

# **IV. KÁRPÁT-MEDENCEI KÖRNYEZETTUDOMÁNYI KONFERENCIA**

## **I. KÖTET**

**KÖRNYEZETTUDOMÁNY ÉS KÖRNYEZETI NEVELÉS  
KÖRNYEZETKÉMIA  
KÖRNYEZETFIZIKA  
KÖRNYEZETFÖLDRAJZ ÉS -FÖLDTAN**

**Szerkesztő:**

**OROSZ ZOLTÁN  
SZABÓ VALÉRIA  
MOLNÁR GÉZA  
FAZEKAS ISTVÁN**

**Borítóterv:**

**SZÚCS VIKTOR  
BARÁTH ENDRE**

**DEBRECEN, 2008.**

A 2008. március 28-29-én a Debreceni Egyetem Természettudományi és  
Technológiai Kara és a  
Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem Természettudományi és Művészeti  
Kara szervezésében  
a MTA Atommagkutató Intézetének közreműködésével megrendezett  
IV. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia előadásai

***A konferencia tudományos tanácsa:***

Dr. Kiss Árpád Zoltán a konferencia elnöke  
Dr. Lakatos Gyula  
Dr. Csobod Éva  
Dr. Zsuga Miklós  
Dr. Kilár Ferenc  
Dr. Mócsy Ildikó  
Dr. Kiss Ádám  
Dr. Szabó József  
Dr. Wanek Ferenc  
Dr. Borda Jenő  
Putarich Dr. Ivánszky Veronika  
Dr. Tóthmérész Béla  
Dr. Urák István  
Dr. Csorba Péter  
Dr. Konkoly Gyuró Éva

**A KIADVÁNY MEGJELENÉSÉT TÁMOGATTA:**

**KÖRNYEZETVÉDELMI ÉS VÍZÜGYI MINISZTERIUM  
MTA DEBRECENI AKADÉMIAI BIZOTTSÁGA  
DEBRECENI EGYETEM TUDOMÁNYEGYETEMI KAROK  
MERIDIÁN TÁJ ÉS KÖRNYEZETFÖLDRAJZI ALAPÍTVÁNY**

**ISBN 978-963-06-4625-3**

Készült: a REXPO Kft. sokszorosítóüzemében, 2008-ban

## Tartalom

<b>KÖRNYEZETTUDOMÁNY ÉS KÖRNYEZETI NEVELÉS</b> .....	8
<i>Dr. Bándi Gyula</i>	
<b>Traditions and environmental law</b> .....	9
<i>Dr. Takács-Sánta András</i>	
<b>Hogyan érthetnénk meg még jobban a környezeti problémák társadalmi okait? – Egy klasszikus formula tisztázása és bővítése</b> .....	15
<i>Dr. Gál József</i>	
<b>A környezeti piac és áramlatainak néhány összefüggése Közép- és Kelet-Európában</b> ....	22
<i>Dr. Bányai Orsolya</i>	
<b>A megújuló energiaforrások uniós szabályozásának aktuális kérdései</b> .....	27
<i>Dr. Fodor László</i>	
<b>Az új ombudsman szerepe a környezetvédelemben</b> .....	33
<i>Csapó Olga – Dr. Jávor Benedek</i>	
<b>A környezetjog a magyar felsőoktatásban</b> .....	40
<i>Tóthné Kosztin Beáta – Revákné Dr. Markóczy Ibolya</i>	
<b>Környezettudomány, fogalmak és kognitív fejlődés – általános iskola és annak vetületei a tanárképzésben</b> .....	49
<i>Dr. Soós Lenke</i>	
<b>Környezeti-nevelési problémák megoldása a kompetenciák integrálásával</b> .....	56
<i>Katona Ildikó – Leskó Gabriella – Kosáros Andrea – Dr. Kárász Imre</i>	
<b>A média szerepe a környezeti nevelésben egri diákok körében végzett felmérés alapján</b> .....	63
<i>Katona Nóra-Emília</i>	
<b>Környezeti nevelés a rendszerváltás utáni Romániában</b>	70
<i>Bagoly-Simó Péter</i>	
<b>(Túl)élő környezetföldrajz romániai tankönyvekben</b> .....	75
<i>Dr. Papp Zoltán</i>	
<b>Környezettudományi ismeretelemek iskolai oktatásának fokozódó szükségességéről a fenntartható fejlődés érdekében, a nukleáris energiatermelés széleskörű elutasítása kapcsán</b> .....	80
<i>Némethné Dr. Katona Judit</i>	
<b>Tanösvény kialakítása a BMF RKK környezetmérnök szakos hallgatói részére a természettudományi tárgyak terepi oktatásának fejlesztése érdekében</b> .....	87
<i>Bodáné Kendrovics Rita</i>	
<b>Vízminőségi állapotfelmérés és elemzés az Aranyhegyi-patakon</b> .....	94

*Bodorik Janka – Antal Zsuzsanna*

**A természetvédelmi ismeretterjesztés szerepének és jelentőségének vizsgálata a településnagyság és az életkor függvényében.....**100

*Serra-Páka Szilvia – Hagymásy Zita*

**A környezeti nevelés és a fenntartható fejlődés oktatásának lehetőségei a középiskolákban .....**106

*Dr. Dobróka Mihály – Herczeg Ádám – Dr. Szabó Norbert Péter – Dr. Turai Endre – Vass Péter*

**GIS-based system development for processing and publishing geophysical data .....**112

**KÖRNYEZETKÉMIA .....**118

*Dr. Szép S. Alexandru – Dr. Harja Maria*

**A hulladék kalcium-karbonát környezetvédelmi potenciálja .....**119

*Benedek Szilveszter – Dr. Fülekgy György – Dr. Márton László*

**HWP (Hot Water Percolation) talajextrakció alkalmazása a talajok könnyen oldható P és K tartalmának meghatározására ökológiai gazdálkodásban.....**126

*Dr. Hegedűsová Alžbeta – Dr. Simon László – Švikrubová Jana – Dr. Boleček Peter – Dr. Hegedűs Ondrej*

**Kadmium indukált fitoextrakciója szennyezett talajból.....**133

*Dr. Farsang Andrea – Cser Viktória – Dr. Barta Károly*

**Indukált fitoextrakciós eljárás terepi alkalmazása enyhén szennyezett kotrási iszappon, Esettanulmány a Mártélyi-Holtág kotrási iszapján.....**138

*Kánnai Piroska – Balogh Klára – Molnár Mónika – Dr. Gruiz Katalin – Dr. Fenyvesi Éva*

**Ciklodextrinek alkalmazása szerves szennyezőanyagok biodegradálhatóságának jellemzésére .....**145

*László Ildikó – Hadik Péter*

**Polychlorinated biphenyls (PCBs) measurement with solid phase extraction (SPE) from water.....**153

*Helenkár András – Zsigrainé Dr. Vasánits Anikó – Perlné Dr. Molnár Ibolya – Dr. Zárny Gyula*

**Nem-szteroid típusú fájdalomcsillapítók meghatározása tandem tömegspektrometriával kapcsolt gázkromatográfiás elemzéssel a Duna folyóból és ivóvízből .....**159

*Jurecska Laura – Gorál Róbert – Dr. Barkács Katalin*

**Nitrogénvegyület-formák változása biológiai szennyvíztisztító modellrendszerben.....**166

*Kardos Levente – Tarjányiné Szikora Szilvia – Dr. Oláh József – Dr. Palkó György – Dr. Barkács Katalin – Dr. Zárny Gyula*

**Szennyvíziszap és szerves hulladékok együttrohasztásának nyomon követése kémiai és biokémiai módszerekkel .....**173

*Koleszár Péter – Márkus Róbert*

**Acélműi szállóporok ásványtani-geokémiai jellemzői (Mineralogical and Geochemical properties of steelworks dust).....**178

<i>Törő Norbert</i> <b>Humuszszerű vegyületek keletkezése a légkörben</b> .....	184
<i>Borsós Tibor – Dr. Salma Imre</i> <b>Az ultrafinom légköri aeroszol méreteloszlása Budapesten és a vidéki háttérhelyen</b> .....	191
<i>Dobor József – Dr. Varga Margit – Dr. Zárny Gyula</i> <b>Gyógyszermaradványok meghatározása szennyvíziszap mintákban mikrohullámú extrakciót követően GC-MS módszerrel</b> .....	198
<i>Dr. Máthé-Gáspár Gabriella – Dr. Máthé Péter – Dr. Szili-Kovács Tibor – Dr. Anton Attila</i> <b>Heavy metal contamination effects on soil phosphorus and some microbiological parameters</b> .....	205
<i>Dr. Keresztúri Péter – Dr. Lakatos Gyula</i> <b>Palackozott magyar ásványvizek vizsgálata kémiai összetételük és mikrobiológiai állapotuk alapján</b> .....	212
<b>KÖRNYEZETFIZIKA</b> .....	218
<i>Dr. Mócsy Ildikó – Neda Tamás – Szacsavay Hening Kinga – Molnár István</i> <b>A közúti közlekedés befolyása a lakások radon koncentrációjára</b> .....	219
<i>Dr. Csegzi Sándor – Dr. Csige István</i> <b>Erélyi települések reprezentatív lakásradon-felmérése</b> .....	225
<i>Dr. Ranogajec-Komor Mária</i> <b>Szilárdtest dozimetria a környezeti felmérésekben</b> .....	226
<i>Dr. Osvay Margit – Katona Tünde</i> <b>Szilárdtest dózismérő rendszerek fejlesztése, vizsgálata és alkalmazása az izotópkutató intézetben</b> .....	233
<i>Finta Viktória – Dr. Kiss Ádám – Thuróczy György</i> <b>Személyi dozimetriai mérések módszere és első eredményei egyetemi hallgatók között a rádiófrekvenciás tartományban</b> .....	239
<i>Papp Botond – Dr. Deák Ferenc – Dr. Kiss Ádám</i> <b>Radon-diffúzió mérése különböző geológiai formációkban</b> .....	240
<i>Dr. Csige István – Dr. Gyula Sándor</i> <b>Radon a kovásznai mofettákban</b> .....	241
<i>Papp László – Dr. Pálcsu László</i> <b>A talajvízben lévő többletlevegő képződési mechanizmusának kapcsolata a vízszintemelkedéssel</b> .....	242
<i>Janovics Róbert – Dr. Molnár Mihály – Dr. Svíngor Éva – Dr. Veres Mihály – Somogyi István – Dr. Braun Mihály – Dr. Stefánka Zsolt</i> <b>Automata talajvíz minta vevő rendszer tesztelése izotópanalitikai és oldott ion vizsgálatok segítségével</b> .....	249

<i>Dr. Szántó Zsuzsanna – Dr. Futó István – Dr. Braun Mibály</i>	
<b>Palackozott ásványvizek eredetének vizsgálata stabilizotópos módszerekkel.....</b>	<b>256</b>
<i>Dr. Palcsu László</i>	
<b>Cseppkövek folyadékzárányaiban oldott nemesgázok, mint a múltbeli klíma vizsgálatának új lehetősége .....</b>	<b>263</b>
<i>Dr. Turai Endre. – Dr. Dobróka Mibály. – Vass Péter</i>	
<b>TAU-transformation of Time-Domain IP data measured over a slag ash site .....</b>	<b>269</b>
<b>KÖRNYEZETFÖLDRAJZ ÉS –FÖLDTAN.....</b>	<b>275</b>
<i>Babka Beáta – Dr. Szabó Szilárd – Dr. Futó István</i>	
<b>Izotópanalitikai vizsgálatok a Felső-Tisza-vidéki holtmedrekben.....</b>	<b>276</b>
<i>Dr. Szabó Szilárd– Molnár Lajos Szabolcs– Jubos Katalin– Dr. Prokisch József</i>	
<b>Hullámtéri nehézfém-szennyezettség vizsgálata egy felső-tiszai mintaterületen.....</b>	<b>283</b>
<i>Dr. Braun Mibály – Papp István – Szalóki Imre – Martine Leermakers</i>	
<b>A borsabányai nehézfém-szennyezés utóélete a Boroszlókerti-Holt-Tisza üledékében ...</b>	<b>289</b>
<i>Dr. Szűcs Péter – Dr. Madarász Tamás – Zákányi Balázs – Tóth Andrea – Dr. Nyári Zsuzsanna – Neducza Boriszlav – Halmóczki Szabolcs</i>	
<b>Speciális felszín alatti szennyeződések roncsolásmentes vizsgálata.....</b>	<b>295</b>
<i>Zákányi Balázs – Dr. Szűcs Péter</i>	
<b>Végeselemes hidraulikai modellezés alkalmazása árvízvédelmi gátaknál .....</b>	<b>301</b>
<i>Balog Kitti – Dr. Farsang Andrea</i>	
<b>Használt termálvíz szikkadás környezeti kockázata .....</b>	<b>307</b>
<i>Fekete Zsombor</i>	
<b>A TDS és a fajlagos vezetőképesség összefüggése a bálványosfürdői ásványvizekben ...</b>	<b>315</b>
<i>Kis Boglárka – Székely Borbála</i>	
<b>Geológiai és meteorológiai determináltság vizsgálata- erdővidéki ásványvíz-előfordulások példája.....</b>	<b>319</b>
<i>Dr. Waneke Ferenc – Poszset Szilárd</i>	
<b>A Kis-Szamos és a Nádas-völgye közötti dombok földtani felépítéséből és morfológiájából adódó lejtőveszélyeztetettség Kolozsvár területén (a Fellegvár és a Török-vágás között).....</b>	<b>327</b>
<i>Dr. Szabó György</i>	
<b>A levegő állapota a Kárpát-medencében .....</b>	<b>335</b>
<i>Boros Ildikó</i>	
<b>Síremlékek karbonátos kőzeteinek elváltozásai környezetszennyezés hatására kolozsvári temetőkben .....</b>	<b>342</b>

<i>Kaffai Orsolya – Dr. Imecs Zoltán</i> <b>Mikroklimatológiai mérések a körösrévi Zichy-barlangban.....</b>	347
<i>Hegyeli Botond</i> <b>A Buffogó-tőzegláp természetföldrajzi elemzése.....</b>	353
<i>Dr. Tóth Csaba</i> <b>Kunhalmok rétegtani vizsgálatára alapozott őskörnyezeti rekonstrukció.....</b>	360
<i>Dr. Szalai Zoltán</i> <b>A kémhatás és redox viszonyok térbeli és időbeli dinamikájának hatása a felvehető nyomelem tartalomra vízhatású élőhelyeken .....</b>	367
<i>Dr. Kalmár János – Dr. Füleky György – Jakab Sámuel</i> <b>Talajásványok képződése neogén eruptív kőzeteken lévő váztalajokon, a Görgényi-havasokban (Keleti Kárpátok, Románia).....</b>	372
<i>Dr. Alina Dora Samuel – Cristian Felix Blidar – Cornel Domuța – Maria Sandor – Radu Brejea</i> <b>Enzymological study of the evolution of the technogenic soil submitted to biological recultivation in the bauxite mine from Pădurea Craiului (Romania).....</b>	379
<b>Névmutató.....</b>	384

**KÖRNYEZETTUDOMÁNY ÉS KÖRNYEZETI  
NEVELÉS**



*Dr. Bándi Gyula*<sup>1</sup>

## **Traditions and environmental law**

Traditions are vital part of our heritage, part of our life, which are living with us. This is true in case of cultural traditions, behavioural traditions, but it is even more the case, if we take the example of those traditions, which are connected with the management of natural resources, or in a broader sense, with environmental protection. Our focus thus is on the connection between traditions and environment, environmental protection. Being a lawyer, my major concern is to focus on the different rules of conduct, from among which, law is only one. There are several other types of such rules, such as moral, ethics or traditions. Nowadays, when the legal requirements do not prove to be satisfactory, it is better to turn also towards other form of behavioural regulations. Thus one important aspect of the tradition is the normative function.

An other important aspect is summarized in the internet encyclopedia<sup>2</sup> as follows:

“The word *tradition* comes from the Latin word *traditio* which means "to hand down" or "to hand over." ... However, on a more basic theoretical level, tradition(s) can be seen as information or composed of information. For that which is brought into the present from the past, in a particular societal context, is information. ...”

Our preconception is that environmental traditions are still important, even they help us solving our present environmental problems, as it is also written in a separate opinion of one of the judgments of the International Court of Justice<sup>3</sup>. Vice-President Weeramantry wrote: “There are some principles of traditional legal systems that can be woven into the fabric of modern environmental law. They are specially pertinent to the concept of sustainable development which was well recognized in those systems. ... This is a rich source which modern environmental law has left largely untapped.” Thus human activities related to the environment have always been governed by traditions even similar to present sustainable development concepts. The reason, why it is so important is also summarised in the judgment, referred above. As the Court has observed: "Throughout the ages mankind has, for economic and other reasons, constantly interfered with nature." (Judgment, para. 140.)<sup>4</sup>

Human relationship to the environment, the use of natural resources, the honour of nature, the means and methods of farming, etc. have always been governed by traditions. Probably the most well-known cases from the American wild west history are connected to trees and totem poles. The American Indians regarded trees as one of their most valuable resources. To most Americans and also in Europe, the totem pole has become the symbol for the northern Indians. These totem poles are symbols of social, economic and tribal status, also refer to the history of the tribes and to ancestors in nature, like bear, wolf, beaver, etc. They could also mean that Indians always had a close relationship with nature.

---

<sup>1</sup> **Dr. Bándi Gyula** *Pázmány Péter Katolikus Egyetem, Környezetjog és Gazdasági Szakjogok Tanszéke, Budapest* E-mail: gybandi@jak.ppke.hu

<sup>2</sup> Wikipedia, the free encyclopedia – [www.wikipedia.org](http://www.wikipedia.org)

<sup>3</sup> 10 years ago, 25 September, 1997, the ICJ issued its judgment in the Gabcikovo-Nagymaros case, a case between Slovakia and Hungary on the Danube dam. The separate opinion has been attached to the judgment. See: [www.icj-cij.org](http://www.icj-cij.org)

<sup>4</sup> See judgment above.

No wonder why, when speaking about traditions and environment, most people have in mind indigenous tradition. One recent document provides a unique summary of this<sup>5</sup>: “Indigenous traditional knowledge” ... mean the traditional practices, culture, knowledge of plants and animals and knowledge of their methods of propagation; it includes expressions of cultural values, beliefs, rituals and community laws and it includes knowledge regarding land and ecosystem management. It is more often unwritten and handed down orally from generation to generation and it is transmitted and preserved in this way.” This summary may well be used for characterizing traditional knowledge in general.

But why traditions are so important? A famous American environmentalist, Wendell Berry – as cited - says: “Our environmental problems... are not, at root, political; they are cultural... our country is not being destroyed by bad politics; it is being destroyed by a bad way of life”<sup>6</sup>. Culture affects how we relate to and value elements of the natural world. As we have already discussed, many indigenous cultures acknowledge and honour elements of ecosystems and the spirits of trees and animals. Western cultures tend to turn towards individualism and evidence-based decision-making, while some of the Eastern cultures often place high value on collective needs and holistic understanding. If human culture is separated from the ecosystem and environment around human beings, the contact is lost and we also lose our knowledge on and sympathy with the environmental values.

