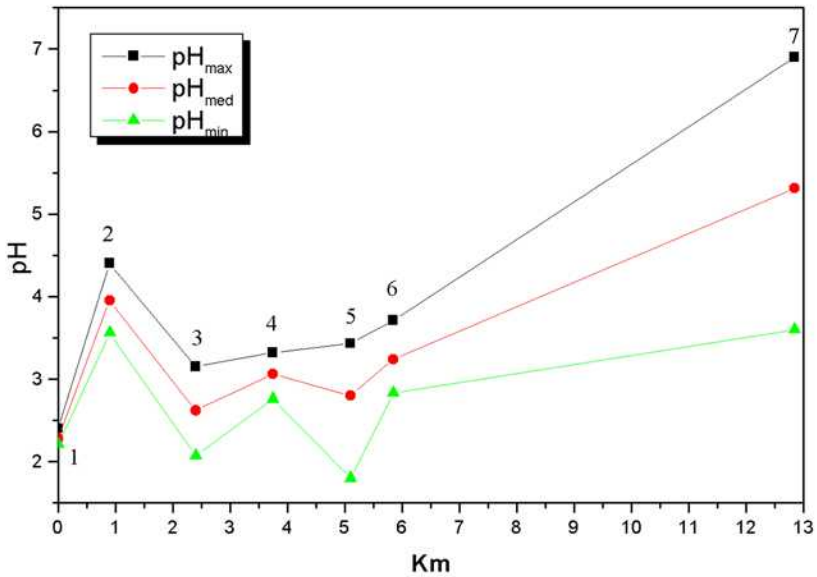
Ezek az értékek azt mutatják, hogy helyi szennyező források léteznek Veres-patak völgyében. A fent említett jelenséget a növényzettel beborított régi tárnák, meddőanyag-hányók (melyeket csak morfológiai alapon lehet felismerni) okozzák.

A pH-érték változása az elektromos vezetőképességgel hasonlóságot mutat (8. ábra). A pH és az elektromos vezetőképesség változásának hasonlósága abból ered, hogy a savas vizek reakcióba lépnek különböző kőzetekkel, ércesedésekkel és belőlük egyes ásványokat kioldanak. A kioldás során a vizek sótartalma jelentősen megnövekszik.

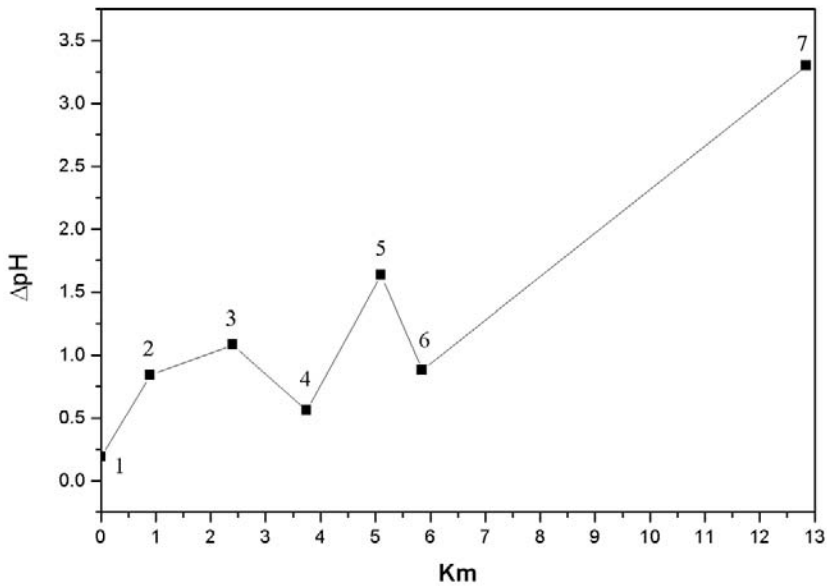
Különböző mérési pontban mért pH-ingadozás (9. ábra) a bányakitermelés közvetlen közelében a legkisebb. A szennyező forrástól távolodva, az



7. ábra. Az elektromos vezetőképesség ingadozása a Veres-patak és az Abrud-patak mentén. A mérési pontok helyzetét, lásd a 4-es ábrán



8. ábra. A pH változása a Veres-patak és az Abrud-patak mentén. A mérési pontok helyzetét, lásd a 4-es ábrán



9. ábra. A pH ingadozása a Veres-patak és az Abrud-patak mentén. A mérési pontok helyzetét, lásd a 4-es ábrán

ingadozás egyre nő. Az Abrud-patak torkolatánál (Topánfalva) legnagyobb a pH-ingadozás. Az Abrud-patak és mellékágai vízének hígító, illetve az esőzések által kioldott sók együttes hatása alakítja a pH-ingadozást.

A környezeti körülmények változása (pH, elektromos vezetőképesség, Eh, hőmérséklet) befolyásolja az ásványok stabilitását. Ebből kiindulva, a Veres-patakban mért ionkoncentrációk (Forray 2002b) felhasználásával 64 termodinamikai modellezést végeztünk annak érdekében, hogy meghatározzuk a bányavizekkel szennyezett patakok aljára lerakódott ásványok típusát.

