

Nehézfémekkel szennyezett területek értékelése távérzékelte adatok alapján

Nagy Attila – Tamás János

Debreceni Egyetem, Műszaki és Agrártudományi Centrum
Víz- és Környezetgazdálkodási Tanszék, Debrecen
E-mail: nagy@gissserver1.date.hu

Összefoglalás

A vizsgált terület egy felhagyott, nehézfémekkel súlyosan szennyezett Pb-Zn bányá flotációs iszap tározója, amely Észak-Magyarországon, Gyöngyösoroszi térségében található. Vizsgálataink során hiperspektrális távérzékelésre alapozott nehézfém tartalmú ásványtani meghatározásra és vegetáció elemzésre került sor a vizsgálati területen. A vizsgálatok rámutattak arra, hogy a hiperspektrális távérzékelés hatékony eszköz lehet a nehézfémekkel szennyezett területeken a Pb, Zn és Fe tartalmú ásványok térbeli eloszlásának meghatározására, modellezésére, továbbá a vegetációs vizsgálatok alapján meghatározható a fitoremediációra alkalmazható növényfajok köre.

Summary

The examined area is flotation sludge reservoir of abandoned Pb-Zn mining site with serious heavy metal contamination. located in Gyöngyösoroszi, Northern Hungary. During our experiments vegetation analysis and heavy metal containing mineral mapping was carried out regarding the examination site. Based on this study hyperspectral remote sensing is likely to be an effective tool for the characterization and modeling the distribution of Pb, Zn and Fe containing minerals at the examined heavy metal polluted sites. Further more, based on the vegetation analysis plant species for phytoremediation can be defined.

Bevezetés

A terület geológiai viszonyainak, ásványainak meghatározása, az adott terület vegetációjának feltérképezése az adott területről készült multispektrális, hiperspektrális felvételtől leolvasható spektrális tulajdonságok alapján határozható meg (SABINS, 1999; JUNG et al., 2006).

A hiperspektrális szenzorok azonban nagyban különböznek a multispektrálistól. A hiperspektrális szenzor nagy spektrális felbontást biztosít úgy, hogy a nagyszámú, akár több mint száz keskenysávú (20 nm vagy kisebb szélesség) csatorna fedje le a spektrális görbét (POLDER és VAN DER HEIJDEN, 2001). Ennek köszönhetően konkrét anyagokat, ásványokat, illetve növényfajokat lehet meghatározni, míg a multispektrális technológiák alkalmazása során csak anyagcsoportok közötti különbségek meghatározására van lehetőség (KRUSE et al., 2003; KARDEVÁN et al., 2003; JUHÁSZ et al., 2004; BURAI, 2006).

A vizsgált terület egy felhagyott nehézfémekkel súlyosan szennyezett Pb-Zn bányá flotációs iszap tározója, amely Észak-Magyarországon, Gyöngyösorszi térségében található (ZÁRAY, 1991).

A DLR HySens Program keretében került sor Magyarországon az első hiperspektrális repülési kampányra, amely során DAIS (Digital Airborne Imaging Spectroscopy) 7915 0,4 – 12,3 μm hullámhossz tartományt lefedő 79 csatornás kamerát használtak, s ez szolgáltatta a hiperspektrális adatokat, képeket a vizsgált területről. A DAIS 7915 szenzor 1,5-1,8 μm és 2-2,5 μm között is felméri a terület spektrális tulajdonságait, amely tartományok adatai alapján meghatározhatóak a területen megtalálható ásványok, ásványtársulások (Kardeván et al., 2003). A hiperspektrális adatok eredményeinek alátámasztására a repüléssel párhuzamosan talajmintavétel és azok nehézfém meghatározása is megtörtént a vizsgált flotációs zagyatározó területén. A nehézfém meghatározás terepi hordozható röntgen-fluoreszcenciás spektrométerrel, a NITON XL-700-val történt, amelyet Kovács és Tamás (2002) alkalmazott elsőként Magyarországon nehézfém tartalmú meddő gyors és költséghatékony analizésére. Ez a technológia mintaextrahálást, roncsolást nem igényel, bár meg kell említeni, hogy ez a technológia érzékeny a szemcseméretre és a közeg nedvességtartalmára (SHEFSKI, 1997; KALNICZKY és SINGHVI, 2001).