In his separate opinion Vice-President Weeramantry (ICJ) mentioned his homeland as good examples of traditional knowledge<sup>7</sup>: “I refer to the ancient irrigation-based civilization of Sri Lanka. It is a system which, while recognizing the need for development and vigorously implementing schemes to this end, at the same time specifically articulated the need for environmental protection and ensured that the technology it employed paid due regard to environmental considerations. This concern for the environment was reflected not only in its literature and its technology, but also in its legal system, for the felling of certain forests was prohibited, game sanctuaries were established, and royal edicts decreed that the natural resource of water was to be used to the last drop without any wastage.”

Churches are mostly interested in traditions, thus they may serve as a valuable asset for the discussion of this topic. The European Christian Environmental Network as an organisation of different Christian churches in its 2005 report<sup>8</sup> summarized this relationship as follows: “The Christian tradition is rich in its description of the human role and responsibility in relation to creation. We are called creatures, stewards, servants, prophets, kings, co-workers. We recognise the damage done by some notions of human dominion and domination in the past. We acknowledge God has given all human beings, created in the image and likeness of God (Genesis 1:28), a crucial role and responsibility as priests of creation and partners of God in it. ... In the process of handling natural resources and turning them into human goods and services, we are taking of God’s gifts in creation and accepting our responsibility for their transformation.”

---

<sup>5</sup> Implementation of recommendations on the six mandated areas and on MDGs Report on Indigenous Traditional Knowledge - Prepared by Michael Dodson for a UN Permanent Forum on Indigenous Issues (Sixth session, New York, 14-25 May 2007)

<sup>6</sup> The quotation may be found in *Spirits and Nature* (ed. by Rockefeller, Steven C, and John C. Elder , Boston, Beacon Press, 1992, p. 30)

<sup>7</sup> See footnote No. 3

<sup>8</sup> The 2005 Assembly meeting in Basel - “*The Churches' Contribution to a Sustainable Europe*” (8 May 2005 - A Call of the European Christian Environmental Network Assembly in Basel)

Catholic religious documents of the past decades are also full of references to environmental protection, mostly based on the different books of the Bible<sup>9</sup>. More than 40 years ago Pope John XXIII in his Encyclical ‘Pacem in Terris’<sup>10</sup> wrote: “55. ... Thus, attention must be paid to the basic nature of the common good and what it is that brings it about. 56. We must add, therefore, that it is in the nature of the common good that every single citizen has the right to share in it—although in different ways, depending on his tasks, merits and circumstances.” Common good or as it is called later – common heritage.

The Fifth Environmental Action Programme of the European Community<sup>11</sup> may also be mentioned here, first of all Chapter 8 (Subsidiarity and Shared Responsibility), the essence of which: “Since the objectives and targets put forward in the Programme and the ultimate goal of sustainable development can only be achieved by *concerted* action of all the relevant actors working together in partnership, the Programme combines the principle of subsidiarity with the wider concept of *shared responsibility*.” Of course, this idea is mostly related to the EC actions, which is even more visible from the wording of the revision of the Programme<sup>12</sup>, but the immense idea within the approach is much broader and reflects the need of conceptual changes – several level of actors, several level of responsibilities and rights, cooperation is a must, everybody has to be part of it.

Environmental protection and traditions related to it had several roots in history. In the already quoted separate opinion of Vice-President Weeramantry (ICJ) we can read<sup>13</sup>: “The notion of not causing harm to others and hence *sic utere tuo ut alienum non laedas* was a central notion of Buddhism. It translated well into environmental attitudes. “*Alienum*” in this context would be extended by Buddhism to future generations as well, and to other component elements of the natural order beyond man himself, for the Buddhist concept of duty had an enormously long reach.” And here we are: most of our ‘new’ environmental principles all have their own roots in history.

If in our short survey we turn towards the protection of traditions, the best way is to study the development of international law. There are many aspects and elements of international law, which underline the importance of traditions.

The first in this line is the *Universal Declaration of Human Rights*<sup>14</sup>, the most general concept covering the main outline of the given area. In its Article 27 we may find some broad reference to traditions, but which is normally understood in the relationship with indigenous rights:

“(1) Everyone has the right freely to participate in the cultural life of the community, to enjoy the arts and to share in scientific advancement and its benefits.

(2) Everyone has the right to the protection of the moral and material interests resulting from any scientific, literary or artistic production of which he is the author.”

But human rights documents, although they may contain more direct references to traditions<sup>15</sup>, are not the most important resources for the evaluation of traditions, it is better to

<sup>9</sup> For more on the Bible see: Dinah Shelton: "Nature in the Bible." in *Les Hommes et l'Environnement: Quels Droits Pour le Vingt-et-unieme Siecle? Etudes en Hommage a Alexandre Kiss*, edited by M. Prieur & C. Lambrechts. Paris: Editions Frison-Roche, 1998.

<sup>10</sup> Issued on April 11, 1963

<sup>11</sup> The whole preparatory document – ‘Towards Sustainability’ – has been published in the Official Journal, C138/5, 17.5.93

<sup>12</sup> Decision No 2179/98/EC of the European Parliament of the Council (OJ L275/1) Art. 9: Shared responsibility and partnership, speaking about Community policies and actions

<sup>13</sup> See footnote No. 3

<sup>14</sup> Adopted and proclaimed by UN General Assembly resolution 217 A (III) of 10 December 1948.

<sup>15</sup> See, e.g.: *UN Declaration on the Rights of Indigenous Peoples* The Declaration has been adopted on the 29th of June 2006 by the Human Rights Council

turn towards those documents which refer to the common heritage of mankind. The first of this kind was the *Convention Concerning the Protection of the World Cultural and Natural Heritage*<sup>16</sup>. Unfortunately this convention does not deal too much with the environmental traditions under the heading of natural heritage.

During the next decades it proved to be necessary to consider other values than tangible ones, and the outcome was thirty years later the *Convention for the Safeguarding of the Intangible Cultural Heritage*<sup>17</sup>. Here we may find those references, which are missing from the original common heritage convention. The preamble is clear in this respect: “*Recognizing that communities, in particular indigenous communities, groups and, in some cases, individuals, play an important role in the production, safeguarding, maintenance and recreation of the intangible cultural heritage, thus helping to enrich cultural diversity and human creativity.*”

The initial question here is to understand what intangible cultural heritage means: “the practices, representations, expressions, knowledge, skills – as well as the instruments, objects, artefacts and cultural spaces associated therewith – that communities, groups and, in some cases, individuals recognize as part of their cultural heritage. This intangible cultural heritage, transmitted from generation to generation, is constantly recreated by communities and groups in response to their environment, their interaction with nature and their history, and provides them with a sense of identity and continuity, thus promoting respect for cultural diversity and human creativity.” (Art. 2. par.1) Environmental traditions thus should form an essential part of this intangible cultural heritage, being indigenous or other traditions, thus the Convention should be taken as such which provides the framework for the protection, respect and maintenance of any such traditions.

The Convention in its subsequent articles provides for some framework of action, the most important example of which is Art. 14. – education, awareness-raising and capacity-building. The whole article focuses on the disclose, transfer and further distribution of knowledge, information, embodied in the elements of intangible cultural heritage, requiring an active participation of states and the international community.

There are also some important references in the *Convention on the Protection and Promotion of the Diversity of Cultural Expressions*<sup>18</sup> to our main subject matter, as this Convention follows the line of the previous one. Here there are two principles from the list of guiding principles of Art. 2:

“5. Principle of the complementarity of economic and cultural aspects of development.

Since culture is one of the mainsprings of development, the cultural aspects of development are as important as its economic aspects, which individuals and peoples have the fundamental right to participate in and enjoy.

6. Principle of sustainable development.

Cultural diversity is a rich asset for individuals and societies. The protection, promotion and maintenance of cultural diversity are an essential requirement for sustainable development for the benefit of present and future generations.”

Several environmental considerations could be pointed out in the above principles: material and immaterial elements of the development are equally important, the significant role of public participation, sustainable development is the framework for action, the specific role of future generations. All should be taken as the basic constituents of any kind of development and environmental policies. One more element, the role of integration is missing from the list, but one may easily find it later in the Convention, in Article 13 – integration of culture in

---

<sup>16</sup> Paris, 16, november 1972, UNESCO

<sup>17</sup> Paris, 17 October 2003, UNESCO

<sup>18</sup> Paris, 20 October 2005, UNESCO

sustainable development: “Parties shall endeavour to integrate culture in their development policies at all levels for the creation of conditions conducive to sustainable development ...”

More or less the same ideas are reflected in the Council of Europe *Framework Convention on the Value of Cultural Heritage for Society*<sup>19</sup>. There is a separate article on environmental issues within the Convention, which is a good composite of different values, reflecting the need of integration - Article 8<sup>20</sup>.

More or less the same or similar elements are mentioned in Art. 8, with some additional new ones, such as the role of cultural heritage impact assessment.

Finally, we may finish our tour in the Convention terminology and provision with Article 9 on sustainable use of the cultural heritage, a kind of converse idea of the role of cultural heritage in sustainable development. Traditions, traditional issues are also covered – such as in par. d): “promote the use of materials, techniques and skills based on tradition, and explore their potential for contemporary applications”.

We may also find some examples for the close connection between traditions, traditional knowledge and environment in international environmental documents<sup>21</sup>. One of the most recent examples is the *European Landscape Convention*<sup>22</sup>. This Convention is also associated with the chief idea of common heritage, as for example in the preamble there are references on it, together with the need of sustainable development, European identity and other foundations of traditions.

Summing it all up, there are references within the different types of international conventions on traditions and their important role in cultural diversity, protecting common heritage, within which intangible or immaterial heritage. All is connected somehow with the broad idea of sustainable development. Transfer of knowledge is a core element, while there are several substantive and procedural conditions, such as the reflection of property rights or the conditions of public participation.

Our conclusion is that traditions are behavioural regulations – thus they have similar characteristics as ethics or law - developed through history and time, responding to the different situations, within which environmental or it is better to say, natural resource management issues have always received great attention. Thus traditions are vital resources of present and future generations. The different communities often possess valuable knowledge and among others, mechanisms for the management of environmental resources. Traditions are extremely important, if we understand that at the roots of environmental problems we may find cultural and social deficiencies, new and bad habits, new and bad way of life (overestimation of consumer society and others). The main problem here is that in the past one or two centuries mankind lost its close relationship with the environment, therefore lost also the understanding of different environmental situations, the sensitivity towards environmental problems.

<sup>19</sup> Faro, 27, October, 2005

<sup>20</sup> Environment, heritage and quality of life:

“The Parties undertake to utilise all heritage aspects of the cultural environment to:

- a) enrich the processes of economic, political, social and cultural development and land-use planning, resorting to cultural heritage impact assessments and adopting mitigation strategies where necessary;
- b) promote an integrated approach to policies concerning cultural, biological, geological and landscape diversity to achieve a balance between these elements;
- c) reinforce social cohesion by fostering a sense of shared responsibility towards the places in which people live;
- d) promote the objective of quality in contemporary additions to the environment without endangering its cultural values.”

<sup>21</sup> Such as in Principle 22 of the Rio Declaration on Environment and Development UN Conference on Environment and Development, Rio de Janeiro, 3-14 June 1992, or the Convention on Biological Diversity Concluded at Rio de Janeiro on 5 June 1992,

<sup>22</sup> Council of Europe, Florence, 2000

Thus traditions, traditional knowledge deserves international and national protection through the legal measures too. There are existing, historical legal principles and instruments and there are 'new' legal principles and instruments, which sometimes are only seemingly modern, but are based upon old traditions, which all may be used in our fight for keeping traditions, traditional knowledge alive, in order to be used as a source of knowledge. Some of them :

- principle of subsidiarity, reflecting the need to find the proper place for effective action;
- principle and practice of common and shared responsibility, based upon the need to live in communities;
- principle of trusteeship, or guardianship, in other words it is responsibility towards nature, natural resources and environment;
- rights of future generations, as we represent an transitional period between past and future, and also the above principle of trusteeship requires us to give a chance for the following generations;
- participatory rights, along the lines of subsidiarity and shared responsibility;
- proper use of community property rights.

Dr. Takács-Sánta András<sup>1</sup>

## Hogyan érthetnénk meg még jobban a környezeti problémák társadalmi okait? – Egy klasszikus formula tisztázása és bővítése<sup>2</sup>

### Abstract

The IPAT-formula is a widely used tool for understanding the (direct) human driving forces of environmental problems. In the article I try to clarify and extend this formula. I show the simplest form of the formula, deconstruct this simplest form, and also identify indirect driving forces. I conclude with some policy implications regarding the main strategies for environmental sustainability.

### 1. Bevezetés

Milyen társadalmi okok állnak az emberi bioszféra-átalakítás, és ezáltal napjaink környezeti problémáinak hátterében? Viszonylag kevés kutatás foglalkozik ezzel a kérdéssel, mint ahogy a környezeti problémák társadalmi dimenziójának kutatása összességében is meglehetősen elhanyagolt terület (STERN, P. 1993, TAKÁCS-SÁNTA A. 2008b). Pedig az emberi bioszféra-átalakítás mögötti társadalmi hajtóerők minél alaposabb föltárása nagyon fontos volna ahhoz, hogy enyhíteni tudjunk a környezeti problémákon.

E társadalmi hajtóerők leírására az egyik első kísérlet volt a nevezetes IPAT-formula, amely az 1970-es évek elején született meg. A formula egy heves vita során kristályosodott ki, amelynek résztvevője a kor három neves környezeti gondolkodója volt: az egyik oldalon Paul Ehrlich és John Holdren, a másikon pedig Barry Commoner (pl. EHRlich, P. – HOLDREN, J. 1971, 1972, COMMONER, B. 1971, 1972).<sup>3</sup> A formula lényege, hogy az ember által kifejtett környezeti hatás nagysága közvetlenül három tényezőtől – még pontosabban: ezek szorzatától – függ, mindhárommal egyenesen arányos:

$$I=PAT$$

Ahol I az ember által kifejtett környezeti hatás (*Impact*), P a népességszám (*Population*), A az egy főre jutó bőség vagy gazdagság (*Affluence per capita*), T pedig a technológia (*Technology*), azaz hogy a használatban levő technológiák mennyire (nem) környezetkímélők.

A formula szabatosabb megfogalmazása (GOODLAND, R. – DALY, H. 1996 alapján kicsit módosítva) így hangzik:

$$B=PO_pZ$$

Ahol B az emberi bioszféra-átalakítás mértéke (*Biosphere's transformation*), P továbbra is a népességszám,  $O_p$  az egy főre jutó gazdasági teljesítmény (*Output per capita*), Z pedig egységnyi gazdasági teljesítmény bioszféra-átalakító hatása. A továbbiakban ebből a szabatosabb megfogalmazásból indulunk ki, és így az IPAT-formula kifejezést sem

<sup>1</sup> Dr. Takács-Sánta András MTA Szociológiai Kutatóintézet, Budapest E-mail: tsa@mail.datanet.hu

<sup>2</sup> Jelen írás egy készülő szakcikk (TAKÁCS-SÁNTA A. 2008a) rövidített változata.

<sup>3</sup> A formula kialakulásának történetét jól összefoglalja CHERTOW, M. (2001).

használjuk. Helyette a formula kiötlőinek tiszteletére a Holdren-Ehrlich-Commoner-formula (röviden: HEC-formula) kifejezést preferáljuk.

A HEC-formula számos egyszerűsítést tartalmaz, jó néhány korlással bír (DIETZ, T. – ROSA, E. 1994, O'NEILL, B. et al. 2001), ám ennek ellenére kiválóan alkalmazható, és egyszerű kiindulópont az emberi bioszféra-átalakítás mögött álló társadalmi hajtóerők megértéséhez. Ennek megfelelően mind a mai napig széles körben alkalmazzák. Fura módon azonban nagyon kevés olyan elméleti munka született, amelynek célja a formula tisztázása, pontosítása, továbbfejlesztése lett volna (kivételek pl.: DIETZ, T. – ROSA, E. 1994, WAGGONER, P. – AUSUBEL, J. 2002). Ez is lehet az oka annak, hogy a formulát sokszor pontatlanul használják.

Ebben a cikkben megkíséreljük világosabbá tenni a HEC-formulát. Elemzésünk négy részből áll:

- 1) Megvizsgáljuk a formula legegyszerűbb változatát, amikor a jobboldalon csak két tényező szerepel. Érdekes módon a formulának ez a változata nem terjedt el, pedig bizonyos szempontból nagyobb a megvilágító ereje, mint az eredetinek.
- 2) A két jobboldali tag közül az elsőt szétbontjuk. Látni fogjuk, hogy ennek a szétbontásnak nemcsak egy lehetséges módja létezik.
- 3) A második jobboldali tagot is szétbontjuk. Megpróbáljuk minél inkább tisztázni az eredeti formulának ezt a leginkább problematikus tagját (vö. DIETZ, T. – ROSA, E. 1994).
- 4) Megvizsgáljuk, hogy az emberek gondolkodásmódja, a társadalmi intézmények és a természeti erők miképp kapcsolhatók a HEC-formulához.
- 5) Végül kitérünk az elemzés néhány közpolitikai implikációjára a fő környezetvédelmi stratégiákat illetően.

Sok félreértés született már abból, hogy egyes szerzők nem tisztázták, milyen térléptékben használják a HEC-formulát. Ezért fontos leszögezni, hogy mi most *globális térléptékben* gondolkodunk. Ez ugyanakkor nem jelenti azt, hogy az alábbiak egyáltalán ne lennének érvényesek kisebb térléptékekben.

Fontos továbbá, hogy ebben az írásban nem célunk a formula tagjainak számszerűsítése (l. pl. DIETZ, T. – ROSA, E. 1997a). Ehelyett arra törekszünk, hogy a formula világosabbá tétele révén pontosabb képet kapjunk a bioszféra-átalakításunk háttérében álló tényezőkről.

## 2. A HEC-formula legegyszerűbb változata

A HEC-formulát a fenténél egyszerűbb alakra is hozhatjuk a jobboldal első két tagjának összevonásával. A népességszám és az egy főre eső gazdasági teljesítmény összeszorozásával nyilvánvalóan a teljes gazdasági teljesítményt kapjuk (globális skálán tekintve a világgazdaság összteljesítményét):

$$PO_p = Y$$

Ezért a formulát így írhatjuk föl:

$$B = YZ$$

Mivel Z-t egységnyi gazdasági teljesítmény bioszféra-átalakító hatásaként definiáltuk, a fenti egyenlet így is fölírható:

$$B = YB/Y$$



A formulának ez az egyszerűsített változata nagyon szemléletes, mivel megmutatja, hogy az emberi bioszféra-átalakításnak valójában csak két közvetlen oka van, és a népességszám nem számít annak. Közvetlenül ugyanis a gazdasági tevékenységek (kitermelés, termelés, fogyasztás) által alakítjuk át a bioszférát. A gazdaság alapvetően kétféle módon okoz bioszféra-átalakítást: egyrészt nem működhet természeti erőforrások kitermelése nélkül, másrészt ezek átalakítása után szükségszerűen szennyezések és hulladékok keletkeznek. Y és Z egyaránt a gazdaság attribútumai. Y azt mutatja meg, hogy a gazdaság mennyi javat és szolgáltatást állít elő. Z pedig azt, hogy egységnyi jószág, illetve szolgáltatás előállításához mennyi természeti erőforrás (anyag és energia) fölhasználása szükséges, illetve mennyi szennyezés avagy hulladék keletkezik.