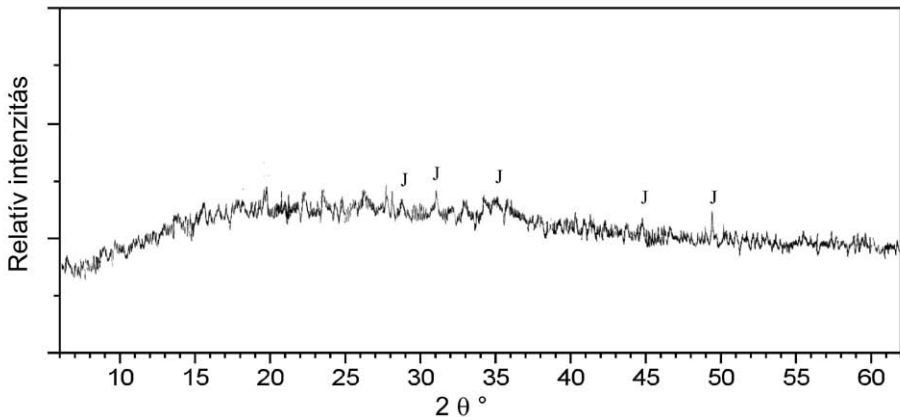
A modellezést 1,75 és 5,00 pH tartományban végeztük, kiindulva a tepepen mért adatokból. A modellezés eredményét a 10. ábra foglalja össze.

A 10. ábrán kettősvonallal jelzett határ a Veres-patak és az Abrud-patak vízében mért átlag pH-értékét jelöli. Ennek a vonalnak jobb és bal oldalán feltüntetett pH-értékeken különböző ásványok alakulnak ki. A grafikonból világosan látszik, hogy a legelterjedtebb ásványok a goethit, hematit és a jarositok. A Veres-patakból vett vöröses anyag röntgendiffrakciós spektruma (11. ábra) halvány jarosit ($\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$ (JCPDS 22–827) ásványt mutatott ki.

A röntgendiffrakciós spektrum magas alapvonala arra mutat, hogy a mintában nagy mennyiségű „amorf” vas-hidroxid található, ugyanis a röntgensugarak hatására a mintában levő nagy mennyiségű vas fluoreszkálni kezd, és ennek következtében az alapvonal jelentősen megnövekedik.

pH	1,75	1,80	2,00	2,25	2,50	2,75	3,00	3,25	3,50	3,75	4,00	4,25	4,50	4,75	5,00
Al(OH) ₃															
Al(OH) ₃ (talaj)															
Al ₄ (OH) ₁₀ SO ₄															
AlOHSO ₄															
ALUNIT															
BÖHMIT															
DIASZPOR															
FERRIHIDRIT															
GIBBSIT															
GOETHIT															
HEMATIT															
H-JAROSIT															
K-JAROSIT															
LEPIDOKROKIT															
MAGHEMIT															

10. ábra. Termodinamikai modellezés eredménye



11. ábra. A 82a minta röntgendiffrakciós spektruma

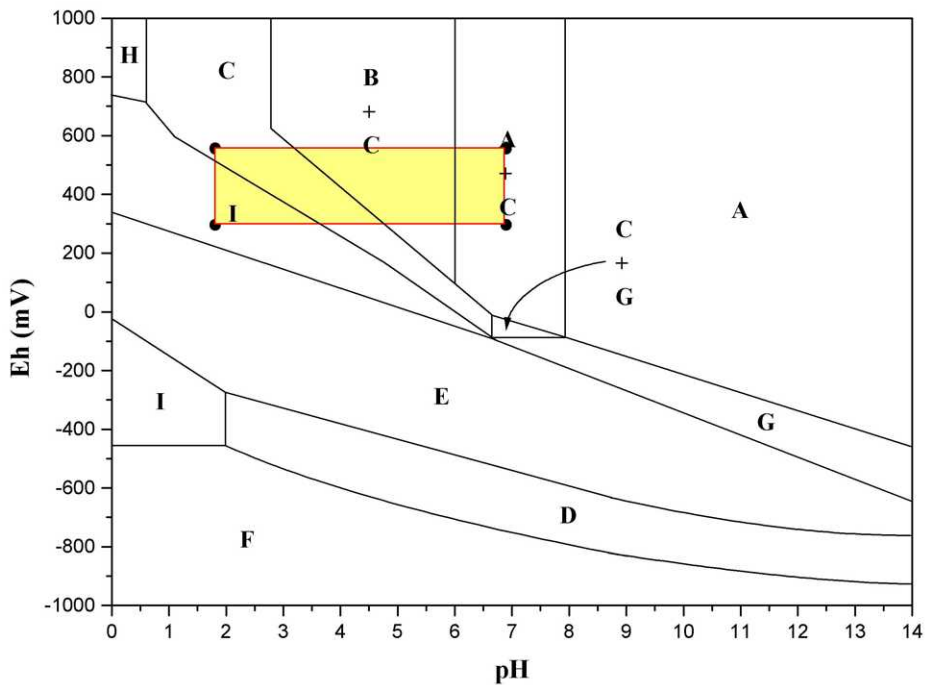
Az alapvonal növekedése a kis mennyiségben lévő más ásványok diffrakciós jeleit lefedi. Ilyenformán a vas-hidroxidon és a jarositon kívül a mintákban más ásvány is jelen lehet.