Vegetációelemzésre is alkalmas a hiperspektrális felvétel. A spektrum látható tartományában jelentkező minimum a növényi levelekben található pigmenthez köthető. A klorofil erősen elnyeli a 450 – 670 nm közötti hullámhossztartományt. Az infravörös tartomány felé haladva 700 nm-nél az egészséges növényzet visszaverődése ugrásszerűen megnő. A 700 – 1300 nm közötti sávban az egészséges növényzet a beérkezett energia 40-50%-át visszaveri. A növényzet visszaverő képessége a 700 – 1300 nm közötti sávban főleg a levélzet belső szerkezeti sajátosságából következik. Így a mért visszaverődés lehetőséget ad a fajok elkülönítésére, még akkor is, ha ezek a fajok nagyon hasonlóak a látható fény alapján (BERKE et al. 2004).

Anyag és módszer

A tanulmány alapvető célja az *in situ* fitoremediációs kármentesítési technológia megalapozása volt a Szárazvölgyi tározó területén úgy, hogy a hiperspektrális felvétel alapján először leválogattuk a növényzettel nem borított területeket, majd azon ásványtani elemzést végeztünk, a maradék (növényzettel borított) területen pedig vegetációelemzést. A vízzel borított területeket mindkét esetben kitakartuk, az elemzésben nem használtuk fel. A kopár területek leválogatása továbbá a pontos ásvány meghatározást is szolgálta, hiszen növényborítás esetén az adatok pontatlanok. Feltételeztük, hogy a kopár területeken a magas nehézfém koncentráció okozta a vegetáció hiányát, és az esetleges fitoremediációs technológia korlátozott használhatóságát. A

vegetációelemzés során a növényzettel borított diffúz szennyezett terület (Záray, 1991) növényfajait térképeztük fel, amelyek alapján a területnek leginkább megfelelő fitoremediációs technológiát lehet a későbbiekben kialakítani.

A hiperspektrális felvétel elemzését ENVI 4.3 térinformatikai szoftver segítségével végeztük. A kopár területek leválogatását NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) alapú maszk készítésével oldottuk meg. A klorofilltartalommal szoros összefüggést mutató NDVI index értékeit a közép infravörös (NIR; 730 – 1100 nm) és a vörös (R; 580 – 680 nm) hullámhossztartományok felhasználásával, az alábbi képlet segítségével számítjuk:

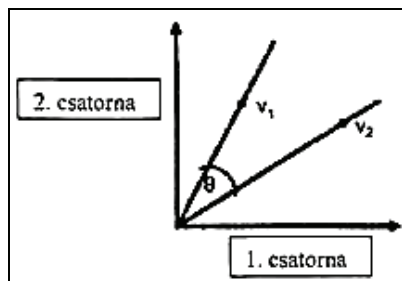
$$NDVI=(NIR-R)/(NIR+R).$$

A kopár területeken galenit (PbS), goetit (FeO(OH)), jarosit ($KFe_3(SO_4)_2(OH)_6$), szfalerit ((Zn, Fe)S), pirit (FeS_2) nehézfém-tartalmú ásványokat határoztunk meg a Spektrális Szögek Módszere (Spectral Angle Mapper (SAM)) alapján, mely módszer egyike a legelső hiperspektrális céltárgy detektáló algoritmusnak és mindmáig az egyik leghatékonyabbnak mutatkozó osztályozó rendszer (Boardman, 1993; CSES, 1992; Kruse et al., 1993). Az algoritmus meghatározza a spektrális hasonlóságot két spektrum között, amelyek közül az egyik lehet egy tetszőleges kép spektrum, vagy bármely terepi vagy laboratóriumi spektrum, amelyet tesztelni szeretnénk, és a másik egy referencia spektrum, amely szintén tartozhat bármely kategóriához.

A módszer alkalmazásakor feltételezzük, hogy a spektrumok relatív reflektanciára vannak korrigálva, amely műhold vagy légi képek esetén a sötét-áramos (dark current) és az atmoszferikus korrekció elvégzését jelenti. A terepi méréseket a fehér felületre vonatkozó referenciamérésekkel kell korrigálni.