A formulának ez a népességszámot nem tartalmazó változata valószínűleg történeti okok miatt nem terjedt el. Az eredeti formula megalkotói közül ugyanis Ehrlich és Holdren kiemelt hangsúlyt helyeztek a népességszámra, mint a bioszféra-átalakítás mértékének meghatározó tényezőjére. Ezt bizonyítja például, hogy a formula egy korai változata (EHRlich, P. – HOLDREN, J. 1971) így nézett ki:

$$I=PF$$

Ahol F az egy főre eső környezeti hatás. Vagyis a népességszámot emelték ki, és minden más tényezőt egyetlen faktorba sűrítettek. Mivel a formula kiötlői (legalábbis Ehrlich és Holdren) számára alighanem elképzelhetetlen lett volna egy olyan változat, amely nem tartalmazza a népességszámot, a korai verziókban mindig ott szerepelt, és igencsak bebetonozta a helyét.

### 3. Y dekonstrukciója

Ha a jobboldal első tagját (Y) szétbontjuk, újra eljuthatunk a formula eredeti változatához. Ám hangsúlyozandó, hogy Y dekonstrukciójának nem ez az egyetlen lehetséges módja. Nem kizárt például, hogy a bioszféra-átalakítás mértékét legalább annyira, ha nem jobban meghatározza a háztartások száma, mint a népességszám (pl. KEILMAN, N. 2003, LIU, J. et al. 2003, O'NEILL, B. et al. 2001). Éppen ezért a HEC-formula lehetséges változata az alábbi is:

$$B=HO_HZ$$

Ahol H a háztartások száma,  $O_H$  pedig az egy háztartásra eső gazdasági teljesítmény. Általánosságban így írható föl az Y dekonstrukcióját tartalmazó formula:

$$B=DO_DZ$$

Ahol D valamilyen demográfiai egység,  $O_D$  pedig az adott demográfiai egységre eső gazdasági teljesítmény.

Fontos megjegyezni, hogy a fentiekkel még véletlenül sem szeretnénk azt sugallni, hogy a népességszám ne volna lényeges meghatározó tényezője az emberi bioszféra-átalakítás mértékének (hiszen például a háztartások számát is igencsak meghatározza a népességszám). A népességszám tehát legfeljebb csak explicite tűnik el a formulából, implicite minden változatában ott van.

#### 4. Z dekonstrukciója

A jobboldal második tagját (Z) sokan azonosítják T-vel, noha könnyen belátható, hogy egységnyi gazdasági teljesítmény bioszféra-átalakító hatása nemcsak az alkalmazott technológiáktól függ. Egy korábbi cikkünkben (TAKÁCS-SÁNTA A. 2004, 1. még TAKÁCS-SÁNTA A. 2008c) két további tényezőt is azonosítottunk (ám ott nem tárgyaltuk ezeket részletesen). Egyrészt fontos még, hogy *milyen a gazdaság szerkezete*, azaz milyen arányban vannak jelen benne a kisebb, illetve a nagyobb bioszféra-átalakítással járó gazdasági tevékenységek. Másrészt pedig az is lényeges, hogy *milyen a gazdaság földrajzi mintázata*, azaz mennyire válnak el egymástól térben a gazdasági folyamat egyes fázisai, például a nyersanyag-kitermelés és a fogyasztás.<sup>4</sup> Z tehát így dekonstruálható:

$$Z=T+S+G$$

Ahol S a gazdaságszerkezet (*Structure of economy*), G pedig a gazdaság földrajzi mintázata (*Geographical pattern of economy*).

A gazdaságszerkezet milyensége némiképp átfed azzal, hogy mennyire környezetkímélő technológiák vannak használatban, hiszen a gazdaság szerkezete részben meghatározza az alkalmazott technológiákat. Ugyanakkor könnyen belátható, hogy bizonyos gazdasági szektorok minden körülmények között kisebb bioszféra-átalakítással járnak, mint mások. (Például az oktatás a használt technológiáktól függetlenül szinte biztosan környezetkímélőbb az alumíniumiparnál.) Máshonnan közelítve: míg a használt technológiák a gazdaság mikroszintű attribútumai, addig a gazdaságszerkezet makroszintű attribútum.

Ami a földrajzi mintázatot illeti, minél inkább elválnak térben a gazdasági fázisok, annál nagyobb a bioszféra-átalakítás mértéke. Ennek legalább három oka van. Egyrészt az emberek – beleértve a gazdasági döntéshozókat – a földrajzi távolság miatt egyre kevésbé képesek érzékelni a termékek teljes gazdasági életciklusa során keletkező környezeti változásokat (PRINCEN, T. 1997). Másrészt rendszerint annál kevésbé foglalkoznak ezekkel a környezeti változásokkal, minél távolabb történnek tőlük. Harmadrészt pedig a szállítások növekvő távolságával az ezekhez szükséges anyag- és energiafelhasználás, továbbá az ezekből fakadó szennyezések mértéke is növekszik.

A HEC-formulát tehát legrészletesebb változatában így írhatjuk föl:

$$B=DO_D(T+S+G)$$

Illetve a demográfiai egység milyenségétől függően az alábbi két változat is megfogalmazható:

$$B=PO_P(T+S+G)$$

$$B=HO_H(T+S+G)$$

<sup>4</sup> E két tényező közül az elsőt EKINS, P. (1993) tulajdonképpen futólag megemlíti (még ha megfogalmazása nem is teljesen egyértelmű), a második beépítése a HEC-formulába ellenben valószínűleg abszolút újdonságnak számít, legalábbis nincs tudomásunk olyan munkáról, amely fölvetné ezt a szempontot.

Míg Y-t és Z-t fentebb az emberi bioszféra-átalakítás mértékét közvetlenül meghatározó tényezőknek tituláltuk, a dekonstrukciójuk nyomán kapott faktorokat (P, O<sub>P</sub>, H, O<sub>H</sub>, T, S, G) kvázi-közvetlen tényezőknek nevezhetjük.<sup>5</sup>

## 5. Közvetett hajtóerők

Z-t (illetve az eredeti formulában T-t) sokszor reziduális tagként kezelik, amely magában foglalja az emberi bioszféra-átalakítás minden olyan hajtóerejét, amit a jobboldal többi tényezője nem: például értékeket, meggyőződéseket, társadalmi intézményeket stb. (pl. DIETZ, T. – ROSA, E. 1994, 1997b, GARDNER, G. – STERN, P. 2002). Ámde láttuk, hogy Z valójában a gazdaság attribútuma, és emiatt nem tekinthetjük efféle minden magában foglaló tényezőnek. Természetesen Z értékét befolyásolják értékek, intézmények stb., ám ez ugyanígy elmondható a jobboldal többi tagjáról is. Emiatt helyesebb volna a HEC-formula által leírt közvetlen, illetve kvázi-közvetlen hajtóerők mögött álló tényezőket a bioszféra-átalakítás *közvetett hajtóerőinek* tekinteni (VLEK, C. 2002). E hajtóerők első közelítésben három nagy csoportba sorolhatók. Az elsőbe a kulturális (gondolkodásmódbeli) tényezők (értékek, meggyőzések, normák) tartoznak. A második csoport a társadalmi intézményeké, ideértve a gazdasági és politikai intézményeket is. E két csoportot VLEK, C. (2002) is elkülöníti, ám az általa említett harmadik tényező („történelem”) nehezen értelmezhető. Helyette a természeti erők csoportját azonosíthatjuk harmadik közvetett hajtóerőként (vö. SACK, R. 1990), amely belső (pl. genetikai) és külső (pl. földrajzi vagy ökológiai) tényezőket egyaránt magába foglalhat. Természetesen a közvetett hajtóerők dekonstrukciója is lehetséges, sőt, nagyon fontos is volna, ám jelen írásban nem vállalkozunk erre.

## 6. Közpolitikai implikációk: a fő környezetvédelmi stratégiák

A HEC-formula legegyszerűbb változatából kiolvasható a környezetvédelem két alapvető stratégiája. Az egyik az *elegendőség stratégiája*, vagyis a gazdasági teljesítmény (Y) csökkentése; a másik pedig az *(öko)hatékonyság stratégiája*, vagyis egységnyi gazdasági teljesítmény bioszféra-átalakító hatásának (Z) csökkentése (pl. SACHS, W. 1995). A HEC-formulának a két tényező dekonstrukciója után kapott, a kvázi-közvetlen tényezőket tartalmazó változata pedig megmutatja, hogy mind az elegendőség, mind a hatékonyság stratégiája három-három részstratégiára bontható. Az elegendőség részstratégiái a népességszám (P) csökkentése, a háztartások számának (H) csökkentése, valamint az egy demográfiai egységre (egy főre vagy egy háztartásra) eső gazdasági teljesítmény (O<sub>D</sub>) visszafogása. Az (öko)hatékonyság részstratégiái pedig a környezetkímélő technológiák használata (T csökkentése), a gazdaság szerkezet elmozdítása környezetkímélőbb irányba (S csökkentése), valamint a gazdaság lokalizációja (G csökkentése). Végül a közvetett hajtóerők azt mutatják meg, hogy e (rész)stratégiák megvalósulását kulturális és intézményi változások segíthetik elő. (A természeti erőket az általunk kívánt irányba kevésbé tudjuk befolyásolni, és kétséges az is, hogy ez a jövőben kívánatos volna.)

<sup>5</sup> Megjegyzendő, hogy a HEC-formula bármely változata a jobboldal tényezőinek értékét egymástól függetlennek tételezi, ami egyszerűsítés, mivel valójában hatással lehetnek egymásra (a lehetséges hatásokra jó pár példát hoz O'NEILL, B. et al. 2001).

## 7. Fő következtetések

- 1) A HEC-formulának létezik egy egyszerűbb (a jobboldalon csak kéttényezős) változata is. Gyakran érdekesebb volna ezt használni, hiszen ez szemléletesen megmutatja, hogy a bioszféra-átalakítás közvetlen okai a gazdasági tevékenységek.
- 2) A népességszám nem közvetlen oka a bioszféra-átalakításnak. Ennek ellenére fontos meghatározó tényezője, a formula bármely változatában legalább impliciten szerepel.
- 3) Az eredeti HEC-formula jobboldalának harmadik tényezője nem azonos csupán azzal, hogy mennyire (nem) környezetkímélő technológiák vannak használatban. További két tényezőt is takar: milyen a gazdaság szerkezete és milyen a gazdaság földrajzi mintázata.
- 4) A bioszféra-átalakítás minden egyes közvetlen, illetve kvázi-közvetlen oka mögött közvetett hajtóerők állnak, amelyek három nagy csoportba sorolhatók: kultúra, intézmények és természeti erők.
- 5) A HEC-formulából levezethetők a fő környezetvédelmi stratégiák.

## Irodalom

- CHERTOW, M.R. (2001) The IPAT equation and its variants: Changing views of technology and environmental impact. *Journal of Industrial Ecology* 4, pp. 13-29.
- COMMONER, B. (1971) *The Closing Circle*. Knopf., New York
- COMMONER, B. (1972) A bulletin dialogue on the 'Closing Circle': Response. *Bulletin of the Atomic Scientists* 28(5): 17, pp. 42-56.
- DIETZ, T. – ROSA, E. A. (1994) Rethinking the environmental impacts of population, affluence and technology. *Human Ecology Review* 1, pp. 277-300.
- DIETZ, T. – ROSA, E. A. (1997a) Effects of population and affluence on CO<sub>2</sub> emissions. *PNAS* 94, pp. 175-179.
- DIETZ, T. – ROSA, E. A. (1997b) Environmental impacts of population and consumption. In: P. C. Stern, T. Dietz, V. W. Ruttan, R. H. Socolow & J. L. Sweeney eds., *Environmentally Significant Consumption: Research Directions*, National Academy Press, Washington, D.C., pp. 92-99.
- EHRlich, P. R. – HOLDREN, J. P. (1971) Impact of population growth. *Science* 171, pp. 1212-1217.
- EHRlich, P. R. – HOLDREN, J. P. (1972) A bulletin dialogue on the 'Closing Circle': Critique. *One-dimensional ecology*. *Bulletin of the Atomic Scientists* 28(5), pp. 16-27.
- EKINS, P. (1993) 'Limits to growth' and 'sustainable development': Grappling with ecological realities. *Ecological Economics* 8, pp. 269-288. (Magyarul: „A növekedés határai” és a „fenntartható fejlődés”: Megbirkózni az ökológiai valósággal. In: Pataki Gy. és Takács-Sánta A. (2004) szerk. *Természet és gazdaság: Ökológiai közgazdaságtan szöveggyűjtemény*, Typotex Kiadó, Budapest, pp. 267-292.)
- GARDNER, G. T. – STERN, P. C. (2002) *Environmental Problems and Human Behavior*, 2<sup>nd</sup> Edition MA: Pearson Custom Publishing, Boston
- GOODLAND, R. – DALY, H. (1996) Environmental sustainability: Universal and non-negotiable. *Ecological Applications* 6, pp. 1002-1017.
- KEILMAN, N. (2003) The threat of small households. *Nature* 421, pp. 489-490.
- LIU, J. – DAILY, G. C. – EHRlich, P. R. – LUCK, G. W. (2003) Effects of household dynamics on resource consumption and biodiversity. *Nature* 421, pp. 530-533.
- O'NEILL, B. C. – MACKELLAR, F. L. – LUTZ, W. (2001) *Population and Climate Change*. Cambridge: University Press, Cambridge.
- PRINCEN, T. (1997) The shading and distancing of commerce: When internalization is not enough. *Ecological Economics*, 20, pp. 235-253. (Magyarul: Az üzleti tevékenység homályba burkolása és elnyújtása – Amikor a költségek internalizálása nem elegendő. In: Pataki Gy. – Takács-Sánta A. (2004) szerk., *Természet és gazdaság: Ökológiai közgazdaságtan szöveggyűjtemény*, Typotex Kiadó, Budapest, pp. 457-491.
- SACHS, W. (1995) Global ecology and the shadow of 'development'. In W. Sachs ed., *Global Ecology: A New Arena of Political Conflict*, 3-21. Zed Books, London. (Magyarul: A globális ökológia és a „fejlődés” árnyéka. In: Pataki Gy. és Takács-Sánta A. (2004) szerk., *Természet és gazdaság: Ökológiai közgazdaságtan szöveggyűjtemény*, Typotex Kiadó, Budapest, pp. 509-530.

- SACK, R. D. (1990) The realm of meaning: The inadequacy of human-nature theory and the view of mass consumption. In: B. L. Turner II, W. C. Clark, R. W. Kates, J. F. Richards, J. T. Mathews & W. B. Meyer eds., *The Earth as Transformed by Human Action: Global and Regional Changes in the Biosphere Over the Past 300 Years*, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 659-671.
- STERN, P. C. (1993) A second environmental science: Human-environment interactions. *Science* 260, pp. 1897-1899.
- TAKÁCS-SÁNTA A. (2004) The major transitions in the history of human transformation of the biosphere. *Human Ecology Review* 11, pp. 51-66.
- TAKÁCS-SÁNTA A. (2008a) Clarifying the IPAT formula, in prep.
- TAKÁCS-SÁNTA A. (2008b) Környezeti problémák: a generalisták és a társadalmi dimenzió hiánya. *Magyar Tudomány* (megjelenés előtt).
- TAKÁCS-SÁNTA A. (2008c) Bioszféra-átalakításunk nagy ugrásai. L'Harmattan Kiadó, Budapest. (Várható megjelenés: 2008 tavasza).
- VLEK, C. (2002) Environmental psychology/perception. In: P. Timmerman ed., *Encyclopedia of Global Environmental Change – Volume 5: Social and economic dimensions of global environmental change*, John Wiley & Sons., Chichester, pp. 257-269.
- WAGGONER, P. E. – AUSUBEL, J. H. (2002) A framework for sustainability science: A renovated IPAT identity. *PNAS* 99, pp. 7860-7865.

*Dr. Gál József<sup>1</sup>*

## **A környezeti piac és áramlatainak néhány összefüggése Közép- és Kelet-Európában**

### **1. Bevezetés**

A környezetvédelmet, mint a műszaki fejlődés egyik értékelési szempontját szakmai viták kísérik napjainkig is. Látszólag feloldhatatlan ellentmondás feszül a műszaki-technikai haladás gyorsuló tempója és a környezetterhelés között. Ezzel szemben a harmonizálás környezetünk és minőségi jövőnk között kívánatos, melynek egyik fontos színtere a környezeti piac lehet. Közép- és Kelet-Európa átalakuló országaiban a gazdaság rövidtávú és a környezet hosszútávú érdekei közötti ellentétek megszüntetésének folyamata (öszönzése) – természetesen országonként eltérő intenzitással és módszerekkel – elkezdődött, ennek ellenére a környezeti piac általánosítható összefüggései Közép- és Kelet-Európában nem tekinthetők evidenciának.

### **2. A környezeti piac értelmezése**

A környezeti piac létrejöttét – amennyiben létrejöttéről az adott országban beszélhetünk –, fejlődési ívét jelentősen módosította:

- az ország geopolitikai elhelyezkedése,
- a gazdasági-társadalmi átalakulásának intenzitása,
- az ország kormányzatának környezetvédelem iránti érzékenysége,
- elkötelezettsége,
- szerepvállalása.