Az USA Environmental Protection Agency (1999) által készített diagram és az általunk mért értékek (12. ábra) ábrázolása azt mutatja, hogy a vizekből schwertmanit, jarosit és ferrihidrit alakul ki.

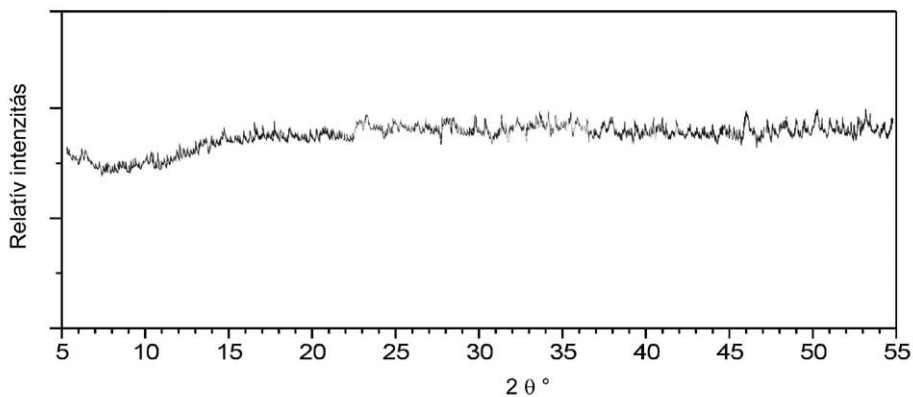
A termodinamikai modellezésünkben a $\text{Fe}_{16}\text{O}_{16}(\text{OH})_{12-10}(\text{SO}_4)_{2-3}$ (schwertmanit) ásvány képződését a termodinamikai adatok hiányában nem tudtuk modellezni. Ez az ásvány nagyon sok bányakitermelésnél előfordul (Bigham 1994; Bigham et alii 1996; Litnerová 1996; Yu et alii 1999; Kim et alii 2002), azonban a képlete változó kémiai összetételt mutat. A schwertmanit fémmegkötésre képes, mint például a vas-hidroxid (Bigham 1994; Randall et alii 1999; Swedlund és Webster 2001).

A Szelistye völgy meddőanyag-tároló frontján található kiszivárgásokból lerakódott vas-hidroxid röntgendiffrakciós spektruma (13. ábra) nagymértékben megegyezik a Veres-patakból elemzett mintával. A spektrum alapján csak „amorf” vas-hidroxid alkotja. Ezen vas-hidroxidok (5F minta) röntgenfluoreszcencia spektruma (14. ábra) nagy mennyiségű vas, réz és kevesebb cink, ólom, arzén, mangán és titán elemeket tartalmaznak. Az „amorf” vas-hidroxid szorpció által köti meg ezeket a fémeket.

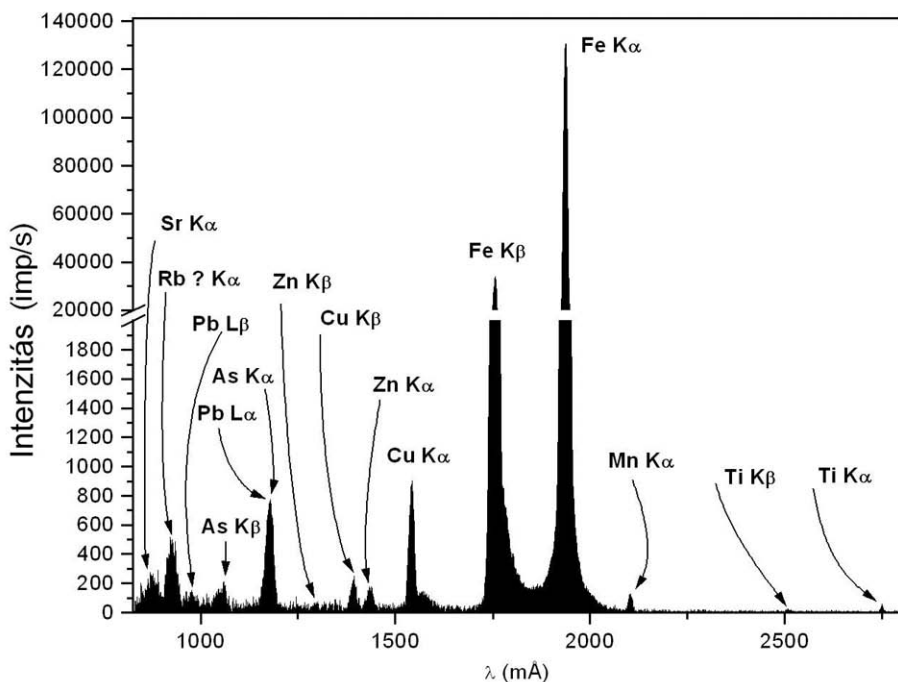
A Veres-patak vizéből vett SM-8-546 és SM-8-548 mintát transzmissziós elektronmikroszkóp segítségével vizsgálva, jellegzetes ásványösszetételt mutat. A SM-8-546 mintában a legnagyobb mennyiségű vashidroxid található. Jellegzetes tizednanométeres nagyságú gömb alakú részecskék aggregátumba tömörülnek, kisebb-nagyobb láncszemeket alkotva. Az aggregátumok