A módszer a spektrumokat n-dimenziós vektoroknak tekinti, ahol n a spektrális csatornák száma, és a közöttük lévő szöget számítja ki.

A különböző megvilágítású, azonban ugyanarra az anyagra vonatkozó spektrumok az origóval összekötő azonos egyenesen fekszenek. A megvilágításbeli különbségek adódhatnak pl. egy képkockánál a domborzati különbségek miatt. A kevésbé megvilágított pixelek az origóhoz közelebb fekszenek, a jobban megvilágítottak távolabb. A közöttük lévő szög azonban változatlan marad. A számítás során a két vektor belső vagy skaláris szorzatának arccos képzésével számítjuk ki radiánban a vektorok közötti szöget. Az algoritmus a geometriai interpretáció általánosítása n-dimenziós esetre. Kétdimenziós térben a teszt spektrumot és a referencia spektrumot egy-egy pont képviseli. A feljük mutató vektorok közötti szög független a megvilágítás intenzitásától (1. ábra)



1. ábra. Kétdimenziós vektortér

A SAM módszer tehát nem érzékeny a megvilágítás változására, ami egy terepi méréskor lehet – felhők hatása, erősítések driftje, stb.

A két vektor közötti a szöget az alábbi képlettel számoljuk, ahol a tört nevezőjében az n-dimenziós vektorok n-dimenziós térbeli normája szerepel, ami esetünkben azonos a referencia vektor (r) és a teszt vektor (t) abszolút értékeivel.

$$\alpha = \cos^{-1} \left(\frac{\vec{t} \cdot \vec{r}}{\|\vec{t}\| \cdot \|\vec{r}\|} \right)$$

A számításra is alkalmas képlet n-dimenziós általánosítása, amelyben a vektor komponensek szerepelnek, az alábbi:

$$\alpha = \cos^{-1} \left(\frac{\sum_{i=1}^n t_i \cdot r_i}{\left(\sum_{i=1}^n t_i^2 \right)^{1/2} \cdot \left(\sum_{i=1}^n r_i^2 \right)^{1/2}} \right)$$

A SAM módszer alkalmas a spektrumok osztályozására, ha az a szögre előírunk egy bizonyos küszöbértéket, amelynél nagyobb spektrum eltéréseket mutató spektrumokat, mint eltérőeket minősítünk, a küszöbértéknél kisebb szögek esetén a spektrumokat hasonlóaknak tekintjük.

A vegetáció analízist is az ENVI 4.3 szoftverrel, ellenőrzött osztályba sorolással végeztük, tanító területek kijelölésével, melyet terepi bejárás és topográfiai térképek alapoztak meg, csakúgy, mint a földi valóság kialakításánál. Az ellenőrzött osztályba sorolásnál a teljes spektrumot és a 700-1300 nm közötti spektrum tartományt vizsgáltuk SAM és hipertégla (paralelepiped) módszerrel. A hipertégla osztályozás („paralelepiped classifier”) során a burkoló, koordináta-tengelyekkel párhuzamos oldalú téglalapot tekintjük az osztály intenzitássterének. A felvételek sávjai között viszont többekévesé szoros korreláció van és ezért a tematikus osztályok eloszlásai ferdek, elnyúltak. Az átfedő régiókban, a régiókon kívüli területeken a döntés

feloldására kiegészítéseket kell tenni. Az osztályozás pontosságához szükséges tehát, hogy az egyes tematikus osztályok szórását is figyelembe vegyük (CZIMBER, 2001). Ellenőrzött osztályba sorolás során nyolc vegetáció típust különítettünk el: a tanító területek eltérő spektrális tulajdonságai révén; erdő – javarészt tölgy, (*Quercus sp.*) – erdő újulat, vízparti növényzet – javarészt nád, (*Phragmites sp.*) – gyalogakácos (*Amorpha fruticosa*), fekete fenyő (*Pinus nigra*), cserjés – javarészt kökény (*Prunus spinosa*) és csipkebogyó (*Rosa sylvestre*) – szeder (*Rubus caesius*) és alacsony biomasszájú fűvenyes terület.