A környezeti piac makrogazdasági értékelésének kiinduló tétele, hogy a nemzeti és világpiacnak ez a szférája externáliákat tartalmaz. (VALKÓ L. 2005) Másságát mutatja, hogy lényegében nem a gazdasági főfolyamatok igényeinek kielégítését, enyhítését, megszüntetését tűzi ki célként, hanem a következményükként fellépő hatásokat (pl. energiapazarlás, presztízsfogyasztás, stb.) igyekszik korrigálni. Ez olyan sokösszetevős folyamat, hogy erre hivatkozva találkozhatunk téves nézetekkel is, amelyek azt sugallják, a világ gazdaság szinte minden problémájának megoldása megtalálható a környezetvédelemben. A realitás talaján maradvá kijelenthető, hogy a környezeti piac csak felerősítheti vagy gyengítheti a piacot alapvetően mozgató (gazdasági, társadalmi, politikai, stb.) erők, áramlatok hatását; de hosszabb távon sem várható, hogy azok helyébe lép. (SZLÁVIK J. – PUPPÁN D. 2000)

Környezetünk globális problémái az elmúlt évtizedek során folyamatosan napvilágra kerültek és kerülnek, ezzel egyidőben egyre pontosabban fogalmazódnak meg a kívánatos ellenlépések. Ezeknek a kereteknek (nemzetközi szervezetek, egyezmények, pénzügyi alapok, stb.) a tartalmi feltöltése azonban már egy másik szinten dől el, azaz a regionális és nemzeti felelősségvállalás függvénye. A nemzetek környezeti tudásszintje és a rendelkezésre álló eszközrendszer rendkívül széles skálán mozog. Ennek tudható be, hogy a nemzetközi környezetvédelmi együttműködésre jelentős hatással vannak a fejlett és fejletlen országok esetenként eltérő rövidtávú érdekei. Úgy tűnik a globális keretekben megfogalmazott problémák kezelésének leghatékonyabb módja a kisregionális együttműködési forma. Ez a megoldás képes leginkább kezelni a regionális diszparitásokat és ütközőzónákat. Közép- és

---

<sup>1</sup> Dr. Gál József *Szegedi Tudományegyetem, Vállalatgazdaságtani Tanszék, Szeged* E-mail: galj@mk.u-szeged.hu

Kelet-Európa országaiban az 1990-es évek óta – amikor már a korábbi politikai szövetségi rendszer összeomlott – több térségben egyre erősödött a regionális együttműködés. Jó példája ennek a Visegrádi országok, a Kárpátok-eurórégió, az Alpok-Adria vagy a Vajdaságot, Erdélyt és dél-kelet Magyarországot magába foglaló érdekérvényesítő szövetség. Ezek az együttműködések azonban a környezetvédelem terén nem tudtak olyan léptékű eredményeket produkálni, amelyek eredményeképp a környezeti állapot megközelítené a nyugat-európai szintet. Ennek elsődleges oka a forráshiányos gazdasági folyamatoknak tulajdonítható. (KEREKES S. – SZLÁVIK J. 1999)

A Közép-Kelet-Európában végbement rendszerváltozás hatására különösképp felerősödött a környezet ügyének biztonságpolitikai aspektusa, annak részévé vált, így a nemzetközi környezetvédelmi együttműködésekben részvétel több mint környezetvédelmi kérdés. Új érdekek, összefüggések, megoldási módok kerültek megfogalmazásra, melyeknek együttesen kell a régió országainak megfelelni.

A környezeti piac önálló szektorként kezelése során egyértelművé válik, hogy az állam, kormányzat – jellegéből adódóan – mint a gazdasági élet különleges jogokkal felruházott szereplője a környezet védelme érdekében meghatározó szerepű. Nem szabad azonban figyelmen kívül hagyni azt, hogy a klasszikus piaci folyamatok szintén fontosak. Egyes szegmenseket az állam kezében lévő lehetőségekkel nem lehet hatékonyan megoldani, ezért a gazdaságkonform megoldások piaci körülmények között megfelelőbben tudnak kezelni.

Ismételten szeretném kiemelni, a környezeti piac fogalmának komplexitását, amely tartalmazza a környezetgazdálkodás technikai-műszaki és gazdasági-szellemi eszközrendszerét, valamint annak mozgásformáit kiegészülve a tisztább technológiákkal és az audit rendszerekkel. Ezek az értekezésem tárgykörét jelentő országokban jórészt teljesen új gondolatok. (KÓSI K. – VALKÓ L. – GÁL J. – HÁRY A. 2000)

A fenti gondolatok kapcsán indokolt a mértékre is keresni a választ. Arra a megállapításra jutottam, hogy Közép- és Kelet-Európa országait elsősorban önmagukhoz képest kell értékelni. Természetes jelenség, hogy fejlődésük dinamizmusa a környezeti piacra is kihat. A nyugat-európai környezeti piac sokszínűbb, jobban azonosítható, biztonságosabb vállalkozási körülményeket tesz lehetővé. Ennek oka abban keresendő, hogy a nemzeti környezetpolitikák és a nagytérségi környezetpolitika is kiszámíthatóbb. A környezetre kedvezően ható technológia, technika fejlesztés gazdasági ösztönzése elterjedtebb és hatékonyabb.

A világpiacon kialakult egyfajta munkamegosztás: a levegőtisztaság-védelmi technológiákat Japán, a hulladéktechnológiákat az USA, a víz- és szennyvíz technológiákat pedig Nyugat-Európa (főleg Németország) uralja. Ezekben az erőviszonyokon a forráshiánnyal küzdő közép- és főleg kelet-európai országok nem tudnak változtatni. (LUKSCHANDERL, L 2003) Ebben a térségben viszonylag sok a kényszervállalkozó, akik a környezetvédelem terén gondolták biztosítottnak jövőjüket. Ennek a szektornak a viszonylagos fejletlensége, a környezettudatos fogyasztói magatartás motivációjának kis mértéke, illetve hiánya, a kisvállalkozások nagy száma ellenére kis gazdasági potenciált tud felmutatni.

### 3. A környezeti piac működési mechanizmusa

A környezeti piac nagyregionális és országos méreteiről tájékoztató adatsorok elemzése és a vonatkozó környezetpolitikák ismeretében megállapítható, hogy a környezeti piac bővülését és annak intenzitását az alábbiak motiválják:

- A víz és szennyvízkezelés piaca már ma is a legnagyobb piaci szegmensnek tekinthető. Viszonylag kifejlett technológiával rendelkezik, de az előírások szigorú betartása további feladatokat állít e terület fejlesztői elé is.

- A hulladékgazdálkodási szektorban jelentős növekedést remélnek a szigorodó szabályozás és a növekvő lakossági ellenállás miatt. Ezen a szakterületen belül a hulladék újrahasznosítás, illetve továbbhasználat lesz a legdinamikusabban fejlődő részterület. (VALKÓ L. 1998)
- A zajcsökkentés eszközeinek piaca főleg a munkavégzéssel kapcsolatos biztonsági és egészségügyi szabályozás szigorodása miatt fog bővülni.
- A környezeti szolgáltatások terén várható a legdinamikusabb fejlődés, mely részben az előírásoknak (környezeti hatástanulmány, állapotfelmérés), részben az önkéntes vállalásoknak (öko-auditálás, környezeti monitoring, környezeti kockázatmenedzselés, technológia és termék tesztelés) köszönhető.

Az itt felsoroltak is arra engednek következtetni, hogy a környezetvédelem felismert pozitív externáliái miatt a környezeti piac megítélése Közép- és Kelet-Európában kedvező irányba változik, dinamizáló hatása érzékelhető a jogalkotásban, a regionális fejlesztésekben, a munkaerőpiacon és más innovatív folyamatokban is.

Nagyon nagy hatást vált ki a közvetlen érintettség. Sajnos ez – esetenként – csak a jelentős károkozással, illetve tragédiával fémjelzett folyamat képes a fogyasztói szokásokon változtatni. A fogyasztói magatartás az egyik legnagyobb húzóereje a környezetvédelmi folyamatoknak. Ez sajnálatos módon, gyakran olyan formában valósul meg, hogy a fogyasztónak többet kell fizetnie, illetve jelentős plusz erőfeszítést tenni, ha a környezetét kevésbé használó vagy terhelő módon szeretne élni. Közép- és Kelet-Európa vizsgált országaiban gazdasági és szociális okokra hivatkozva nem áll a fogyasztók nagy többségének szándékában többet fizetni a környezetbarát termékekért. Ennek hátterében gyakran az ismeretek hiánya, továbbá a gyakorlatban nem működő gyűjtő-kezelő rendszerek állnak. A környezetvédelem a gazdálkodóknál, illetve a fogyasztóknál költségként jelenik meg, ebből adódóan hatásuk attól függ, hogy mennyire befolyásolják a jövedelmezőséget. Általában a környezeti díjak túl alacsonyak ahhoz, hogy önmagukban kellő ösztönző hatást fejtsenek ki, ezért a kormányzati szerepvállalás meghatározó, a környezetvédelem katalizátora. A kialakult környezeti piac nélkül a környezetvédelemben áramló pénzek csak kis találati biztonsággal kerülnek hatékony felhasználásra, ezért a kevésbé fejlett országokban is sürgető igényként kell felmerülnie a környezeti piac tudatos kialakításának.

#### 4. A múlt hatása

Korábban a gazdasági fejlődés természeti hatásai álltak a figyelem középpontjában, ma már a leromlott környezeti állapot korlátot szabhat jelenlegi gazdaságfejlesztési stratégiáinknak. Az ökopesszimizmus és a technooptimizmus ellenpólusú nézetek, de a kettő között is számos nézet van jelen keresve a kiutat. Ma már a környezetvédelem nemzetköziesedésének folyamatában Kelet-Európában is a korai romantikus nézeteket a racionálisabb szakmai-politika irányzatok váltják fel. Közép- és Kelet-Európa átalakuló országaiban a gazdaság rövidtávú és a környezet hosszútávú érdekei közötti ellentétek megszüntetésének folyamata (ösztönzése) – természetesen országonként eltérő intenzitással és módszerekkel – elkezdődött.

#### 5. Fenntarthatóság

A fenntarthatóság biztosítása érdekében a jövő kiemelt feladata a technika és a technológia fejlesztésének harmonizálása a környezetgazdálkodással. A környezeti szempontok integrálása első lépéseként Közép- és Kelet-Európában is széles körben kell



tisztítóberendezéseket alkalmazni. Ez szükséges, hogy rövid időn belül megvalósuljon, hiszen sok éves elmaradás gyors, bár durva kezelését valószínűleg meg. Második lépésben nyílna lehetőség arra, hogy a jelenleg működő technológiákat optimalizálják, melynek során a gépek megfelelő karbantartásának, felújításának során a szennyező kibocsátás csökken, illetve a bemeneti oldalon az anyag és energiafelhasználás racionalizálásra kerül. A harmadik lépés az intenzív környezetbarát technológiák kiváltása, így a megelőzés szerepének megerősödése. Ez még a régióban viszonylag kevésbé terjedt el, hiszen a környezetvédelmi megfontolások a vállalatok beruházási szempontjai között kevésbé motiváló tényezők. A csővégi technológiák alkalmazásának elterjedése is jelentős eredménynek lenne tekinthető, hiszen ez a megoldás gyors eredménnyel kecsegtet, de csak rövidtávon nyújt kielégítő megoldást. Az itt megfogalmazottak elméletileg gyakran egyszerűnek tűnnek, de a környezeti piac általánosítható összefüggései Közép- és Kelet-Európában nem tekinthetők evidenciának.

## 6. Oktatás, szemlélet

Közép- és Kelet-Európa országaiban a környezeti nevelés az iskolarendszerű oktatásban mindenhol megtalálható valamilyen mértékben. Az alsó fokú oktatásban más tantárgyakba integráltan jellemző, majd a középiskolai évek alatt néhol megszakad a folyamat és a felsőfokú képzésben újra megtalálható. Mindenhol elismerik, hogy a folyamatban mérvadó szerepe van a környezeti szemléletformálás (oktatás-képzés) szervezett kereteinek intézményi és egyéni szinten egyaránt. Természetes követelmény, hogy az iskolában tanultakat át kell ültetni a gyakorlatba. Amennyiben viszont a munkahely nem követeli meg a környezettudatos munkavégzést, nem sok figyelmet (költséget) fordítanak rá, hatékonysága jelentősen csökken. A másik jellemző probléma, hogy a környezetvédelmi ismeretek nem válnak készséggé, azok az automatizmusok gyakran hiányoznak, amely a nap teljes hosszában környezettudatos életvitelt jelent. Megjegyzendő, hogy ez nem csupán szemléletmód kérdése, hiszen a jogszabályok megalkotása csak első lépése e folyamatnak, a jogalkalmazó, jogkövető, sőt innovatív környezettudatos magatartás feltételeinek hiánya (pl. nincs hol leadni a használt elemeket) a folyamatokat fékezi, természetessé válásukat akadályozza. További probléma, hogy a környezetbarát szemlélet formálásában csak kezdeti lépésnek tekinthető, ezért nem szabad itt megállni. A gazdasági szféra szemléletének megváltoztatása, különösképp igaz ez a menedzser rétegre, hosszú időt vesz igénybe. A környezetvédelmi képzés, oktatás, a tudatformálás az a terület, amelybe érdemes befektetni. A jövőben a közép- és kelet-európai piacokon is erősödik az a trend, hogy a környezetet kímélő, kevésbé terhelő termékek, szolgáltatások versenyképessége megnő, míg a hagyományos termékek, szolgáltatási produktumok háttérbe szorulnak. A vállalatok rákényszerülnek arra – hiszen üzleti érdekük is ezt diktálja –, hogy a környezeti szempontokat beépítsék gazdálkodásukba, mert a megjelenő környezeti problémák nemcsak a vállalatot hozzák előnytelen helyzetbe (imázs, piaci pozíció, stb.), hanem az ott dolgozókat is érintik, kihatnak piaci, üzleti partnereikre, sőt lakossági és hivatali kapcsolataikra is. A társadalmi elfogadottság a közép- és kelet-európai régióban is felértékelődik, hiszen az ellenállás, a sztrájkok, negatív kampányok a vállalati működés, perspektíva szempontjából sem hanyagolhatók el. Ezek a vállalatok az Európai Unió piacán sem jelenhetnek meg a környezetet fokozottan használó, illetve terhelő outputjaikkal, amennyiben nem veszik figyelembe az előírt és egyre inkább a látens elvárásokat, piacot veszíthetnek, sőt ki is szorulhatnak onnan. A kevésbé fejlett régiókban gyakran hallható az a téves vélemény, hogy a környezetbarát termelés mindenképp drágább a hagyományosnál. A realitás érdekében érdemes megjegyezni, hogy az állam szabályozó, ösztönző szerepének hatékony gyakorlásával ezek a nézetek megváltoztathatók. Közép- és Kelet-Európa országaiban a környezeti piac jelentős fejlődés előtt áll, hiszen a globális környezeti

fenyegetettség nem ismer országhatárokat, csakis az együttes tudatos fellépés lehet közös jövőnk záloga.

## 7. Összefoglalás

Ezek után arra, hogy a rövid- és hosszútávú érdekek stimulálhatók-e Közép- és Kelet-Európában, nehéz válaszolni. Az optimizmus azonban elengedhetetlen. A fundamentalista nézet, amely szerint a Földet változatlan formában kell továbbadnunk, és csak kamatait használhatjuk fel, irreális. A másik véglet a gátlástalan felhasználás szemlélete, még rosszabb. Középutat csak a megfontolt, mértéktartó, visszafogott gazdálkodás jelentheti, amely ösztönzi a megújuló források felhasználásának fokozását, de nem tiltja a többi területen sem az értelmes felhasználást és terhelést. Ennek betartása nem csupán pénz kérdése. A vizsgált régió egyik fő feladata megtalálni azt az egyensúlyi helyzetet, amelyben közvetlen és közvetett szabályozók, mechanizmusok legjobban segítik a környezeti optimum kialakítását.

A fentiek alapján a környezetvédelem többé nem akadálya, hanem feltétele a vállalatok prosperitásának, másik aspektusból pedig a környezetvédelmi kiadások fedezéséhez általános gazdasági növekedésre van szükség.

## Irodalom

- KEREKES S. – SZLÁVIK J. (1999) A környezeti menedzsment közgazdasági eszközei. Környezetvédelmi kiskönyvtár 2. Közgazdasági és Jogi Könyvkiadó, Budapest
- KÓSI K. – VALKÓ L. – GÁL J. – HÁRY A. (2000) A környezeti kereslet és a tisztább termelés kapcsolata a magyar gyakorlatban, különös tekintettel a kis- és középvállalatok sajátosságaira. Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Budapest
- LUKSCHANDERL, L. (2003) Abfall ist das größte Umweltproblem. Umweltschutz 1-2, Österreich, Wien, pp. 12-14.
- SZLÁVIK J. – PUPPÁN D. (2000) Hol tart az Unió az ezredfordulón? Környezetvédelem, VIII. évfolyam, 1. szám, pp. 4-6.
- VALKÓ L. (1998) Környezeti ipar és szabályozás. Osztrák esettanulmány, ÖKO, IX. évfolyam, 1998. 3-4. szám, pp. 50-72.
- VALKÓ L. (2005) Környezetgazdaságtan. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Budapest

Dr. Bányai Orsolya<sup>1</sup>

## A megújuló energiaforrások uniós szabályozásának aktuális kérdései

### Abstract

This article focuses on the eligibility of the regulation of renewable energies at European Union level. Accordingly it discusses in detail the definition of sustainable development in the new Lisbon Treaty, which seems to underpin the interpretation of weak sustainability. My paper tries to examine whether the above mentioned regulation meets the sustainable requirements or not.

### 1. Bevezetés

A következőkben egy több szempontból is meglehetősen aktuális témát szeretnék bemutatni. Az aktualitást a Lisszaboni Szerződés (2007) adja, hiszen az Európai Unióról szóló és az Európai Közösséget létrehozó szerződésnek ez a módosítása mind a fenntartható fejlődés, mind pedig az európai energiapolitika körében változásokat hozott. Figyelemmel erre, vizsgálódásom középpontjában az áll, hogy a megújuló energiaforrások arányának ösztönzésére tett jelenlegi uniós lépések összhangban vannak-e a fenntartható fejlődés és ezzel párhuzamosan az integráció követelményével? Mindezt jogi megközelítésben teszem. A jog szerepe ebben a kérdésben sem mellékes, hiszen – mint általában a környezetvédelem kapcsán – jelentősen felgyorsíthatja, vagy lelassíthatja ezen energiaforrások elterjedésének ütemét. Márpedig jelenlegi világunkban, ahol napirenden vannak a globális felmelegedéssel kapcsolatos problémák, az időnek nagy jelentősége van (ROSEMARY, L. 2006, 28.).

### 2. A fenntartható fejlődés elve az Európai Közösséget létrehozó, pontosabban immár az Európai Unióról és az Európai Unió Működéséről Szóló Szerződésben

A fenntartható fejlődés gondolata az ENSZ Környezet és Fejlődés Világkonferenciája óta, immár 15 éve áll a nemzetközi és európai környezetpolitika középpontjában. A konferenciát előkészítő Brundtland Bizottság 1987-es Közös Jövők című jelentése tartalmazza a fenntartható fejlődés legnépszerűbb és a szakirodalomban is általánosan követett megfogalmazását (KRÄMER, L. 1998, 56.). Eszerint „*a fenntartható fejlődés olyan fejlődés, amely kielégíti a jelen generációk szükségleteit anélkül, hogy veszélyeztetné a jövő generációk esélyét arra, hogy ők is kielégíthessék szükségleteiket.*” (LÁNG, I. 2003, 23.)

Az elv azáltal, hogy elvárásként fogalmazza meg három tényező (gazdasági, környezeti és társadalmi szempontok) figyelembevételét (integrációját) a különböző ágazati (pl. energetikai, ipari, mezőgazdasági) döntések meghozatalakor, lényegében megoldást kínál a környezet és a gazdasági fejlődés feloldhatatlannak tűnő konfliktusára. Köztudott, hogy az elv tartalma meglehetősen homályos, ami a megfogalmazás pontatlanságán túl egyszerűen abból adódik, hogy pontosan nem ismertek az emberi tevékenységnek a környezetre gyakorolt hatásai. Számomra azért van jelentősége a fenntartható fejlődés meghatározásának, mert csak ennek ismeretében állítható mércéjű az európai energiapolitikának. Azonban tekintettel arra, hogy

<sup>1</sup> Dr. Bányai Orsolya Debreceni Egyetem, Agrárjogi, Környezetjogi, Munkajogi Tanszék, Debrecen E-mail: banyai.orsolya@gmail.com

meglehetősen képlékeny elvárásról van szó – amely például Krämer szerint csupán irányadó jellegű, semmint konkrét követelmény (KRÄMER, L. 2003, 8.) –, rögzíteni kell, hogy a következőkben milyen tartalommal használom.