12. ábra. A mérések tartománya Eh–pH diagramon: A – ferrihidrit; B – schwertmanit; C – jarosit; D – pirrotin; E – pirit; F – természetes; G – ferrohidrit; H – FeSO_4^+ ; I – Fe^{2+} . $K=20 \text{ mg/l}$, $S=2500 \text{ mg/l}$ és $\text{Fe}=800 \text{ mg/l}$ (a diagram az US EPA 1999 adatai alapján készült)



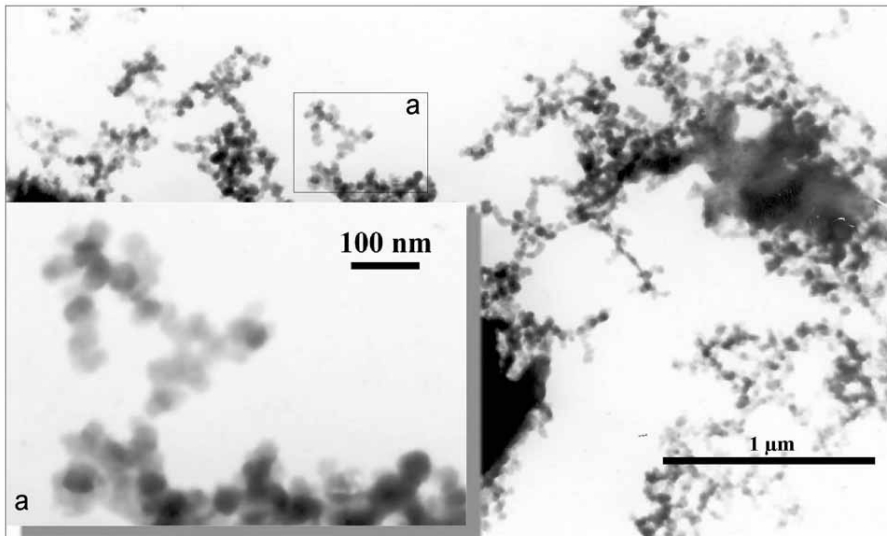
13. ábra. A 97a minta röntgendiffrakciós spektruma



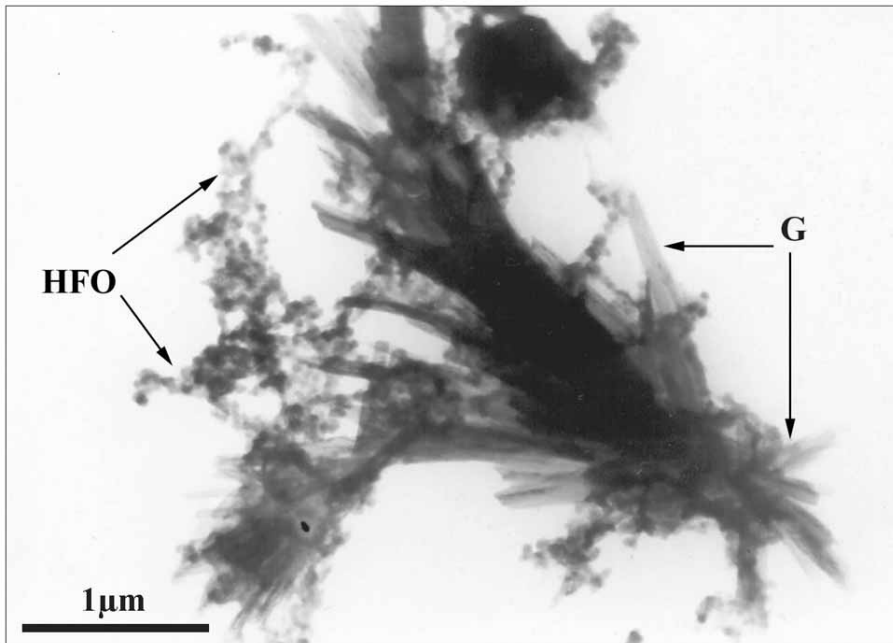
14. ábra. Vas-hidroxid röntgenfluoreszcencia spektruma. 5F minta (a Szelistye völgy meddőanyag-tároló frontján található kiszivárgásokból lerakódott vas-hidroxid)

mérete nagyon változó, pár száz nanométertől egészen pár mikrométer nagyságig (15. ábra). Az aggregátumok kis mérete azt mutatja, hogy egy viszonylag „amorf” ásványról van szó. A nagyon apró aggregátumok fajlagos felülete nagyon nagy. Ez lehetővé teszi, hogy szorpció által nagy mennyiségű fémiot kössenek meg. Több tanulmány kimutatta, hogy a vas-hidroxid nagy mennyiségű fém megkötésére képes (Davis–Leckie 1978; Benjamin és Leckie 1981; Howell 1994; Diakonov 1998; Rose–Ghazi 1998; Webster et alii 1998; Diz et alii 1999; Randall et alii 1999). Ezáltal a lebegő anyagban levő vas-hidroxidok nagy távolságra képesek elszállítani a nehézfémeket, és így a verespataki bányakitermeléstől a nehézfémek messze eljutnak. Tartósabb esőzések következtében, a patakok nagy vízhozamának köszönhetően, a lebegő anyagok sokkal nagyobb távolságon képesek vándorolni, mint egy csapadékmentes időszakban.