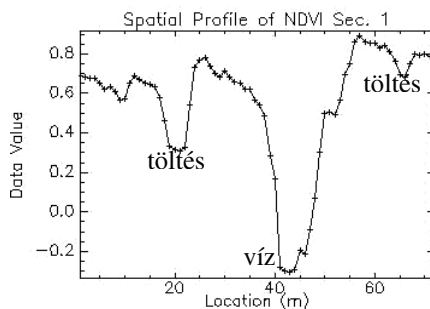
Eredmények

Vizsgálataink során elsőként az NDVI Indexet határoztuk meg a DAIS 7915 szenzor 10. (650 nm) és 22. (870 nm) csatornák felhasználásával. Az NDVI kép alapján nem felügyelt osztályozással, klaszterezéssel lehatárolhatóak, meghatározhatóak a terület növényborítottságának eltérései (2. ábra). Jelen tanulmány során viszont a növényzettel borított területeket ($NDVI > 0,3$) és a növényzettel nem borított területeket ($0,3 > NDVI > 0$) különítettük el, képeztünk maszkot belőlük a további vizsgálatokhoz.

Az NDVI kép alapján készített, az északi tározót nyugat kelet irányban keresztül metsző spektrális profilon is szembetűnő a víz negatív, míg az azt körbevevő növényzet kiugróan magas NDVI értékei (3. ábra).



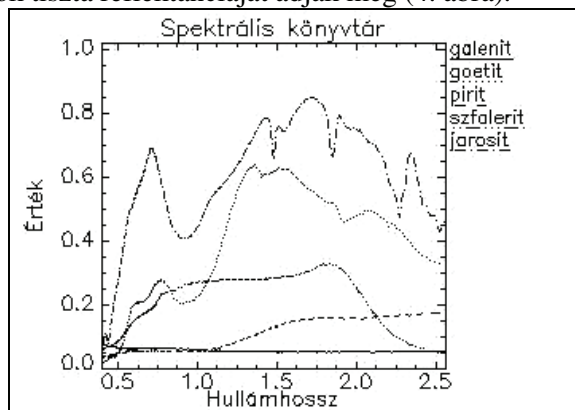
2. ábra. A Szárazvölgyi tározó NDVI képe



3. ábra. Az északi tározó NDVI keresztmetszete

Következő lépésként a vizsgált nehézfém tartalmú ásványok, galenit (PbS), goetit ($FeO(OH)$), jarosit ($KFe_3(SO_4)_2(OH)_6$), szfalerit ($(Zn, Fe)S$), pirit (FeS_2) térbeli eloszlás vizsgálatára került sor a kopár, 0,3 és 0 NDV Indexű területen. Az ásványok térbeli eloszlását SAM módszerrel 0,10 radián maximális szögérték mellett 1,5 1,8 és 2-2,5 μm közötti hullámhossztartományokat tartalmazó spektrális sávok felhasználásával határoztuk meg USGIS standard

spektrális profilok segítségével, amelyek a vizsgálandó ásványaink tiszta spektrumát, azok tiszta reflektanciáját adják meg (4. ábra).



4. ábra. USGIS háttér spektrumok

A hiperspektrális felvétel SAM módszerrel történő elemzésének eredményeképp megállapítható, hogy a nehézfém tartalmú ásványok, galenit szfalerit a vizsgált terület egészén jelen vannak eltérő mértékben. Ez különös környezeti kockázatot jelent, hiszen vízerózió, kisebb mértékben defláció, hatására ezek az ásványok mobilizálódhatnak, és így potenciális veszélyforrást jelentenek a környezetre. Éppen ezért, ezen területek mielőbbi stabilizációját kell végrehajtani. Ezt magasabb rendű növényekkel, pázsitfűfélékkel lenne célszerű azok ökológiai igényeinek megteremtésével, tehát adalékanyagok (mész, komposzt, szennyvíziszap) felhasználásával (SIMON et al., 2006; TAMÁS és KOVÁCS, 2005). További problémát jelent, hogy a nehézfém tartalmú ásványok mellett a pirit és jarosit is jelen van, amely a közeg savasságáért, a meddő anyagban található nehézfém mobilizációért felel.