Meglátásom szerint az erős fenntarthatóság követelményének kellene érvényesülnie. El kell azonban fogadnom, hogy egy effajta értelmezésnek külön vizsgálatot érdemlő komoly korlátai lennének, ráadásul a szakirodalomban kialakult többségi állásponttal sem lenne összhangban. Ebből adódóan a következőkben a gyenge fenntarthatóság elvárását tekintem irányadónak, ami a környezeti, gazdasági és társadalmi érdekek egyenrangú érvényesítését hangsúlyozza a környezeti szempontok abszolút elsőbbsége helyett. Ezt teszi szükségessé az a helyzet is, hogy a Lisszaboni Szerződés által alkotott fenntartható fejlődés definíció is úgy tűnik, hogy ezt az enyhébb értelmezést támasztja alá.

A fenntartható fejlődés elve a nemzetközi térnyerésével párhuzamosan jelent meg az európai környezetpolitikában és ezzel együtt az Európai Unióról és az Európai Közösségről szóló szerződésben. Így jelenleg a fenntartható fejlődésre történő utalás mind a közösségi célkitűzéseket tartalmazó 2. cikkben, mind az integráció elvét megfogalmazó 6. cikkben megtalálható. Ebből is kitűnik, hogy a Szerződés a mostani lisszaboni módosításig nem tartalmazta a fenntartható fejlődés fogalmát. Ez is közrejátszott abban, hogy az eddigiekben az elv „európai” tartalmának kibontásához az integráció alapelvét használták (DHONDT, N. 2003.). Az integrációt egyébként gyakran a fenntartható fejlődés szinonimájaként szokták használni (BÁNDI GY. 2002, 32.).

A Lisszaboni Szerződés a következőképpen határozza meg a fenntartható fejlődés fogalmát: *”Az Unió egy belső piacot hoz létre. Az Unió Európa fenntartható fejlődéséért munkálkodik, amely olyan kiegyensúlyozott gazdasági növekedésen, árstabilitáson és magas versenyképességű, teljes foglalkoztatottságot és társadalmi haladást célul kitűző szociális piacgazdaságon alapul, amely a környezet minőségének magas fokú védelmével és javításával párosul. Az Unió elősegíti a tudományos és műszaki haladást.”* (EUSZ 2. cikk, 3. bekezdés)

Több kérdés merül fel ezzel kapcsolatban. Először is, ez a definíció ugyanazt jelenti, mint a Bruntland-Bizottság által kidolgozott meghatározás? Másodsor, összhangban van-e az irodalomban kialakult azon értelmezéssel, amely alapvetően a környezeti és gazdasági szempontok egyenrangú figyelembevételét tekinti irányadónak? Az első kérdésre meglátásom szerint nem lehet egzakt választ adni, tekintettel az eredeti fogalom pontatlanságára. A Szerződésben használt meghatározás mindenesetre már sokkal konkrétabb. Ami a második kérdést illeti, mindenekelőtt érdemes megjegyezni, hogy már azzal a lépéssel hangsúlyosabb a fenntartható fejlődés jelentősége az Unió számára, hogy egy erre vonatkozó meghatározás egyáltalán bekerült a Szerződésbe. A különböző nyelvi változatok összevetésével pedig – véleményem szerint – egyértelművé válik, hogy a fenntartható fejlődés szerződésbeli meghatározása alapvetően a három tényező (gazdasági, társadalmi és környezeti) egyenrangú figyelembevételén alapszik. Ez tulajdonképpen a szakirodalomban is általánossá vált gyenge fenntarthatóságra vonatkozó értelmezést támasztja alá.

Nem lényegtelen kérdés, hogy a lisszaboni szerződés változtat-e a környezeti szempontok közösségi politikákba történő integrálására vonatkozó kötelezettség jogi kikényszeríthetőségén. Vagy másképpen fogalmazva, jelenleg lehet-e a 6. cikkre igényt alapozni az Unió intézményeivel szemben, és változtat-e ezen a helyzeten az új szerződésmódosítás. A 6. cikk jogilag kötelező voltával kapcsolatban el kell fogadnom Dhondt álláspontját, miszerint ez a rendelkezés nem norma – vagyis igényt konkrétan nem lehet rá alapozni –, de nem is egyszerű elv, hanem jogelv (‘legal principle’) (DHONDT, N. 2003, 182.). Meglátása szerint ugyanis mind az esetjog, mind az a tény, hogy ez a rendelkezés a Szerződésben foglal helyet, összességében megadja azt az „intézményes támogatást” (institutional support), ami e rendelkezés kellő súlyához (így jogelvi minőségéhez) szükséges. Fontos megjegyezni, hogy a Szerződésben foglalt környezetvédelmi elveket nem lehet

szisztematikusan alkalmazni. Vagyis vannak olyan szituációk, amikor figyelembe kell venni őket, máskor azonban erre nincs lehetőség, mert a konkrét esetben más célok kapnak elsőbbséget. Ebből kifolyólag az Unió intézményeinek széles mérlegelési jogköre van, így mindig a konkrét helyzet dönti el a környezeti szempontok jelentőségét a döntéshozatalban. Mivel a Lisszaboni Szerződés csak megerősítette a már kialakult értelmezési gyakorlatot, így a 6. cikk kikényszeríthetőségével összefüggő válaszok sem módosulnak.

### **3. A megújuló energiaforrások szerepe az Európai Unió energiapolitikájában**

Az Európai Unió energiapolitikájában központi szerepet játszik a megújuló energiaforrások arányának növelése a primer energiafelhasználásban. A Bizottság legutóbbi közleményében meglehetősen komoly általános célként tűzte ki, hogy 2020-ra a közösségen belül, a bruttó belföldi fogyasztás 20%-át megújuló energiaforrások fedezzék. Ennek alapvetően két oka is van. Egyrészt a megújuló energiaforrások szélesebb körű használata hozzájárul a Közösség környezetvédelmi célkitűzéseinek – így például a kiotói vállalások – teljesítéséhez, másrészt nem elhanyagolható a jelentősége Európa ellátásbiztonságának megteremtése tekintetében sem. Mivel a környezetvédelem és az ellátásbiztonság, a versenyképesség biztosításával együtt az európai energiapolitika legfőbb célkitűzései közé tartoznak, érthetővé válik a megújuló energiaforrások fejlesztésének jelentősége. Mindez annak ellenére történik, hogy lassan mindenki számára egyértelművé válik, hogy a megújuló energiaforrások használata, önmagában még sem az energiaipar által okozott környezeti problémákat, sem Európa energiaimport-függőségét nem fogja teljesen megoldani, azonban mindenféleképpen javít a jelenlegi helyzeten és azáltal, hogy alapvetően lokális energiaforrásokról beszélünk, hozzájárulnak a kevésbé fejlett területeken történő munkahelyteremtéshez, s így a vidékfejlesztéshez is. Nem utolsó szempontként említhető, hogy Európa ezzel előnyt szerez az előreláthatóan terebélyesedő megújuló energiapiacra, ami figyelemmel a növekvő energiaigényekre és az ezzel párhuzamos beruházásokra, szintén nem elhanyagolható jelentőségű.

A megújuló energiaforrások felhasználásának ösztönzése tehát tökéletesen illeszkedik az Európai Unió fenntartható fejlődéssel kapcsolatos elvárásaiba, hiszen a megújulók egyszerre biztosítják a környezeti, társadalmi és gazdasági (ellátásbiztonság) szempontok integrációját az energiapolitikai döntéseknél. Így fejlesztésük elméletileg stabil alapokon áll. Ezt igazolja az a tény is, hogy a lisszaboni módosítással az Európai Unió Működéséről szóló szerződés új energetikai cikkébe (176. cikk) az Unió energiapolitikai célkitűzései közé bekerült az új és megújuló energiaforrások fejlesztésének támogatására vonatkozó célkitűzés. Meglátásom szerint ennek jelentőségét azonban nem szabad túlbecsülni, hiszen tovább él az az előírás, amely érthető módon továbbra is a tagállamok hatáskörében tartja a különböző energiaforrások közötti választás jogát.

Még mielőtt továbbmennénk azonban a téma kifejtésében, látnunk kell, hogy valóban igaz-e az, hogy a megújuló energiaforrások fejlesztése környezeti érdek. A válasz korántsem olyan egyértelmű. Sok minden függ az adott megújuló energiaforrás típusától, hiszen még az üvegházhatású gáz semlegesség sem minden esetben igaz (pl. biomassa), nem beszélve ezen energiaforrások egyéb, a környezetre gyakorolt hatásairól. Ennek megfelelően az igenlő válasz, csak feltételekkel igaz. Vagyis akkor, ha a szabályozás az esetleges negatív környezeti hatásokra is tekintettel van.

Eltekintve ettől a környezetvédelem terén megszokott bizonytalanságtól, az eddigieket összegezve megállapíthatjuk, hogy a megújuló energiaforrások arányára vonatkozó uniós célkitűzés hozzájárul a fenntartható fejlődés realizálásához, mivel egyszerre szolgál környezetvédelmi, gazdasági és társadalmi érdeket. A következőkben, miután röviden

foglalkozom a megújuló energiaforrások fogalmával, azt vizsgálom, hogy az EU fentebb említett célkitűzésének megvalósításához szükséges-e a jelenlegi uniós szabályozás, és ha igen, akkor arra alkalmas-e?

#### **4. A megújuló energiaforrások közösségi szabályozásának szükségessége**

Az Európai Unió a különböző pénzügyi eszközökön (Strukturális, ill. Kohéziós Alap terhére nyújtott támogatás, Intelligens Energiát Európának Program, vagy a Kutatás-fejlesztési Keretprogram) túlmenően, közösségi szintű szabályozással törekszik a megújuló energiaforrások arányával kapcsolatos cél megvalósítására. Kérdésként merülhet fel, hogy miért van szükség uniós szintű szabályozásra? A válasz tulajdonképpen egyszerű és meglehetősen technikai jellegű. Uniós szabályozás nélkül – tekintettel a tagállamok eltérő hatékonyságú támogatási politikájára – nem biztos, hogy megvalósítható volna a közösségi szintű cél. Érdekesebb az a kérdés, hogy miért van szükség a megújuló energiaforrások támogatására.

A támogatást az indokolja, hogy a megújuló energiaforrások az energiapiacra versenyhátránnyal indulnak a magas induló költségek, bizonytalanságok és a befektetések hosszú megtérülési ideje miatt. A versenyhátrány tulajdonképpen abból a tényből adódik, hogy a hagyományos energiapiaci szereplők gyakorlatilag nem fizetik meg tevékenységük tényleges környezeti költségeit. Így ahhoz, hogy a megújuló energiaforrások versenyképesek legyenek a hagyományos energiaforrások mellett, a támogatásuk szükségszerű.

Adódik a következő kérdés, miszerint a jelenlegi uniós szabályozás alkalmas-e a megújuló energiaforrásokra vonatkozó célkitűzés megvalósítására. A kérdést nem mellékesen úgy is megközelíthetjük, hogy a belső energiapiac – mint gazdasági érdek – kialakítására és a környezeti szempontok – jelen esetben a megújuló energiaforrások részarányának növelése – energiapolitikába történő integrálására vonatkozó törekvések egyensúlyban vannak-e egymással. A válaszhoz elkerülhetetlen a megújuló energiaforrások uniós szintű szabályozásának vázlatos bemutatása.

#### **5. A közösségi szabályozás értékelése**

A megújuló energiaforrások uniós szintű szabályozása közül a megújuló energiaforrások felhasználásával történő villamosenergia-termelés szabályozását szeretném kiemelni. A 2001/77/EK irányelv a megújuló energiaforrásokból történő villamosenergia-termelés támogatásáról azt a célt tűzi az EK elé, hogy 2010-re a megújuló energiaforrásokból előállított villamos energia részaránya érje el a 22%-ot. E főcél teljesítése érdekében a tagállamoknak az irányelv mellékletében rögzített referenciaértékek figyelembevételével kell meghatározniuk saját nemzeti célelőirányzataikat. Ezek a referenciaértékek nem kötelező, hanem irányadó jellegűek. Meghatározásuknál figyelembe vették az adott ország megújuló energia potenciálját, a hasznosítás költségeit, a kiotói EU vállalásokból a tagország részesedését és az EU 1998-as Fehér Könyvében kitűzött célokat. A nemzeti előirányzatok teljesítéséhez a tagállamoknak, meg kell tenniük a szükséges és arányos lépéseket a megújuló energiaforrásokból előállított villamos energia részarányának növelésére.

Ezzel tulajdonképpen eljutottunk ahhoz a sarkalatos ponthoz, ami részben akadályozza a megújuló energiaforrásokra vonatkozó uniós célkitűzések megvalósítását. A célok kötelező jellegének hiányában ugyanis, gyakorlatilag olyan mintha nem is létezne közösségi elvárás. Egyes tagállamok (mint pl. Németország) túlteljesítik, míg más tagállamok egyáltalán nem teljesítik a vonatkozó előirányzatokat. Ezt a hiányosságot a Bizottság is felismerte, ráadásul a

statisztikák alá is támasztják, hogy az EK megújuló energiaforrások részarányának növelése érdekében tett lépései nem elegendőek, mert a Közösség még a Fehér Könyvben 2010-re megfogalmazott megújuló részarányára vonatkozó 12%-os célkitűzéseit sem tudja várhatóan teljesíteni.

Egyelőre hiányzik a támogatási formákra vonatkozó közösségi szintű harmonizáció is. A tagállamokban ugyanis jelenleg különféle támogatási mechanizmusok érvényesülnek (adókedvezmény, átvételi kötelezettség, zöld bizonyítvány, vissza nem térítendő támogatás, átvételi elsőbbség stb.). Ezek közül az átvételi kötelezettség és a zöld bizonyítvány a legnépszerűbb. A vizsgálatok azt igazolják, hogy tulajdonképpen mindkét támogatási modell ugyanolyan hatékony tud lenni, feltéve, hogy az adott szabályozási környezet megfelelő. Az EK azonban egyelőre még nem határozott a támogatási rendszerek közelítéséről, pedig ez a közös energiapiac zavartalan működése szempontjából fontos lenne. Várhatóan azonban rövid időn belül történik valamilyen előrelépés e téren is.

Az irányelv emellett a megújuló energiaforrásokból történő villamosenergia-termelés ösztönzésére elvárja a közigazgatási eljárások egyszerűsítését, foglalkozik a hálózathoz való hozzáférés (például az elsőbbség, műszaki átalakítás költségeinek viselése) kérdéseivel. Sajnos ezek vagy nehezen érvényesíthető (pl. közigazgatási eljárások egyszerűsítése), vagy nem kötelező jellegű előírások. Az átvételi elsőbbség biztosítása azt a célt szolgálná, hogy a megújuló energiaforrásokból származó villamos energia átvételét, ne lehessen a hálózat telítettségére tekintettel megtagadni. Mivel azonban ezek nem kötelező jellegű elvárások, a tagállamok joga eldönteni, hogy élnek, vagy sem az irányelvben biztosított lehetőségekkel.

## 6. Összegzés

Meglátásom szerint a Lisszaboni Szerződés tovább növelte a fenntartható fejlődés elvének jelentőségét az Unió számára. Mint ahogy az elv szerződésbeli fogalmából is kitűnik, a fenntartható fejlődés elve maga után vonja a gazdasági, társadalmi és környezeti szempontok azonos rangú figyelembevételének kötelezettségét az EU intézményei számára. Attól eltekintve, hogy ez a követelmény meglehetősen széles mozgásteret biztosít a közösségi intézményeknek és emiatt nehezen érvényesíthető, azt vizsgáltam, hogy a megújuló energiaforrások arányának ösztönzésére tett jelenlegi uniós lépések összhangban vannak-e ezzel az elvárással. Másképpen fogalmazva, a megújuló energiaforrásokra vonatkozó uniós szintű szabályozás elegendő-e az energiapiaci liberalizáció által okozott hátrányok kiküszöbölésére?

Mint ahogy az a fentiekből is kitűnik, az Európai Uniónak a megújuló energiaforrások felhasználásának ösztönzése érdekében kialakított szabályozása egyelőre nem alkalmas a kitűzött célok megvalósítására és ebből adódóan nincsenek is egyensúlyban a belső energiapiac kialakítására tett lépésekkel. Vagyis a fenntartható fejlődés három pillére közül a gazdasági egyelőre nagyobb hangsúlyt kap a környezetihez képest. Ezt már a Bizottság is felismerte és sürgeti is a közösségi jogszabályok revízióját e téren. Mivel a jelenlegi eszközök nem egyenlítik ki a villamos-energia piaci liberalizáció következtében kialakuló versenyhelyzetet (a fosszilis energiahordozók árának fokozatos csökkenését), a megújuló energiaforrások hátrányba kerülnek. Vagyis a gazdasági és környezeti szempontok egyelőre koránt sincsenek egyensúlyban. Meglátásom szerint az egyik legjelentősebb lépést ennek kiküszöbölésére, a megújuló energiaforrások tagállami részarányára vonatkozó célkitűzések kötelezővé tétele jelentené.

Egy fontos dolgot érdemes még megjegyezni. Versenyhelyzet nem csupán a megújuló energiaforrások és a fosszilis energiaforrások között van, hanem a különböző megújuló energiaforrások között is. Ezért a szabályozás során biztosítani kell, hogy a különböző

megújuló energiaforrások közötti választás ne gazdasági, hanem környezeti szempontok figyelembevételével történjen. Ennek kialakításában az Európai Közösségnek – tekintettel az eltérő tagállami földrajzi környezetre – talán kisebb szerepe van, mint a megújuló energiaforrások arányának növelése érdekében, de ez mégsem elhanyagolható jelentőségű.

### Irodalom

- COLLIER, U. (1994) Energy and environment in the European Union: Challenge of integration. Avebury, Aldershot
- DHONDT, N. (2003) Integration of environmental protection into other EC policies. Europa Law Publishing, Groningen
- KRÄMER, L. EC. (2003) Environmental law. Sweet & Maxwell, London
- LÁNG I. (2003) A fenntartható fejlődés Johannesburg után. Agroinform Kiadóház, Budapest
- LYSTER, R. – BRADBROOK, A. (2006) Energy law and the environment. Cambridge University Press, Cambridge
- RINGEL, M. (2006) Fostering the use of renewable energies in the European Union: the race between feed-in tariffs and green certificates. Renewable energy, 01. pp. 1-17.
- SIMAI M. (2001) Zöldebb lesz-e a világ? Akadémiai Kiadó, Budapest



Dr. Fodor László<sup>1</sup>

## Az új ombudsman szerepe a környezetvédelemben

### Abstract

The Hungarian Parliament has created a new function by the Ombudsman of future generations in 2007. The Ombudsman is responsible for protecting the right to healthy environment, which is attached in the article 18.§ of the Hungarian Constitution. His competence, as opposed to other ombudsmans, is extended not only to authorities but to individuals as well. Effects of the mentioned institution still can not be evaluated, because the Ombudsman's activity is going to start in 2008. In any case it is foreseeable that the success of his practice depends on the office capacity and on the ombudsman's personal commitment.