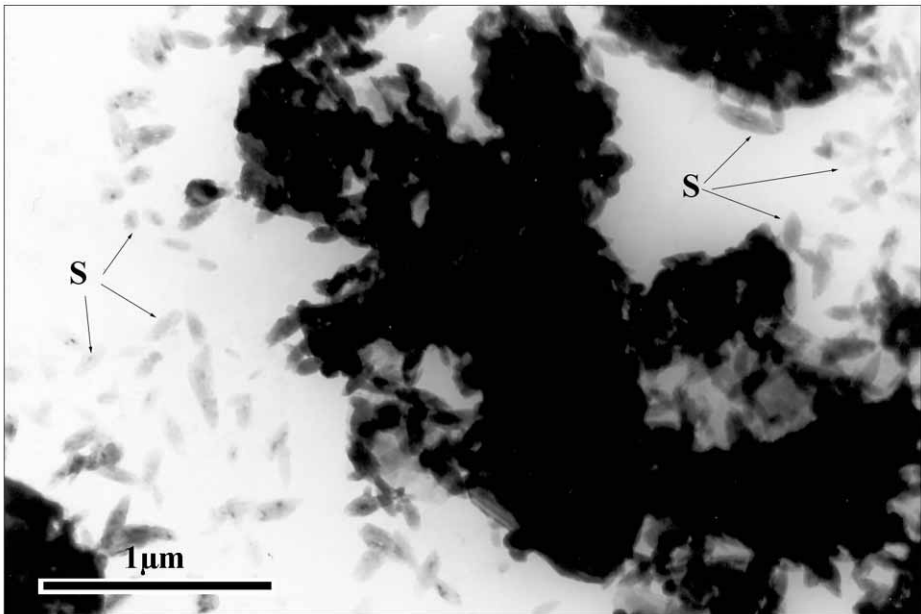
A SM-8-548 minta transzmissziós elektronmikroszkóp vizsgálata a vas-hidroxid és gipsz jelenlétét mutatja. A gipszkristályok különböző



15. ábra. Lebegő anyagban lévő vas-hidroxid (SM-8-546 minta) transzmissziós elektronmikroszkópos (TEM) felvétele



16. ábra. Lebegő anyag (SM-8-548 minta) transzmissziós elektronmikroszkópos (TEM) felvétele. HFO – „amorf” vas-hidroxid; G – gipsz



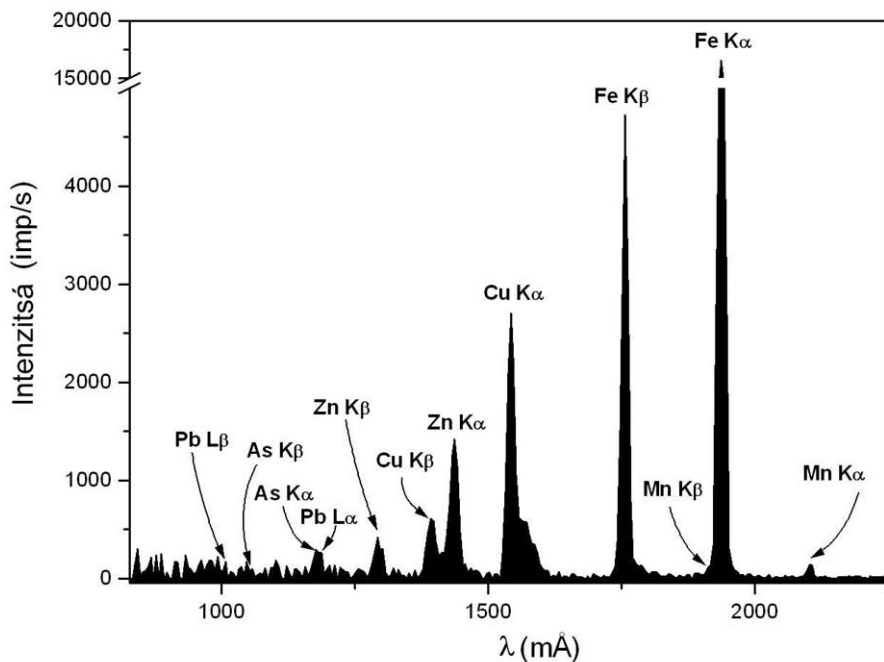
17. ábra. Lebegő anyag (SM-7-545 minta) transzmissziós elektronmikroszkópos (TEM) felvétele. S –vas-hidroxi-szulfát

lebegő anyagon alakulnak ki (16. ábra). A gipszkristályok nagysága pár tized nanométertől pár tized mikronig változik.