A hiperspektrális elemzések mellett a Szárazvölgyi tározó területén vett talajminták is jelentős nehézfém-koncentrációt mutattak. Jelentős, a 10/2000 KöM EüM FVM KHVM együttes rendeletben szereplő intézkedési szennyezettségi határérték feletti koncentrációkat mértünk a legtöbb fém esetében, amelyek közül kiemelkedő volt az Pb és a Zn szennyezettség (1 táblázat).

1. táblázat. Általános statisztika Zn, Pb és Fe elemekre

	Zn	Pb	Fe
Átlag	3269,3	592,6	44564,3
Median	267,8	181,2	38784
Standard hiba	982,1	77,2	1717,6
Variancia	470684460	2865541,9	1457380140
Standard eltérés	21695,3	1692,8	38175,6

A talajminták statisztikai elemzése során a nehézfémek közötti korrelációt és főkomponens analízist végeztünk. A korreláció elemzés során a Pb – Zn, Fe – Zn, Fe – Pb fémek között volt a legszorosabb, amely a fémek együttes előfordulását, és így a hiperspektrális elemzés valódiságát mutatja (2. táblázat). Ezt a következtetést lehet levonni a főkomponens analízis eredményeiből is, ahol az első komponenst a Pb, Zn és Fe alkotják 44,97 variancia érték mellett. (3. táblázat). A statisztikai elemzés eredményei együttesen arra engednek következtetni, hogy a vizsgált területen a nehézfémek hasonló térbeli eloszlást mutatnak, alátámasztva, és bizonyítva a hiperspektrális képelemzés alkalmazhatóságát nehézfémekkel terhelt területek felmérésében.

2. táblázat. Nehézfémek közötti korreláció

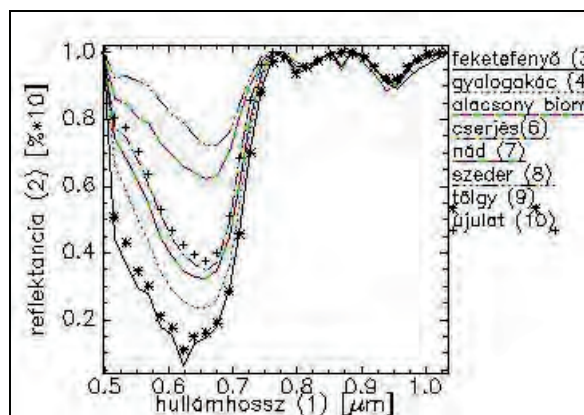
	R ²
Pb-Zn	0,902*
Pb-Fe	0,828*
Zn-Fe	0,877*

*szignifikáns (1) p<0,01

3. táblázat. Főkomponens analízis eredménye– rotált komponens mátrix

	1	2	3
Pb	0,905	0,023	0,331
As	0,038	-0,109	0,766
Zn	0,967	0,037	0,016
Cu	0,171	0,174	0,712
Ni	-0,086	0,917	0,128
Fe	0,930	0,047	0,117
Cr	0,540	0,621	-0,192
KMO		0,592	

A vegetáció analízist ellenőrzött osztályba sorolással végeztük SAM és hipertégla (paraleliped) módszerrel a 496 – 1300 nm, 496 – 727 és a 693 – 1300 nm közötti spektrum tartományt vizsgálva. A tanító területeket kijelölését melyet terepi bejárás, és a területről készült légifelvétel topográfiai térképek alapozták meg, csakúgy, mint a földi valóságról alkotott tematikus térkép kialakítását. A tanító területek spektrális tulajdonságait elemezve megállapítható, hogy egyes növénytársulások, főleg a nád, szeder és cserjés közösség, spektrális tulajdonságaikat tekintve igen hasonlóak, ezért az elemzés, osztályozás során ezen csoportokat szűkebb határértékkel kell kezelni az átfedések, és így a nem megfelelő osztályozás elkerülése érdekében (5. ábra).



5. ábra. Tanító területek reflektancia görbéi

Ellenőrzött osztályba sorolás pontosságát a Kappa-indexszel fejeztük ki. A SAM eljárás során mindhárom sáv tartomány esetén csak gyenge közepes eredményt értünk el (4. táblázat).