### 1. Problémafelvetés

Az ombudsman a magyar jogi szaknyelvben országgyűlési biztos, olyan független intézmény, amelyet a parlament az alapvető jogok védelmére állít fel. Hazánkban létezik az állampolgári jogok biztosa, amely voltaképpen általános feladatkörrel rendelkezik, s léteznek szakombudsmanok, egy-egy sajátos védelmet igénylő jog külön biztosai. Ilyen külön biztosok védik már a '90-es évek óta az állampolgárokat a nemzeti és etnikai kisebbségi jogokkal, valamint a személyes és a közérdekű adatokhoz fűződő jogokkal kapcsolatos visszasságok (ezen alapvető jogok sérelme vagy annak közvetlen veszélye) körében. Mellettük ombudsmannak volt tekinthető az állampolgári jogok biztosának az általános helyettese is. Utóbbit azonban az Országgyűlés 2007 tavaszán megszüntette, egy új, külön biztos létrehozásának az előkészítése érdekében. Az új intézmény *a jövő nemzedékek országgyűlési biztosa* elnevezést viseli, amelyről eddig a közvélemény és a szakma legtöbbször a többször is megakadt törvény-előkészítés folyamata, kapcsán, valamint a jelölési és választási eljárás méltatlan politikai huzavonája miatt hallhatott. Előadásomban természetesen csupán a jogtudományi nézőpontból érdekes, néhány kérdéssel foglalkozom, ami annál is inkább indokolt, mivel a hatásköröket megállapító, 2007. november 30-án kihirdetett törvényről szakmai elemzés eddig nem látott napvilágot.

### 2. A jövő generációk országgyűlési biztosa létrehozásának indokoltságáról

Az új ombudsman létrehozásának gondolata nem 2007-ben merült fel, hanem már jóval korábban. Az első törvénytervezet, amelyik a jövő nemzedékek jelenbeli képviseléről szólt, 2000-ből való. A gyökerek azonban ennél is korábbra nyúlnak, egészen a '90-es évek elejére. Ennek belátásához azonban tudnunk kell, hogy a frissen bevezetett intézmény bizonyos értelemben szimbolikus jogalkotás terméke. Ahogyan a 2007. évi CXLV. törvény 10. §-a (az állampolgári jogok országgyűlési biztosáról szóló, 1993. évi LIX. törvény 27/A. §-át beiktató rendelkezés) megfogalmazza: „Az Országgyűlés *az egészséges környezethez való alapvető jog védelmére érdekében* külön biztosként megválasztja a jövő nemzedékek országgyűlési biztosát.” Az új biztos „figyelemmel kíséri, értékeli és ellenőrzi azon jogszabályi rendelkezések

<sup>1</sup> Dr. Fodor László Debreceni Egyetem, Agrárjogi, Környezetjogi és Munkajogi Tanszék, Debrecen E-mail: fodorl@puma.unideb.hu

érvényesülését, amelyek biztosítják a környezet és a természet (a továbbiakban együtt: környezet) állapotának fenntarthatóságát és javítását.”

Egybevetve e rendelkezéseket a hatásköröket megállapító előírásokkal is (ld. alább), nyilvánvaló, hogy valójában környezetvédelmi (közkeletű kifejezéssel: zöld) ombudsmanról van szó, akinek a tevékenysége a környezeti kérdéseken túlmenően csak egyes önkormányzati koncepciók véleményezése körében terjeszkedhet túl. Környezetvédelmi biztosról pedig már viszonylag korai, a rendszerváltás nyomán felállítandó államszervezeti kérdéseket firtató jogtudományi munkák is szólnak (MAJTÉNYI L. 1992, 122–124, 127.), illetve annak létrehozása a környezetvédelmi törvény előkészítése során is felmerült. A legutóbbi időkig azonban olyan álláspont uralkodott, amelyik szerint nincs szükség külön környezetvédelmi ombudsmanra, mert a környezetvédelemmel kapcsolatos feladatokat elláthatja az állampolgári jogok biztosja is, miközben a biztosok számának növelése csak rontaná az intézmény tekintélyét.

Az említett distinkció – jövő nemzedékek és környezetvédelem – mind elméleti, mind gyakorlati szempontból fontos, amire leginkább a jövő generációk szószólójával kapcsolatos, ellenérzést és meg nem értést kifejező álláspontok világítanak rá.

Az ilyen szemléletű, „kritikai” álláspontok kivétel nélkül a törvény megszületése előtt láttak napvilágot, s a jövő nemzedékek biztosának létrehozásával szemben elméleti síkon, illetve kisebb részben korábbi törvénytervezetek figyelembe vételével fogalmazódtak meg. Kiemelik, hogy a jogrendszer elemei (így az Alkotmányban rögzített alapjogok is) a mindenkor élő (mai) ember értékrendjét fejezik ki, számára biztosítanak jogokat, s nem a még meg sem születetteknek. A ma élők terhére nem lehet kötelezettségeket megállapítani a még meg nem születettek javára, hiszen azoknak természetesen nincsenek jogaik, amelyek a ma élők jogaival egyenértékűek lennének. Szélsőségesebb megfogalmazás szerint – figyelemmel az egyik törvénytervezet óvatosabb szóhasználatára, amely jogok helyett a jövő generációk érdekeit említi védendő, képviselendő értéként – a jövő nemzedékeknek még egyértelműen felismerhető érdekeik sincsenek (így pl. MAJTÉNYI B. 2007; illetve ilyen álláspontokra utal MAJTÉNYI L. 2005).

Utóbbi megközelítést mindenképpen el kell utasítanom. Egyrészt azért, mert a jogrendszer egyes sajátosságait semmiképp sem lehet hivatkozási alapként felhasználni arra, hogy a ma embere levesse válláról a döntéseiért való felelősséget, illetve a hosszú távú gondolkodás, tervezés kötelezettségét. Ez nem fér össze *a jog* azon általános funkciójával, hogy *az életviszonyokat tartósan rendezze*, miközben azok változását – pl. a hosszú távon jelentkező környezeti problémák megjelenését és felismerését – is szem előtt tartva, *folyamatosan meg kell újulnia*. Másrészt azért is el kell vetnünk az ilyen szélsőséges megközelítést, mert az emberi tudás ma már igenis kiterjed olyan összefüggésekre, amelyek alapján *a jövő nemzedékek szükségleteinek legalábbis egyfajta minimuma, közös nevezője felismerhető*. Pl. ivóvízre bizonyosan szükség lesz 50 és 100 év múlva is (MAJTÉNYI L. 2005; SÓLYOM L. 2003, 196–197).

Egyes kritikusok a törvénytervezetek alapján azt tartották fontosnak, hogy a jövő nemzedékek biztosja, ha már létrejön, inkább legyen szószóló, kezdeményező, mintsem a közigazgatás működését ellenőrző, pláne hatósági jogkörökkel rendelkező szerv (KILÉNYI G. 2007). A jövő nemzedékek biztosja ugyanis – szemben akár egy környezetvédelmi biztossal is – természetüknél fogva nem vizsgálhat visszasságokat, egyéni jogsérelmeket, hiszen az ilyen sérelmek csak a jövőben következ(het)nek be. Ez a megközelítés szervesen kapcsolható ahhoz, amelyik szerint inkább csak érdekekről, mint jogokról beszélhetünk a jövő nemzedékek esetében. Ez a két érv erősíti egymást, s elfogadható a környezetvédelmi és a jövő generációs biztos hatáskörének elvi síkon történő elhatárolásához, illetve utóbbi esetében egyfajta szimbolikus (a többi biztosétól eltérő) hatáskör kialakításához.

Mindezen ellenérvek és a megítélésük hatottak az intézmény kialakulására, a 2007. évi CXLV. törvény elfogadásával azonban jelentőségüket veszítették, illetve sajátos színezetet nyertek. A törvényben ugyanis a jövő nemzedékekre utaló elnevezés szimbolikus, hiszen a tartalom, az érvényesítendő érték nem más, mint a környezethez való jog. Ha valóban a jövő generációk biztosáról lenne szó, annak nem csak a természeti és a mesterséges környezet, hanem az épített és a kulturális örökség, illetve a humán erőforrás (együtt: a nemzeti vagyon) hosszú távú megőrzése érdekében is fel kellene lépnie (vö. JÁVOR B.–SCHIFFER A. 2006). Ez következik egyébként a jövő nemzedékekről megemlékező, hatályos törvényeink tárgyköreiből (környezet- és természetvédelem, kulturális örökség, vadgazdálkodás, atomenergia, területfejlesztés, oktatásügy, népesedéspolitika, stb.) is.

A környezetvédelmi biztos és a jövő generációk biztosa fentiek szerint elvben két jogintézmény lehetne, hiszen két különböző területen tevékenykedhetnek, amelyek között természetesen van átfedés (ami a környezetvédelem szempontjából rész-egész viszonyként is értelmezhető, de eltérő idődimenzióban). Az új törvényi szabályozás szerint azonban a jövő nemzedékek biztosa „csak” a környezethez való jog érvényesülését segíti, amely a ma élők alapvető joga. E jog érvényesülése/sérelme persze kétségtelenül kihat a jövő generációk életfeltételeinek a megőrzésére is. Ezt az összefüggést a magyar Alkotmánybíróság korán felismerte, amikor rögzítette, hogy az állam ún. életvédelmi kötelezettsége nem csak a ma élő ember életének a megóvására, tiszteletben tartására terjed ki, hanem az élet objektív feltételeire is. Az ilyen feltételek között kell számon tartani az élet természeti alapjait, amelyek megőrzésére az államnak szigorú szabályokat kell alkotnia és érvényesítenie [ld. különösen az AB 64/1991. (XII. 17.) és 28/1994. (V. 20.) sz. határozatát]. Ezekkel az állami kötelezettségekkel szemben már nem mindig áll ott az egyén élethez illetve egészséges környezethez való, alanyi joga; jogról valójában csak szimbolikus értelemben beszélhetünk. *A környezethez való jog részben, míg a jövő nemzedékek „jogai” egészében alanytalan jogoknak tekinthetők.* Előbbi esetében az Alkotmánybíróság kifejezetten elvetette annak idején a „képes beszédet,” mondván, hogy felesleges a természet vagy az állatok jogairól beszélni ahhoz, hogy a velük szemben fennálló kötelezettségek megállapíthatók legyenek. A jövő nemzedékek esetében az ilyen szimbolikus beszédre viszont szükség lehet annak propagandisztikus ereje miatt. (SÓLYOM L. 2003, 200–201.)

Mindezek tisztázása után immár az a kérdés vár válaszra, hogy van-e szükség környezetvédelmi ombudsmanra? Az Országgyűlés 2007 őszén úgy döntött, hogy igen. Vajon ez azt jelenti-e, hogy a környezethez való jog védelmének az ombudsmani intézmény eddig nem volt része, s most e hiányosságot kívánták orvosolni? A válasz nemleges, hiszen ha áttekintjük az állampolgári jogok országgyűlési biztos és helyettese éves beszámolóit (ezek a <http://www.obh.hu> weboldalon olvashatók), kiderül, hogy *az ombudsmanok a környezethez való joggal összefüggő visszásságok orvoslása érdekében eddig is valamennyi hatáskörükkel, rendszeresen éltek.* Jogalkotást kezdeményeztek, jogszabálytervezeteket véleményeztek, ajánlásokat tettek hatóságok, önkormányzatok és közszolgáltatók számára, alkotmánybírósághoz fordultak, eljárásokat és vizsgálatokat kezdeményeztek. Környezetvédelmi jellegű ügyeik száma az utóbbi években egyre növekedett, mégpedig szoros összefüggésben a nem környezetvédelmi (építésügyi, vízügyi és más) területeken tapasztalható, de a környezethez való jogot is sértő visszásságokéval. A környezetvédelmi ügyek tömegessé válása persze önmagában véve még nem feltétlenül indokolja egy külön intézmény létrehozását, hiszen arra első sorban az adminisztratív kapacitás fejlesztése jelenthet megoldást.

Az új intézmény elutasítását támaszthatja alá az a körülmény is, hogy maga a környezethez való jog az építési, vízügyi és más szabályrendszerekbe ágyazódva érvényesül, sérelme pedig gyakran nem önmagában, hanem egy másik (pl. eljárási természetű) jog sérelmével összefüggésben merül fel. A korábbi megoldás erősítésével ezért megelőzhető (lett volna) az

egyres biztosok hatáskörének az (esetleges) összeütközése, illetve a környezetvédelemnek az említett összefüggésekből való kiszakítása.

Az új ombudsman létrehozásának indoka tehát nem abban keresendő, hogy vannak (sokasodnak a) környezetvédelmi, jogvédelmi feladatok. Ha csak ez lenne az indok, akkor pusztán szimbolikus (az ügyek megoldását közvetlenül aligha szolgáló) jogalkotásról lenne szó, amelynek hatása a társadalom környezeti tudatának a fejlődésében mutatkozna meg.

A választ csakis a hatáskörök megvizsgálása után adhatjuk meg, amikor kiderül, hogy az új biztos eszközei milyen viszonyban állnak az általános biztos lehetőségeivel. Elvben háromféle viszony képzelhető el, amelyek közül kettőt azonban hamar kizárhatunk: az új biztosnak kevesebb hatásköre nem lehet, mert az minden bizonnyal az ún. visszalépés tilalmába ütközne, s így alkotmányellenesnek minősülne (FODOR L. 2007, 14–16.); azonos hatáskör kialakításának pedig nem lenne sok értelme (szimbolikus jogalkotás). Az új ombudsman létrehozásának az indoka tehát az lehet, ha a törvényhozó sajátos hatáskörökkel kívánja azt felruházni.

### 3. Az új ombudsman hatásköréről

A jövő nemzedékek országgyűlési biztosa fentiek szerint a környezethez való jog érvényesítésének egyik intézménye. A törvény alapján *hatáskörére az általános biztos hatáskörét megállapító szabályok irányadóak, bizonyos eltérésekkel*. Az általános hatáskörök alapvetően hatóságok és közszolgáltatók (együtt: hatóságok) tevékenységével kapcsolatosak, amelyek valamely alapvető joggal összefüggő visszássághoz vezethetnek. Eljárása során hatóságokat ellenőrizhet (a vizsgálathoz szükséges iratok, adatok átadását kérheti, a hatóság helyiségeibe beléphet, meghallgathatja annak ügyintézőjét, magyarázatot kérhet, adatokat kezelhet, stb.); vizsgálatot kérhet az adott hatóság vagy felügyeleti szerve vezetőjétől; nyilvánosságra hozhatja megállapításait, illetve ha visszásságot állapít meg, ajánlást tehet a felügyeleti szervnek, akit válaszadási kötelezettség terhel. Az Alkotmánybírósághoz fordulhat (utólagos normakontrollt, mulasztásos alkotmányértés megállapítását, alkotmányértelmezést kérve); ügyészi óvást, fegyelmi, szabálysértési és büntetőeljárást kezdeményezhet; jogalkotási javaslattal élhet; s országgyűlési vizsgálatot is kérhet.

Mindezekhez képest a jövő nemzedékek biztosa *széles körben kapott további hatásköröket*, illetve tevékenységi köre is bővebb az általánosnál. Különösen fontos, hogy nem csak hatóságokat ellenőrizhet; hatóság esetében pedig intézkedést és felügyeleti eljárást is kezdeményezhet. Szélesebb körben élhet ajánlással; egyes határozatok végrehajtásának a felfüggesztését kezdeményezheti; polgári és közigazgatási pert indíthat; véleményezési jogkört kapott országos és (nem csak környezetvédelmi tárgyú) helyi döntésekkel kapcsolatban; a jogszabály alapján kötelezően tartandó közmeghallgatásokra meg kell hívni és azokon részt vehet, stb. Eljárása nem csak beadvány alapján, hanem hivatalból is megindítható, ami áthidalja a már említett problémát, miszerint a környezethez való jog (illetve annak jövőbe történő kivetítése) alanytalan, azaz gyakran úgy sérül, hogy nem lehet szó egyéni jogsérelemlről.

A hatáskörök pusztán felsorolása alapján is könnyen belátható, hogy *az új biztos életre hívása nem látszatintézkedés*, s elvben magában hordozza annak a lehetőségét, hogy a hazai környezetvédelemben érezhető hatást fejtsen ki. Minden hatáskör részletes elemzése ehelyütt nem lehetséges, de néhány velük kapcsolatban felmerülő kérdésre, értelmezési problémára feltétlenül utalnom kell. A jövő nemzedékek országgyűlési biztosa hatáskörének egyik legvitatottabb eleme, hogy *vizsgálati jogköre nem csak a hatóságok tevékenységére terjed ki*, hanem a környezethasználatot folytató magánszemélyekre is. Ehhez bárkitől kérhet információt, akár közvetlenül is felhívhatja a környezethasználót valamely környezetvédelmi

intézkedés megtételére, üzleti titkokat is kezelhet, stb. Ez hatáskörének kétség kívül olyan eleme, amelyik *hatósági jellegű*. E tekintetben hasonló szabályozással csak az adatvédelmi biztos esetében találkozunk. Megítélését nagyban befolyásolja majd a gyakorlat, illetve a biztos személyes hozzáállása és hivatalának adminisztratív kapacitása.

A törvény egy helyen (ld. a 27/B. § 2. bekezdés b. pontját) a biztos fellépését kifejezetten jogellenes környezetkárosításhoz, szennyezéshez, illetve veszélyeztetéshez kapcsolja, ami a biztos és a *környezetvédelmi hatóság (hatáskörei) közötti viszony tisztázását igényli*. Hiszen ilyen esetekben a hatóság jogosult és egyben gyakran csak ő képes – a környezetvédelmi törvény vonatkozó definícióinak megfelelő – tényállások megállapítására, szankcionálására, illetve intézkedések megtételére. Kötelező döntése ellen pedig jogorvoslatnak van helye. Ha szorosán értelmezzük a hatásköri rendelkezést, akkor az ombudsman csak a hatóság mulasztása esetében léphet fel. Ha kiterjesztőleg értelmezzük, akkor nem csak a törvényi fogalmaknak megfelelő tényállások megállapítása esetében tevékenykedhet. Figyelemmel lehet pl. arra, hogy egy ma még esetleg enyhébb megítélés alá eső magatartás a jövő generációk életfeltételeit jelentősen ronthatja. Ha már létrejött a külön biztos intézménye, s az elnevezése a jövő generációkra utal, én inkább az utóbbi megközelítésre hajlanék. Egy másik helyen – a hatósági határozatok felfüggesztésének kezdeményezésénél, ld. 27/E. § – kifejezetten utal a jogalkotó az általam érzékeltetni kívánt problémára, ott ugyanis a fellépés alapjaként azt kívánja meg, hogy a határozat jogsértő jellege a biztos szerint álljon fel. Itt nyilvánvaló, hogy az ombudsman a hatóság jogértelmezésével (is) szembe helyezkedik.