Az Abrud vizéből (50 m-re az Aranyos folyótól) vett SM-7-545 minta transzmissziós elektronmikroszkóp vizsgálata a vas-hidroxid és valószínűleg egy vas hidroxi-szulfát jelenlétét mutatja (17. ábra). A vas-hidroxid aggregátumok jóval nagyobbak a Veres-patakból vett mintánál. Ezek mérete több mikron. A vas-hidroxid aggregátumok növekedése arra utal, hogy a pH növekedésével a vas-hidroxid flokkulációja valósul meg. Amikor az aggregátumok elérnek egy kritikus méretet, mely függ a patak áramlási sebességétől is, az aggregátumok a patak medrébe rakódnak le. A lerakódott vas-hidroxid a bentonikus élőlényeket elpusztítja.

Az SM-7-545 mintával megegyező helyről vett lebegő anyag mintából Forray (2002a) nagy mennyiségű vasat, rezet és cinket mutatott ki (18. ábra). A lebegő anyag kisebb mennyiségben ólmot és arzént is tartalmaz.

Termodinamikai modellezés, elektronmikroszkópos felvételek, röntgendiffrakciós és röntgenfluoreszcenciás mérések azt igazolják, hogy a Veres-patak és az Abrud-patak a nehézfémeket oldott formában, valamint



18. ábra. Lebegő anyag röntgenfluoreszcencia spektruma. AB1 minta (Abrud-patak torkolata) (Forray 2002a)

lebegő vas-hidroxid aggregátumokhoz szorpció által kötődött formában szállítják.

A patakok aljára lerakódott vas-hidroxidok csak átmenetileg képesek a nehézfémek megkötésére. A környezeti feltételek változása nagymértékben befolyásolja a vas-hidroxid ásványok stabilitását. Ebből kiindulva, a környezetszennyezés megállítása nehéz feladatnak bizonyul. Tulajdonképpen, ha minden bányavizet egy tárolóba gyűjtenék és ezt kellőképpen vegyileg és egyéb módszerekkel (elektrokoaguláció) kezelnék, a felszíni vizek pH-ja jelentősen megemelkedne. Ennek hatására a patakok medrében lévő ásványok egy része termodinamikailag instabil állapotba kerülne és felbomlásukkal az aljzatban visszatartott fémeket kibocsátanának a vízbe, ezzel megnövelve az oldott fémmennyiséget.

7. Összefoglaló

Termodinamikai modellezés, elektronmikroszkópos felvételek, röntgendiffrakciós és röntgenfluoreszcenciás mérések azt igazolják, hogy a Veres-patak és az Abrud-patak a nehézfémeket oldott formában, valamint lebegő vas-hidroxid aggregátumokhoz szorpció által kötődött nehézfémek formájában szállítja.

A patakok alá lerakódott vas-hidroxidok/vas-hidroxi-szulfátok („amorf” vas-hidroxid, jarosit) csak átmenetileg képesek a nehézfémek megkötésére.

A környezeti feltételek megváltozása nagymértékben befolyásolja a vas-hidroxid ásványok stabilitását, valamint a fémek mobilitását. Ha a felszíni vizek pH-ja jelentősen megemelkedne, a patakok medrében lévő ásványok egy része termodinamikailag instabil állapotba kerülne és az ásványok felbomlásukkal az aljzatban visszatartott fémeket kibocsátának a vízbe, megnövelve ezzel az oldott fémmennyiséget. Ezenkívül tartósabb esőzések következtében, a patakok nagy vízhozamának köszönhetően, a lebegő anyagok sokkal nagyobb távolságon képesek vándorolni, mint egy csapadékmentes időszakban.

Kétségkívül a környék dekontaminációjára nagy szükség van, de a legmegfelelőbb (környezetre kímélőbben ható) módszert csak több alapos kivizsgálás és modellezés alapján lehet eldönteni.

SZAKIRODALOM

BALINTONI, I.

1997 Munții Apuseni. In: Balintoni I. (red.): *Geotectonica terenurilor metamorfice din România*. Cluj-Napoca, Editura Carpatica, 100–135.

BALINTONI, I.–VLAD, S.

1996 Tertiary Magmatism in the Apuseni Mountains and Related Tectonic Setting. *Studia Univ. Babeș-Bolyai* XLI. 1. 115–126.

BANKS, D.–YOUNGER, P. L.–ARNESEN, R. T. et alii

1997 Mine-Water Chemistry: the Good, the Bad and the Ugly. *Environmental Geology* 32. 3. 157–174.

BENEA, M.–BAILLY, L.–TĂMAȘ, C.

2000 New Data Concerning Mn Bearing Minerals from Roșia Montană, Metaliferi Mountains, Romania. *Studia Univ. Babeș-Bolyai* XLV. 1. 67–77.

BENJAMIN, M. M.–LECKIE, J. O.