4. táblázat. A SAM módszer eredményei

SAM	496-1300 nm	496-727 nm	693-1300 nm
K index	0,33	0,25	0,35

A hipertégla (paraleliped) osztályozás esetén közepesen jó eredményeket értünk el, különösen a 496-727 nm és a 496-1300 nm közötti hullámhossz tartományok vizsgálata során (5. táblázat). Ezt jól magyarázza, hogy a 500-800 nm-es hullámhossztartományban találhatóak a legnagyobb különbségek a tréning területek spektrális reflektancia görbéi között. A természet közeli nem rendezett állapotok miatt közepes, közepesen jó eredmény alapvetően a terület növényállományát jellemző heterogenitásnak köszönhető, hiszen egyik növénycsoport esetében sem beszélhetünk homogén állományokról, más fajok, illetve a más csoportok fajai kisebb nagyobb mértékben előfordulnak az osztályozás során adott növénycsoportnak megfelelő területeken.

5. táblázat. A hipertégla osztályozás eredményei

paraleliped	496-1300 nm	496-727 nm	693-1300 nm
K index	0,46	0,51	0,42

A Kappa-index ugyanakkor önmagában a teljes osztályozás pontosságát adja meg, az egyes osztályok osztályba sorolási pontosságát nem mutatja. Ennek érdekében kétféle módon vizsgáltuk az egyes osztályokat. Egyik esetben azt vizsgáltuk, hogy az adott növénycsoporthoz tartozó földi valóság osztály hány százalékát találták el az ugyanahhoz a növénycsoporthoz, osztályhoz tartozó,

tanító terület alapján beosztályozott pixelek (találati pontosság – production accuracy). A másik esetben azt vizsgáltuk, hogy az adott növénycsoporthoz, osztályhoz tartozó pixelek hány százaléka került az ugyanahhoz növénycsoporthoz tartozó földi valóságnak megfelelő osztályba, az összes ugyanazon beosztályozott pixelhez képest (user accuracy – hasznosulási pontosság). A 496-727 nm közötti hullámhossz tartomány találati és hasznosulási pontosságát vizsgálva arra a következtetésre jutottunk, hogy az osztályozás különösen jó eredményt mutat feketefenyő, erdő (javarészt tölgy) és cserjés területek esetén azok homogénebb állománya, és zártabb lombozata, így kevesebb zavaró hatás eredményeként (6. táblázat).

6. táblázat. A klasszifikáció osztályonkénti értékelése

Osztályok	Találati pontosság %	Hasznosulási pontosság %
Feketefenyő	66,54	99,45
Gyalogakác	43,73	50,44
Alacsony biomassza	67,98	47,30
Cserjés	69	47,04
Nád	51,08	20,09
Szeder	54,02	89,68
Tölgy	71,35	91,91
Újulat	44,22	42,39

Következtetések

A hiperspektrális adatok és a talajminta nehézfém-tartalom elemzések tükrében elmondható, hogy a Pb, Zn, Fe tartalmú ásványok térbeli eloszlása hasonló a vizsgált, növényzettel nem borított területen. Ez bizonyítja, hogy a hiperspektrális távérzékelés hatékony eszköz lehet a nehézfémekkel szennyezett területek felmérésére, Pb, Zn és Fe tartalmú ásványok térbeli eloszlásának meghatározására, modellezésére. Továbbá a vegetációs vizsgálatok alapján meghatározható a területen megtalálható növénycsoportok főbb osztályai fajai, amelyek segítséget nyújthatnak az alkalmazható fitoremediációs technológia és a fitoremediációra alkalmazható növényfajok kiválasztásában.

Irodalomjegyzék

- BERKE J., KELEMEN D., SZABÓ J. (2004): Digitális képfeldolgozás és alkalmazásai. PICTRON Kft., Keszthely.
- BOARDMANN, J. W. (1993): Spectral angle mapping: a rapid measure of spectral similarity (unpublished)
- BURAI P. (2006): Földhasználat-elemzés és növény-monitoring különböző adattartalmú és térbeli felbontású távérzékelési felvételek alapján. Agrártudományi Közlemények **22.** 7-12.