Tovább lépve az értelmezéssel, a törvény nem környezetvédelmi eljárásokról és hatóságokról, hanem a környezet állapotával összefüggésben álló eljárásokról, a környezet védelmére vonatkozó intézkedésről és az annak megtételére hatáskörrel rendelkező hatóságokról szól. Álláspontom szerint a biztos *hatásköre ennek megfelelően nem korlátozódik a kifejezetten környezetvédelminek nevezett szervek eljárásaira*. A rész-egész viszony alapján magától értetődő, hogy feladatköréhez a természet- illetve tájvédelem is hozzátartozik (ld. a 27/B. § idézett 1. bekezdését). A Legfelsőbb Bíróság 1/2004 KJE sz. jogegységi döntésére figyelemmel pedig bizonyosan felléphet olyan esetekben, amikor valamely alapul fekvő eljárásban szakhatóságként vesz részt egy környezetvédelmi (természetvédelmi) hatóság (ezek a nyilvánosság és a társadalmi részvétel szempontjából környezetvédelmi eljárásoknak minősülnek). Az általános biztos eddigi gyakorlatából kiindulva úgy vélem, hogy a külön biztos még ennél is szélesebb körben, *rugalmasabban állapíthatja meg saját hatáskörét*, s fejtheti ki tevékenységét (ld. építési, vízgazdálkodási és egyéb ügyek).

Külön kérdésként vetődik fel, hogy az állampolgári jogok biztosához képest hogyan alakul hatásköre ebben a körben, hiszen az általános biztos elvileg a környezetvédelmi hatóságok eljárása kapcsán is felléphet (hatásköri összeütközésről, illetve párhuzamosságról lehet szó). Erről csak az új ombudsman bevezetését előkészítő, 2007. évi XXXVII. tv. emlékezik meg, kizárva az általános biztos hatáskörét abban az esetben, ha a külön biztos hatásköre megállapítható. E jogszabály hatályon kívül helyezte egyébként a környezetvédelmi törvény (1995. évi LIII. tv., a továbbiakban Kvt.) 39. §-át, amely szerint az Országgyűlés meghatározza az állampolgári jogok biztosá környezetvédelmi feladatait. Ez egyértelműsíti a jogalkotói szándékot, hogy a környezethez való joggal összefüggésben kizárólag a jövő nemzedékek biztosának legyen hatásköre.

A hatásköri rendelkezések értelmezése körül várhatóan *számos kérdés* merül majd fel a gyakorlatban, amelyeket a *következtelen szóhasználat és jogszabály-szerkezet* miatt nehéz lesz megválaszolni. Néhány ilyen problémát említek csak meg, példaként. Zavaró, hogy a törvény a hatáskörök megnevezése és rövid leírása után minden visszautalás nélkül és eltérő szóhasználattal, sőt nem egy esetben eltérő tartalommal (a hatáskört bővítve, pl. közmeghallgatás-kezdeményezési joggal) írja le a hatáskörhöz tartozó intézkedések

sajátosságait. Nem egészen világos a környezetvédelmi törvényben definiált fogalmakhoz való viszonya sem (pl. mi lehet a jelentős környezetkárosodás, ha a környezetkárosodást a Kvt. eleve jelentős kedvezőtlen változásként jellemzi). Az sem egyértelmű, hogy az ombudsman fellépését csak a közigazgatási határozat már lezárt bírói felülvizsgálata zárja ki (a tv. múlt időt alkalmaz ugyanis: „...felülvizsgálta...”), vagy már az (általános szabályoknak megfelelően) ilyen tárgyban indult és folyamatban lévő bírósági eljárás is.

Meglátásom szerint a jogszabály alapján kötelező közmeghallgatásokra utalás sem egyértelmű szabály. A Kvt. a közmeghallgatást az esetek egy részében nem külön rendelkezéssel írja elő, hanem valamilyen (pl. környezeti hatásvizsgálati) eljárás kötelező elemeként. Ilyenkor a közmeghallgatási kötelezettség a hatásvizsgálati kötelezettségtől függ, amelynek a megállapítása viszont részben jogalkalmazói döntés formájában (az ún. előzetes vizsgálati eljárás során) történik. Álláspontom szerint a közmeghallgatás ilyenkor is a jogszabály alapján kötelezően tartandó kategóriába tartozik, noha maga a hatásvizsgálatról szóló döntés nem (csak) jogszabályon alapul. Más esetekben (pl. előzetes vizsgálati eljárásban, illetve ha a hatóság a közigazgatási hatósági eljárás általános szabályai alapján írja elő a közmeghallgatást) elképzelhető a biztos megkeresésének mellőzése. Úgy vélem ugyanakkor, hogy helyesebb, illetve egyszerűbb lett volna olyan szabály megfogalmazása, amely szerint minden, a környezetügy szempontjából releváns közmeghallgatásra kiterjed a meghívására vonatkozó kötelezettség, de – a közmeghallgatás szerepére, nyitottságára tekintettel – a biztos ettől függetlenül is jogosult ezekben az eljárásokban részt venni.

A hatáskörök értékeléséhez érdemes azt is felidézni, hogy *egyedülálló elképzelések, törvénytervezetek, részben erősebb hatáskörökkel, gyakorlatilag a közigazgatás felett álló és hatósági jogkörökkel bíró szószólót vetítettek előre*, aki pl. saját hatáskörben függeszthette volna fel a határozatok végrehajtását, állapíthatta volna meg tartós környezeti károsodás fennállását, illetve kezdeményezhette volna annak ingatlan-nyilvántartási bejegyzését. A 2007-ben elfogadott törvény ebből a szempontból egy erőteljes – noha, mint láttuk, nem 100%-os – profiltisztítást tükröz. Ez a megkurtítása az eszköztárnak közigazgatási jogi dogmatikai, illetve államszervezeti szempontból szükségszerű volt. S mielőtt e megoldástól félténénk a hazai környezetvédelmi szabályozás hatékonyságát, ne tévesszük szem elől azt sem, hogy az ombudsman *nem pótolhatja* az utóbbi évek deregulációs és átszervezési intézkedéseitől sújtott *közigazgatás megfelelő működését*.

#### 4. Néhány zárógondolat

A jövő nemzedékek országgyűlési biztosának tényleges hatása a környezet fenntarthatóságára, javítására irányuló szabályozás körében nem csak a törvénytől, hanem *a tisztséget betöltő személy sajátos szerepfelfogásától is függ majd*. Említésre méltó, hogy a köztársasági elnök második jelöltje (megválasztására a kézirat lezárásáig nem került sor) a környezetvédelmi *joggyakorlat egységesítésében*, illetve a különböző felek közötti *közvetítésben* tartja fontosnak az ombudsman mozgásterét (HVG 2008/3).

Ma még nem ítélem meg, hogy a biztos az elnevezéséhez méltóan mennyiben tud majd túllépni az aktuális környezeti problémákon. Az egyéni jogsérelmek körén bizonyosan túllép majd, ahogyan azt az állampolgári biztos is tette eddig. Álláspontom szerint *a jövőt illető kérdésekben* inkább a szabályozást *kezdeményező, véleményező, és a szószólói* fellépésnek (nyilvánossághoz fordulásnak) van létjogosultsága (érdekvédelem), míg *a többi eszköz a bekövetkező visszasságok esetében* lehet alkalmas (jogvédelem).

Végül a szabályozásnak a jogrendszerbe illesztése érdekében *célszerű lenne az Alkotmány 18. §-ának olyan módosítása*, amely utal a jövő generációkért érzett felelősségre (erre vonatkozó javaslatomat ld.: FODOR L. 2006, 196.).

### Irodalom

- FODOR L. (2006) Környezetvédelem az Alkotmányban. Gondolat-DE ÁJK, Budapest
- FODOR L. (2007) A környezethez való jog dogmatikája napjaink kihívásai tükrében. Miskolci Jogi Szemle, 2007/1. pp. 5–19.
- JÁVOR B. – SCHIFFER A. (2006) Jövő nemzedékek ante portas. Élet és Tudomány 6
- KILÉNYI G. (2007) A jövő nemzedékek érdekeinek jelenlegi védelme, előadás A jövő nemzedékek országgyűlési biztosának intézménye c. konferencián, PPKE 2007. szeptember 12., Budapest
- MAJTÉNYI B. (2007) Jogfejlődés egy idea fogságában; a jövő nemzedékek és a természeti tárgyak harmadik köztársasága? - előadás Az Alkotmány kommentárja c. konferencia-sorozat 4. BCE 2007. december 14-ei ülésén, Budapest
- MAJTÉNYI L. (1992) Állampolgári jogok országgyűlési biztosa, KJK, Budapest
- MAJTÉNYI L. (2005) A jövő nemzedékek országgyűlési biztosáról, az Eötvös Károly Közpolitikai Intézet állásfoglalása, <http://ekint.org/allasfoglalasok/2005.11.emberjogizomb.html>. Letöltve 2008. február 7.
- SÓLYOM L. (2003) A jövő nemzedékek jogai és ezek képviselete a jelenben, Eörsi Gyula emlékkönyv 1922-1992, HVG-ORAC, Budapest

Csapó Olga<sup>1</sup> – Dr. Jávor Benedek<sup>2</sup>

## A környezetjog a magyar felsőoktatásban

### Abstract

In the course of the searching of the qualifications of the Hungarian universities will be clear how deep the environmental-conscious education is. The environmental right is in several universities more, in other universities less taught subject. In case of judiciary education should be augmented the background knowledge of the natural sciences, on the other side not the bigger headway of the legal objects would be desirable on the case of legal trainings.

To bridge this two quiet different education area it should be introduce a complex, comprehensive subject, of which development and building in syllabus is opportune. It is necessary to realize the whole area of the education and training with environment protection, nature conservation and conservation rights and economic implements.

### 1. Bevezetés

Egy fenntartható, élhető és a szolidaritást hangsúlyozó világ kialakításában a **felsőoktatásnak**, mint a jövő értelmiségét, vezetőit és tanárait képző szellemi műhelynek kiemelkedő szerepe van. Olyan szemléletű programokra, modulokra, tárgyakra van szükség, amelyek kutatási területtől függetlenül figyelembe veszik a környezet és a további fejlődés globális kihívásait. Mindehhez nélkülözhetetlen a tudományágak közötti együttműködés. Különösen fontos a környezeti tárgyak és a környezeti jog ismerete, elsősorban a jogi jellegű képzéseken belül, hiszen a jog az az írott normarendszer, amely orientálja és megszabja többek között a környezettel szembeni viselkedésünk kereteit is.

Ahhoz, hogy a szerzett tudást, az elméletet átültethessük és alkalmazhassuk a gyakorlatban, számos „segítő tudományra” van szükség. Mind a természettudományos, mind a jogi diszciplínákat egy komplex egységben kell kezelnünk:

- a természettudományos oktatást ki kell, hogy egészítse egy olyan szakterület, ami a jogi-gazdasági-társadalmi rálátást növeli, a gyakorlati életben az eligazodást segíti,
- a jogtudományok pedagógiáját pedig természet- és társadalomtudományos szellemű tananyaggal kell kiegészíteni, hogy a fennálló problémák mögé láthasson a szakember.

A környezetjog oktatását két oldalról is meg lehet közelíteni. Egyfelől a joghallgatók képzési tematikájában helyet kell, hogy kapjon, mint a jogrendszer egyik nélkülözhetetlen területe. Mind a társadalom értékrendjének változásai, és így a környezeti érzékenység várható növekedése, mind pedig a munkaerőpiac egyre növekvő elvárásokat fog támasztani a megfelelő környezeti, környezetjogi ismeretekkel rendelkező jogászok képzése iránt. Másfelől az egyéb tudományok hallgatói – különös tekintettel a környezethez kapcsolódó szakterületek hallgatói – számára is szükségszerű lenne egy általános jogi ismeret elsajátítása, amely keretein belül hangsúlyosan jelenne meg a környezetvédelmi jog.

Kutatásunk során azt vizsgáltuk, hogy a környezetjog, mint a természeti rendszereket érintő döntéseink kötelező érvényű kerete, hogyan, milyen mélységben jelenik meg a hazai felsőoktatásban egyfelől a jogi karokon, másrészt a nem jogi felsőoktatásban.

---

<sup>1</sup> Csapó Olga Pécsi Tudományegyetem, Földtudományok Doktori Iskola, Pécs E-mail: csapo.olga@gmail.com

<sup>2</sup> Dr. Jávor Benedek Pázmány Péter Katolikus Egyetem, Környezetjogi és Gazdasági Szakjogok Tanszék, Budapest E-mail: bjavor@jak.ppke.hu



## 2. A környezetjog és a természettudományok oktatása az egyetemeken

### 2.1. A környezetjog fontossága a jogi karok oktatásában

Hazánk jogi szakemberei nyolc egyetem jogi karáról kerülnek ki (*1. táblázat*). A környezetjog tárgy létjogosultsága a képzési rendszerükben nem kérdés. Hiszen alapvető állampolgári jog az egészséges környezethez való jog és szerepel a harmadik generációs emberi jogok között is. Ezzel párhuzamosan megjegyzendő, hogy a jogi karokon folyó oktatásban elenyésző a természettudományos ismeretek megjelenése, pedig az alapok megteremtése szükséges a környezetvédelmi jog oktatásához. A globális problémák, a környezeti elemek, a gazdasági, fejlődési, technológiai kérdések környezeti vonatkozásainak megismerése nélkül nehéz átültetni a gyakorlatba az elméleti tudást. A szerzett ismeretanyag nagymértékben segítheti a joghallgatók átfogó gondolkodásának kialakulását.

### 2.2. A környezetjog evidenciája a nem jogi felsőoktatásban

Összetettebb kérdés a *nem jogtudományokat hallgatók* esetében. Itt megjegyzendő, hogy a felelős döntéseket hozó állampolgároknak – mindegy, hogy milyen felsőoktatási intézményben tanult – rendelkezniük kell bizonyos nélkülözhetetlen ismeretanyaggal a helyes válaszok meghozatalához. Egyértelmű, hogy az olyan képzések struktúrájának, amelyek az ember és a környezet kapcsolatára valamilyen módon befolyással vannak (legyen akár elméleti, vagy gyakorlati), szerves részét kell, hogy alkossák a környezethasználat, környezetvédelem, egyáltalán a környezetben való létezés jogi alapjainak az ismeretei. Elképzelhetetlen, hogy például környezetmérnöki, vagy környezettudományi szakon ne kapjon egy leendő diplomás ilyen jellegű oktatást, azonban sajnos van rá példa.

Különösen nagy a felelősség például azokon a szakokon, ahol gazdasági, gazdálkodási szakemberek kerülnek ki a képzés végén és későbbiekben vállalatok, cégek, különböző társaságok felelős beosztottai vagy vezetői lesznek. A vállalatok társadalmi felelőssége a környezet védelmének szempontjából – a termelésorientált piacgazdaság satu módjára szorító versenyében – egyre nagyobb. Nem szabad, hogy a környezethasználók a környezetvédelmet fenyegetésnek, kényszerű rossznak tekintsék, amelynek szigorú szabályrendszere és adott esetben kemény szankciói vannak.

### 2.3. A kutatás módszertana

A kutatás során a magyarországi egyetemi képzéseket vizsgáltuk. A felmérés a felsőoktatás jelenlegi helyzetét mutatja, azonban a bolognai folyamat keretében maga az intézményrendszer is átalakulóban van, így eredményeink pillanatfelvételnak tekinthetők.

Az adat- és információgyűjtéshez az internetet használtuk fel. Az egyes egyetemek honlapjait tanulmányozva kurzusleírásokat, tantervi hálókat elemeztünk. Az alapvető koncepció szerint a jogász, valamint a környezethez valamilyen módon kapcsolódó oktatás szakjainak tanterveit rendre összegyűjtöttük, majd ezekből válogattuk ki azokat, ahol a keresett tárgyat (a környezetjogi képzést vagy valamelyik válfaját) megtaláltuk. A válogatás eredményét táblázatokban összegeztük (*1. és 2. táblázatok*).

Érdemes néhány pontban összefoglalni a nehézségeket, amelyekkel szembesültünk:

- 1) Alapvető problémaként merült fel, hogy a talált adatok megfelelnek-e a valóságnak. A honlapok frissítése ugyanis esetenként elmaradt. Sikerült olyan szakokra bukkannunk, ahol a weblap szerint oktatnak környezetjogot, valójában két éve volt két félévre

meghirdetve az adott három kurzus, de már nem vehetőek fel – csak fennmaradt a webes felületen.

- 2) Gondot okozott a tantárgyakért felelős oktatók megtalálása, elérhetősége, illetve adott esetekben segítőkészsége – tisztelet a kivételnek.
- 3) Megállapítható, hogy az új rendszer (Bologna-rendszer) bevezetése sok felsőoktatási intézménynek nehézségeket okoz. A BSc szakok tantervei legtöbb helyen már letisztultak, de az MSc képzésekről sokszor nem kaptunk érdemi információt – pedig adott esetben a környezetjog oktatása ezen a szinten kapna helyet. További problémát jelentett, hogy az éppen induló BSc szakokon még csak elsőéves hallgatók vannak, de a tárgy majd harmadéven lesz kötelező – ez esetben jelenleg aktív képzésnek számít-e a környezetjog?
- 4) A munka nehézségét fokozta, hogy a vizsgálat csupán a környezetjog (és annak változatos elnevezésű) tárgyára összpontosított. A telefonos információszerezés során azonban többször kiderült, hogy az adott szakon kötelező *Jogi alaptan*, vagy *Jogi alapismeretek*, esetleg hasonló című tárgyak esetében a tematika nagyban a környezetvédelmi jogra helyezi a hangsúlyt. Csakhogy ez a tantárgy címében nem jelenik meg.

### 3. Eredmények

#### 3.1. A környezetjog megjelenése a jogi felsőoktatásban

Magyarország felsőoktatási intézményei közül nyolc egyetemen működik jogi kar<sup>3</sup>. A jogi karok képzési rendszerét, a jogászképzés tanterveit vizsgálva kaphatunk egy átfogó képet arról, hogy 2007-ben hazánk jogi szakképzésű hallgatói milyen mértékben részesülnek a környezethez, környezetjoghoz kapcsolódó tudományokból. Az elemzés eredményeit az 1. táblázat összegzi.