1981 Multiple-Site Adsorption of Cd, Cu, Zn, and Pb and Amorphous Iron Oxyhydroxide. *Journal of Colloid Interface Science* 79. 209–221.

BIGHAM, J. M.

1994 Mineralogy of Ochre Deposits Formed by Sulfide Oxidation. In: Jambor J. L. B.–D. W. (eds.): *Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes*. Ottawa, Mineralogical Association of Canada, 103–132.

BIGHAM, J. M.–SCHWERTMANN, U.–TRAINA, S. J. et alii

1996 Schwertmannite and the Chemical Modeling of Iron in Acid Sulfate Waters. *Geochimica and Cosmochimica Acta* 60. 2111–2121.

BORCOȘ, M.

1968 Observații în legătură cu determinarea condițiilor termodinamice de formare a unor zone mineralizate și a unor zăcămintе hidrotermale din Munții Metaliferi (II). *St. cerc. geol. geofiz. geogr.* 13/1. Ser. Geol. 93–111.

BORCOȘ, M.–MANTEA, G.

1968 Vârsta formațiunilor și a activității vulcanice neogene din Bazinul Roșia Montană. *St. cerc. geol. geofiz. geogr.* 13(2). Ser. Geol. 363–377.

- BORCOȘ, M.–VLAD, UDUBAȘA, G. et alii
2000 Qualitative and Quantitative Metallogenetic Analysis of the Ore Genetic Units in Romania. *Rom. J. of Mineral Deposits* 78. 42–53.
- BORDEA, S.–ȘTEFAN, A.–BORCOȘ, M.
1979 *Harta geologică a României*. L–34–71–A, Abrud (74a). 1:50.000, București, Inst. Geol. Geofiz.
- BOWELL, R. J.
1994 Sorption of Arsenic by Iron Oxides and Oxyhydroxides in Soils. *Applied Geochemistry* 9. 279–286.
- DAVIS, J. A.–LECKIE, J. O.
1978 Surface Ionization and Complexation at the Oxide/Water Interface: II Surface Properties of Amorphous Iron Oxyhydroxide and Adsorption of Metal Ions. *Journal of Colloid Interface Science* 67. 90–107.
- DIAKONOV, I. I.
1998 Thermodynamic Properties of Iron Oxides and Hydroxides. III. Surface and Bulk Thermodynamic Properties of Lepidocrocite (α -FeOOH) to 500 K. *European Journal of Mineralogy* 10. 31–41.
- DIZ, H. R.–NOVAK, J. T.–RIMSTIDT, J. D.
1999 Iron Precipitation Kinetics in Synthetic Acid Mine Drainage. *Mine Water and the Environment* 18(1) SP.
- DUMA, S.
1998a Impactul mineritului asupra mediului. In: Duma S. (red.): *Studiul geoecologic al exploatărilor miniere din zona sudică a Munților Apuseni, Munții Poiana Ruscăi și Munții Sebeșului*. Cluj-Napoca, Ed. Dacia, 234–340.
1998b *Studiul geoecologic al exploatărilor miniere din zona sudică a Munților Apuseni, Munții Poiana Ruscăi și Munții Sebeșului*. Cluj-Napoca, Ed. Dacia
- FORRAY, F. L.
1999 Application of UV-VIS Spectrophotometry in Study of Mine Water. *Studia Univ. Babeș–Bolyai* XLIV. 1. 75–84.
2001a Application of Factor Analysis in Study of Pollution of the Aries River (Apuseni Mountains, Romania). (*in Romanian*). *Studia Univ. Babeș–Bolyai* XLVI. 1. 47–58.
2001b Using Pollution Index to Establish the Contamination Level of Aries River (Apuseni Mountains, Romania). (*in Romanian*). *Studia Univ. Babeș–Bolyai* XLVI. 1. 153–159.

- 2002a Environmental Pollution in the Aries River Catchment Basin. Case Study: Roşia Montana Mining Exploitation. *Studia Univ. Babeş-Bolyai Special Issue* 1. 189–198.
- 2002b *Geochemistry of the Environment in the Areas of Mining Works from Aries Valley (Apuseni Mountains, Romania)*. Ph. D. Thesis, Babeş-Bolyai University, Cluj-Napoca
- FORRAY, F. L.–HALLBAUER, D. K.
2000 A Study of the Pollution of the Aries River (Romania) Using Capillary Electrophoresis as Analytical Technique. *Environmental Geology* 39. 12. 1372–1384.
- IANOVICI, V.–BORCOŞ, M.–BLEAHU, M. et alii
1976 *Geologia Munţilor Apuseni*. Bucureşti, Edit. Acad. R.S.R.
- IANOVICI, V.–GIUŞCĂ, D.–GHITULESCU, T. P. et alii
1969 *Evoluţia geologică a Munţilor Metaliferi*. Bucureşti, Edit. Acad. R.S.R.
- KIM, J. J.–KIM, S. J.–TAZAKI, K.
2002 Mineralogical Characterization of Microbial Ferrihydrite and Schwertmannite, and Non-Biogenic Al-sulfate Precipitates from Acid Mine Drainage in the Donghae Mine Area, Korea. *Environmental Geology* 42. 1. 19–31.
- LEBLANC, M.–BENOTHMAN, D.–ELBAZ-POULICHET, F. et alii
1995 Rio Tinto (Spain), an Acidic River from the Oldest and the Most Important Mining Area of Western Europe: Preliminary Data on Metal Fluxes. In: Pašava J.–B. Kríbek–K. Zák (eds.): *Mineral Deposits: From Their Origin to Their Environmental Impacts*. Rotterdam, A. A. Balkema, 669–670.
- LITNEROVÁ, O.
1996 Mineralogy of Fe-ochre Deposits Formed from Acid Mine Water in the Smolník Mine (Slovakia). *Geologica Carpathica – Series Clays* 5. 1–2. 55–63.
- MÂRZA, I.–GHERGARI, L.
1992 L'adularisation des volcanites de Roşia Montana (Massif Cetate – Carpates Occidentales). *Revue Roumaine de Géologie, Géophysique et Géographie* 36. 15–23.
- MÂRZA, I.–GHERGARI, L.–FORRAY, F. et alii
1995 The Glauch – Glamm Formation Associated to the Hydrothermal Deposits from the Apuseni Mountains: Genetic and Metallogenetic Mechanism. *Studia Univ. Babeş-Bolyai* XL. 1. 185–194.