- CENTER FOR THE STUDY OF EARTH FROM SPACE (CSES), (1992): SIPS User's Guide, The Spectral Image Processing System, v. 1.1, University of Colorado, Boulder. 74.
- CZIMBER K.: (2001): Geoinformatika – Elektronikus jegyzet, Sopron.
- JUHÁSZ CS., TAMÁS J., BURAI, P. (2004): Case study to evaluate good ecological status of Berettyó river watershed. III. Alps-Adria Scientific Workshop. 1-6 March 2004. Dubrovnik, Croatia. Pp. 58-61.
- JUNG A., KARDEVÁN P., TÖKEI L. (2006): Hyperspectral technology in vegetation analysis. *Progress in Agricultural Engineering Sciences* **2**. 1. 93-115.
- KALNICKY, D. J., R. SINGHVI (2001): Field portable XRF analysis of environmental samples. *Journal of Hazardous Materials* **83**. 93-122.
- KARDEVÁN P., VEKERDY Z., RÓTH L., SOMMER S.T., KEMPER T.H., JORDAN GY., TAMÁS, J., PECHMANN I., KOVÁCS E., HARGITAI H., LÁSZLÓ F. (2003): Outline of scientific aims and data processing status of the first Hungarian hyperspectral data acquisition flight campaign. HYSSENS 2002 HUNGARY. 3rd EARSEL Workshop on imaging spectroscopy. (Eds.: HABERMEYER, M., MÜLLER, A., HOLZWARH, S.). *Herrsching* 324-332.
- KOVÁCS E., TAMÁS J. (2002): Terepi röntgen-floreszcens spektrofotométer megbízhatóságának elemzése. In: *Innováció. A tudomány és a gyakorlat egysége az ezredforduló agráriumában.* (Szerk.: JÁVOR, A., SÁRVÁRI, M.) 11-17. *Környezetvédelem*. Debrecen.
- KRUSE, F. A., A. B. LEFKOFF, J. W. BOARDMAN, K. B. HEIDEBRECHT, A. T. SHAPIRO, J. P. BARLOON, A. F. H. GOETZ (1993): The spectral image processing system (SIPS) - Interactive visualization and analysis of imaging spectrometer data: *Remote Sensing of Environment* **44**. 145-163.
- KRUSE, F.A., BOARDMAN, J.W., HUNTINGTON, J.F. (2003): Comparison of airborne hyperspectral data and EO-1 hyperion for mineral mapping. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* **41** (6). 1388–1400.
- POLDER, G., G.W.A.M. VAN DER HEIJDEN, (2001): Multispectral and hyperspectral image acquisition and processing. In: *Proceedings of SPIE* (Eds.: Q. TONG, Y. ZHU, Z. ZHU). 4548.
- SABINS, F.F. (1999): Remote sensing for mineral exploration, *Ore Geology Reviews* **14** (3-4). 157-183.
- SABINS, F.F. (1997): *Remote Sensing - Principles and Interpretation*, 3rd edn., W.H. Freeman, New York, NY., 494.
- SHEFSKY, S. (1997): Comparing Field Portable X-Ray Fluorescence (XRF) to laboratory analysis of heavy metals in soil. *International symposium of field screening methods for hazardous wastes and toxic chemicals*, Las Vegas, Nevada, USA
- SIMON, L., TAMÁS, J., KOVÁCS, E., KOVÁCS, E., BIRÓ, B. (2006): Stabilisation of metals in mine spoil with amendments and growth of red fescue in symbiosis with mycorrhizal fungi. *Plant Soil and Environment* **52**(9).385-391
- TAMÁS, J., KOVÁCS, E., (2005): Vegetation pattern and heavy metal accumulation at a mine tailing at Gyöngyösoroszi, Hungary. *Zeitschrift für Naturforschung* **60c**. 3-4. 362-367.
- ZÁRAY, Gy. (1991): Environmental assessment of the impact of mine tailing dumps in the valley of Toka-stream – esettanulmány. *ELTE TTK Szeretlen és Analitikai Kémia Tanszék*. p. 86.