MĂRZA, I.–TĂMAȘ, C. G.

1997 Structuri de breccii mineralizate. *Studia Univ. Babeș-Bolyai XLII*. 1. 49–77.

PAPP S.–KÜMMEL R.

1992 *Környezeti kémia*. Budapest, Tankönyvkiadó

RĂDULESCU, D.–DIMITRESCU, R.

1966 *Mineralogia topografică a României*. București, Acad. Rom.

RANDALL, S. R.–SHERMAN, D. M.–RAGNARSDOTTIR, K. V. et alii

1999 The Mechanism of Cadmium Surface Complexation on Iron Oxyhydroxide Minerals. *Geochimica and Cosmochimica Acta* 63(19/20). 2971–2987.

ROSE, S.–GHAZI, A. M.

1998 Experimental Study of the Stability of Metals Associated with Iron Oxyhydroxides Precipitated in Acid Mine Drainage.

Environmental Geology 36(3/4). 364–370.

ROȘU, E.–PÉCSKAY, Z.–ȘTEFAN, A. et alii

1997 The Evolution of the Neogene Volcanism in the Apuseni Mountains (Romania): Constraints from New K-Ar Data. *Geologica Carpathica* 48 (6). 353–359.

SĂNDULESCU, M.

1984 *Geotectonica României*. București, Editura Tehnică

SWEDLUND, P. J.–WEBSTER, J. G.

2001 Cu and Zn Ternary Surface Complex Formation with SO₄ on Ferrihydrite and Schwertmannite. *Applied Geochemistry* 16. 503–511.

TĂMAȘ, C. G.

1998 Descriptive Breccia Types in the Roșia Montana Low Sulphidation Epithermal Ore Deposit, Apuseni Mountains, Romania. *Studia Univ. Babeș-Bolyai XLIII*. 1. 75–88.

2002 *Breccia Pipe Structures Related to Some Hydrothermal Ore Deposits from Romania*. Ph. D. Thesis, Babeș-Bolyai University, Cluj-Napoca

TĂMAȘ, C. G.–BAILLY, L.

1999 Roșia Montană Low-Sulfidation Ore Deposit – Evidence from Fluid Inclusion Study. *Studia Univ. Babeș-Bolyai XLIV*. 1. 49–56.

UDUBAȘA, G.–ILINCA, G.–MARINCEA, S. et alii

1992 Minerals in Romania: the State of the Art 1991. *Rom. J. Mineralogy* 75. 1–51.

- U. S. Environmental Protection Agency
1999 *Final Report – Deep Water Sediment/Prore Water Characterization and Interactions. Mine Waste Technology Program Activity IV, Project 9.* DW 89938513–01–0, Cincinnati, Ohio
- WEBSTER, J. G.–SWEDLUND, P. J.–WEBSTER, K. S.
1998 Trace Metal Adsorption onto an Acid Mine Drainage Iron(III) Oxy Hydroxy Sulfate. *Environmental Science and Technology* 32. 10. 1361–1368.
- WILDE, F. D.–RADTKE, D. B.
1998 Field Measurements. In: F. D. Wilde–D. B. Radtke (eds.): *National Field Manual for the Collection of Water-Quality Data: U. S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations.* Book 9, chap. A6, at <http://pubs.water.usgs.gov/twri9A6>.
- WILLIAMSON, B.–PURVIS, O.–BARTOK, K. et alii
1996 Chronic Pollution from Mineral Processing in the Town of Zlatna, Apuseni Mountains (Romania). *Studia Univ. Babeş–Bolyai* XLI. 1. 87–93.
- YU, J. Y.–HEO, B.–CHOI, I. K. et alii
1999 Apparent Solubilities of Schwertmannite and Ferrihydrite in Natural Stream Waters Polluted by Mine Drainage. *Geochimica and Cosmochimica Acta* 63 (19/20). 3407–3416.