Az 1. táblázatot vizsgálva számos következtetést vonhatunk le:

- 1) Első és legfontosabb, hogy szinte minden egyetem jogi karán szerepel a környezetjog oktatása valamilyen tantárgy keretén belül.
- 2) A nyolc kar közül öt teszi kötelezővé a környezetjogot (DE, ME, SZTE, KGRE és PPKE), ezek közül az *egyházi egyetemeken két féléves tantárgyként* szerepel.
- 3) Két egyetemen (DE és SZTE) kapcsolódik a kötelező elméleti előadásokhoz kötelezően választható gyakorlat is, míg a ME ÁJK esetében a környezetvédelmi jogi gyakorlat speciálkollégiumként vehető fel.
- 4) Fontos megállapítás, hogy a joghallgatók számára nem jogi, de környezeti témájú tantárgyak is elérhetőek. Ezen tárgyak legtöbbször speciálkollégiumként vehetőek fel, mint például az ELTE ÁJK-n meghirdetett négy kurzus, vagy a PTE ÁJK-n *A környezeti követelmények integrálása az EK termékpolitikája* c. kifutó kurzus. Érdekesség, hogy a PPKE JÁK-on két olyan környezeti témájú tárgyat is oktatnak, amelyek kötelezően választhatóak és emellett még három szabadon választható speciálkollégium is van.
- 5) A magyarországi jogászképzéseket összehasonlítva a környezeti témájú tantárgyak oktatásában a PPKE JÁK jeleskedik, de a PTE ÁJK is kiemelendő. Magyarországon a PPKE JÁK elsőként vezette be a kötelező környezetvédelmi képzést. A joghallgatók képzési követelményei közé a *Környezet és fejlődés* c. tárgy

<sup>3</sup> A jogászok képzése megmaradt az osztatlan (ún. „régí”) képzési rendszerben, ezért nem okozott olyan jellegű problémát az eredmények feldolgozása, mint ahogyan a Bologna-rendszerű képzések esetén az eredmények kiértékelése.

tudatformáló szerepe miatt került be, a természetesen kötelező *Környezetjog I-II.* c. tantárgy mellé. Itt fontos megjegyezni, hogy a *Környezetjog* c. tárgy két féléven keresztül kötelező a hallgatóknak, míg a legtöbb egyetemen csak egy féléves tárgy – ha egyáltalán jelen van a képzésben. További két kötelezően választható kurzus és három speciálkollégium segíti a joghallgatók környezettudatának alakítását (*1. táblázat*). (Megjegyzés: A kép teljességéhez hozzátartozik és megjegyzendő, hogy részben oktatóhoz kötött bizonyos tantárgyak jelenléte, intenzitása a képzésekben. Egyes oktatók személyes kötődése a környezeti problémák megoldásához, akarata és türelme a témában való elmélyedéséhez sokszor a legfontosabb feltétele annak, hogy oktatásba kerüljenek a környezetjogi tárgyak.)

1. táblázat. Környezetjogi és környezeti témájú kurzusok a magyarországi jogi egyetemek képzésében (\* a 2007/2008. tanév előtt indított kurzusok számára)

Egyetem	Tárgy	Félév	Kötelező/fakultatív	K.jogi szakj. képzés	Dokt. Isk.-ban oktatott tárgy
<b>Állami egyetemek</b>					
<b>DE ÁJK</b>	<i>Környezetjog</i>	8.	<i>kötelező</i>	van	2 modul
	Környezetjogi gyakorlat	8.	köt. választható		
	Környezetvédelem az Alkotmányban		speciálkollégium		
<b>ELTE ÁJK</b>	<b><i>Környezetvédelmi jog és igazgatás</i></b>	n.a.	köt. választható	van	3 tantárgy
	Környezetvédelem gazdaságtana		speciálkollégium		
	Környezetmenedzsment		speciálkollégium		
	A vizek védelme az EU-ban és Magyarországon		speciálkollégium		
<b>ME ÁJK</b>	<i>Környezetjog</i>	7.	<i>kötelező</i>	-	1 tárgy
	Agrár- és környezetvédelmi jogi gyak. I-II.		speciálkollégium		
<b>PTE ÁJK</b>	<i>Környezetvédelmi jog</i>		<i>speciálkollégium</i>	-	1 modul
	Környezeti jog és politika	n.a.	köt. választható		
	Az Európai Unió környezeti politikája és esetjoga*		speciálkollégium		
	A környezeti követelmények integrálása az EK termékpolitikájába*		speciálkollégium		
	<i>Magyar környezetjog I. (Általános Rész)*</i>		<i>speciálkollégium</i>		
<b>SZE DFÁJK</b>	<i>A környezeti jog alapjai</i>		<i>speciálkollégium</i>	-	-
<b>SZTE ÁJK</b>	<i>Környezetvédelmi jog</i>	9.	<i>kötelező</i>	van	-
	Környezetvédelmi joggyakorlat	9.	köt. választható		
<b>Nem állami egyetemek</b>					
<b>KGRE ÁJK</b>	Környezetvédelmi- és agrárjog I-II.	9. és 10.	kötelező	-	-
<b>PPKE JÁK</b>	<i>Környezetvédelmi jog I-II.</i>	7. és 8.	<i>kötelező</i>	van	1 tárgy
	Környezet és fejlődés	7.	köt. választható		
	Bioetika és környezeti etika I-II.	7. és 8.	köt. választható		
	A környezethez való jog		speciálkollégium		
	Az erdőgazdálkodás szerepe az Őrség társadalmában		speciálkollégium		
	Ökológia és politika		speciálkollégium		

- 6) A jogi karok közül a SZE DFÁJK-n és az ELTE ÁJK-n egy kurzus keretében hallgatható a környezetjog, amely nem is kötelező tárgy. Elmondható, hogy ezen egyetemek jogi karain kapnak a joghallgatók a legkevesebb ismeretet a környezeti kérdésekről.
- 7) Fontos kiemelnünk, hogy a magyarországi jogászképzés után a végzett hallgatóknak van lehetőségük tovább szakosodni. A bíróságokon egyre „népszerűbbek” a környezeti problémákat behatóbban ismerő szakjogászok, így a környezeti problémák gyarapodásával együtt nőtt az igény az ilyen szakemberek képzésére is (Izd. később).
- 8) A doktori iskolákat sem kihagyva a felsorolásból, az *1. táblázat* rámutat arra, hogy az egyes kutatásokban is egyre nagyobb szerepet kap a környezetjog témája. A nyolc karból öt helyen fellelhető a doktori képzésben a környezetvédelmi jogra épülő tantárgy, vagy jobb esetben modul.

További érdekességként említhető, hogy miközben a környezetjogi oktatás természettudományos háttérének megalapozásának szükségességét tárgyaljuk, például a DE ÁJK-n beszüntetésre kerültek olyan speciálkollégiumok, amelyek addig kreditálhatóak voltak a joghallgatóknak:

„DE Tanulmányi és Vizsgaszabályzat 14. § (10) bekezdése alapján úgy határozott, hogy a 2006/07. tanév II. félévétől kezdődően az alábbi tárgyak teljesítéséért a Kar **nem ad kreditpontot**, tehát a szabadon választható tárgyak terhére sem számolhatók el, és az ösztöndíjatlagra sem számíthatnak bele: *A civilizáció és környezete, Egy új természetképről, Fenntartható fejlődés, Természettörténet, matematika nélkül, Természettudomány és vallás.*”

Forrás: <http://www.law.klte.hu/jati>

A felsorolt tárgyak mind abba a kategóriába tartoztak, amely erősítésre szorul a jogi karok képzési rendszerében és nem pedig leépítendő. Ugyanakkor szintén Debrecenben, létrehoztak egy Jogi Klinikát a környezetjogi ismeretek terjesztésére, a jogi segítségnyújtás előmozdítására, a környezetjogi kapacitásbővítésre az Észak-alföldi régióban.

Az *1. táblázat*ot kiértékelve megállapítható mely jogi karok jeleskednek leginkább a környezetjog széles körű oktatásával. Azt számba véve, mely karokon kötelező a környezetjog és melyek azok, ahol kiegészítő specializációk is segítik a képzést, elmondható, hogy a leginkább „környezettudatos” a PPKE JÁK, majd a DE ÁJK, PTE ÁJK és az ELTE ÁJK.

Összességében elmondható, hogy a hazai jogászképzésben törekvések mutatkoznak arra, hogy a hallgatók megfelelő szintű környezetjogi képzésben részesüljenek – ám sajnos nem minden egyetemen. Ugyan már az ENSZ által deklarált „Tanulás a fenntarthatóságért” (2005-2014) évtized közepén járunk, a jogi egyetemi felsőoktatás nem tükrözi a jelmondat mögé bújtatott célokat. Napjainkban, amikor külön jog épül a környezet védelmére, úgy véljük gondatlanság kihagyni a jogászképzésből ezt a tárgyat. De nem csak kihagyni nem szabad, hanem követve az előremutató példákat, kötelezővé kell tenni a hallgatóknak a környezetjogot, valamint lehetőleg minél több háttértudás bővítésére alkalmas tárggyal kell gyarapítani a felvehető kurzusok repertoárját.

### 3.2. A környezetjogi ágak megjelenése a magyarországi egyetemek alapképzési rendszerében

Ezen fejezet feldolgozza és értelmezi – a kutatás egyik eredményeképpen – a magyar felsőoktatás nem jogi alapképzéseiben megjelenő környezetjogi oktatás helyzetét. Az eredmények értelmezése során számos probléma merült fel. Hogy példát is említsünk, a környezettudomány szak nem BSc képzés a *Felsőoktatási felvételi tájékoztató 2007* és a *felvi.hu* adatbázisa szerint. Azonban az egyes egyetemeken BSc szakként van megjelölve

(PTE, ELTE) és jelenleg is működő szak, míg másutt nem BSc (NYME, SZTE). A környezettudomány szakot nem tekintettük BSc képzésnek, megkülönböztetés nélkül azonban önálló szakként jelöljük meg.

2. táblázat. A magyarországi egyetemek nem jogi alapképzésében megjelenő környezetjogi tárgyak (\* az említett tantárgy a szak környezeti szakirányán vehető fel.)

Intézmény	Szak	Tantárgy	Tantárgy jellege
BCE	Környezetgazdálkodási agrármérnök (BSc)	Környezetjog és az EU agrárpolitikája	K
	Kertészmérnök (BSc)	Környezetvédelmi jogi ismeretek	Szv
BMGE	Környezetmérnök*	Környezeti jog	K
DE	Környezetgazdálkodási agrármérnök (BSc)	Környezetpolitika és környezetjog	K
	Agrármérnök (kifutó)*	Gazdasági és környezeti jog és igazgatás	K
ELTE	Környezettan	Környezeti és gazdasági jog	K
	Környezettudományi (BSc)	Környezeti jog	K
ME	Környezetmérnök (BSc)*	Környezetjog	K
		Környezetjog	Szv
	Környezettan (MSc)	Jogi ismeretek	K
	Erdőmérnök (MSc)	Környezeti szakigazgatási és jogi ismeretek	K
	Környezetmérnök (BSc)		
	Okleveles környezettudományi szak		
	Vadgazda mérnök (BSc)	Környezeti jog	K
Környezetgazdálkodási agrármérnök (BSc)			
PE	Környezettan (BSc)	Környezetjog	
	Környezetmérnök (BSc)	Környezetjogi ismeretek	
	Környezetmérnök (MSc)	Jogi ismeretek és környezetjog	K
	Környezetgazdálkodási agrármérnök (BSc)	Környezeti jog	
PTE	Környezetmérnök	Környezetjog védelmének fejlődése	K
	Környezettan (BSc)	Környezetvédelem jogi irányítása és szabályozása	
	Környezettudományi	Környezeti jogi igazgatás	
SZE	Környezetmérnök	Környezetjog és igazgatás	
SZTE	Környezetmérnöki (BSc)	Környezetjog, intézmények	K
	Környezetminősítő és környezeti kockázatbecslő	Környezetvédelmi jog és igazgatás - EU és lokális	K
	Környezettan (BSc)	Környezeti jogi alapismeretek	K
	Környezettudományi	Környezet és természetvédelmi jog	K
SZIE	Környezetgazdálkodási agrármérnöki (BSc)	Környezetpolitika és jog	K
		Környezetjog és intézményrendszere	
	(ezen tárgyak nem voltak szakokhoz rendelve)	Környezetjog és környezetvédelmi szakigazgatás	
		Gazdasági és környezetvédelmi jog	

A felmérés során fény derült arra, hogy az egyetemek nem jogi és nem tanári képzésében csak azokon a szakokon – és ott sem mindenhol – jellemző a környezetjog oktatása, ahol az szervesen kapcsolódik a szak tárgyához. A *Felsőoktatási felvételi tájékoztató 2007* alapján 19 olyan szakot számoltunk meg (a biomérnöktől a földtudományi alapszakig), ahol véleményünk szerint kötelező érvényű kellene, hogy legyen a környezetjog oktatása. Ezekből mindössze hat szakon van ilyen kurzus, ami alig egyharmados arányt jelent. Ha még azt is figyelembe

vesszük, hogy az agrármérnöki szak kifutó képzés, a környezettudományi pedig nem jelenik meg a BSc szakok között, akkor a 19-ből csak 4 szak számít.

Általánosan elmondható, hogy amely egyetemen működik a környezetjog oktatása, ott elsősorban az agrár (környezetgazdálkodási agrármérnök), a műszaki (környezetmérnök) és a természettudományos (környezettan) képzéseken valósul meg, de ott szinte kivétel nélkül. A cél azonban az lenne, hogy konkrétan a környezetjog legalább azokon a szakokon legyen kötelező tárgy, ahol a szak intenzíven kapcsolódik a környezeti témákhoz. Az egyéb szakokon bevezetésre kerülhetne egy új tantárgy, amelyre az összegzésben javaslatot teszünk.

### 3.3. A környezetjog megjelenése a magyarországi egyetemek szakképzési rendszerében

Megvizsgáltuk a szakirányú továbbképzési lehetőségeket a nem jogi képzések esetén is, csakúgy, mint a szakjogász-képzést is a jogászok ügyében. Alábbi szakirányú továbbképzések esetén találtunk a képzési tematikában környezetjogi tárgyat:

- környezetvédelmi
- környezetirányítási szakértő
- környezetgazdálkodási
- környezetvédelmi igazgató
- környezeti menedzsment
- környezettechnológia
- növényvédelmi szakmérnök
- környezetvédő

A környezetjog oktatásának szempontjából fontos, hogy a szakirányú továbbképzéseken a tematikákban többnyire csak kötelező tárgyak szerepelnek, tehát a környezetjog is kötelező a képzésekben résztvevőnek. Továbbá igaz az is, hogy akik a képzési rendszer leginkább specializált szintjére jelentkeznek, nem biztos, hogy átfogó szemléletű környezetjogi kurzust kapnak, hanem adott esetben valamely szakterület jogszabályaihoz kapcsolódó tárgyat hallgatnak – pl. vizes szakirányon a Vízgazdálkodási törvény, a hulladékos vonalon pedig a Hulladékgazdálkodási törvény szabályrendszere lesz a hangsúlyos.

Magától értetődőnek tűnik, hogy a szakképzések esetében a környezetjogot csak azokon a szakirányú képzéseken oktassák, ahol azt a szakképzés irányultsága megkívánja. A jogi és természettudományos alaptudás pedig elvárható a korábbi képzésekből.

## 4. Következtetések és javaslatok

A felelős döntéshozatalhoz komoly tudásra van szükség, amely megfelelő szemléletű oktatási rendszerben elsajátítható. Különösen fontos a környezetet érintő tevékenységek kötelezően kikényszeríthető normáit definiáló környezeti jog adekvát kialakítása (jogalkotás) és implementációja (jogalkalmazás), valamint ezeknek a normáknak széleskörű, – de legalább a környezethasználatokkal hivatásszerűen foglalkozókra kiterjedő – alapos ismerete. Ennek feltétele a jogász hallgatók környezeti oktatásának megfelelő színvonala, illetve a különböző környezeti szakok kurrikulumában a környezeti jog megjelenése. Vizsgálatunk arra terjedt ki, hogy a 2007/2008-as tanévre vonatkozóan a hazai felsőoktatási intézményekben hogyan jelentek meg az ehhez szükséges tárgyak.

A kutatás során megállapítottuk, hogy a környezetjog jelen van a hazai felsőoktatásban, és ezen belül a jogázképzésben, de nagyon változatos a hangsúlya és az oktatás intenzitása, az egyes egyetemeken végzett jogászok különböző mértékben lehetnek birtokában a környezetjogi ismereteknek. A jogi karokon felvehető kiegészítő tárgyak témája ugyancsak igen sokszínű, teljesen eltérő tudással végezhetnek még az azonos terület iránt érdeklődő, és környezeti tárgyakat felvevő hallgatók is. Ez abból a szempontból jelenthet problémát, hogy a munkáltatók nem számíthatnak többé-kevésbé biztosan a környezetjog készség szintű

ismeretére a végzett hallgatók esetében, a környezeti jog területén ráadásul még az egyre szélesebb körben figyelembe vett intézményi rangsorok sem irányadóak.

Bár időbeli vizsgálatokat nem végeztünk, a jelenlegi adatokból az látszik, hogy sajnos nem egyértelműen a környezetjog oktatásának erősödése a tendencia (pl. a Debreceni Egyetemen kreditmentessé váló tárgyak, vagy a kifutó agrármérnöki és környezettudományi szakok). Úgy véljük, hogy mindenképpen az ezzel ellentétes folyamatoknak kellene dominálniuk, és mind a jogászképzés keretében a környezeti tárgyak oktatásának, mind a nem jogászok körében a környezeti jog átadásának erősödnie kell, figyelembe véve a környezeti kérdések iránti egyre növekvő nemzetközi figyelmet.

Ugyancsak feltűnő jelenség, hogy az oktatás során – legalábbis ami jogászképzést illeti – az elméleti képzésen van a hangsúly, gyakorlatok csak kevés helyen kötődnek a tárgyhoz, pedig ez rendkívül fontos volna. A felsőoktatás tömegesedése az elmúlt másfél évtizedben egyébként is a könnyebben megszervezhető, kevesebb oktatóval leadható elméleti órák, előadások térnyerését hozta magával a szemináriumok, gyakorlatok rovására. A környezetjog oktatása véleményünk szerint csak akkor válhat sikeressé, ha az elméleti képzés mellett lehetőség nyílik a hallgatók számára, hogy konkrét ügyek, tapasztalatok, helyi konfliktusok megismerése révén beleláthassanak a környezetjog gyakorlati problémáiba is.

A fentebb említett a problémák orvoslására a következőket látjuk kívánatosnak. Az intézményi autonómia szem előtt tartása mellett érdemes lehet a harmonizáció irányába vinni az egyes egyetemek környezeti képzését. Különösen fontos ez a jogi karok környezetjogi képzése tekintetében, az egyes egyetemeken végzett joghallgatók környezetjogi ismereteit illetően kívánatosnak tartjuk az ismeretek konvergenciáját. Ezzel párhuzamosan a környezeti oktatás általános megerősítését is előnyösnek tartanánk. A jogi karok esetében részben a szabadon választható, és kiegészítő (nem jogi) környezeti tárgyak választékának bővítésével, részben pedig az európai és nemzetközi környezetjog intenzívebb megjelenítésével az oktatásban – ami nemzetközi viszonylatban is erősíthetné a magyar joghallgatók esélyeit a munkaerőpiacon.

Ugyancsak felvetődik egy *általános, komplex*, jogi és nem jogi szakokon egyaránt oktatott *környezeti tárgy* bevezetésének szükségessége, ami összehangolja a különböző szakok hallgatóinak környezeti ismereteit – meghagyva természetesen a lehetőséget arra, hogy az adott szak speciális igényeinek megfelelően az alapismereteket különböző sajátos területekkel egészítsék ki az egyes intézmények. Ez a tantárgy az alapozó tárgyakkal egy sorban – tehát a tudásanyag alappilléreként – jelenhet meg. Tematikája több oldalról közelítené meg globalizálódó világunk jelenlegi gazdasági-társadalmi-természeti problémáit, magyarázattal és megoldási lehetőségekkel gazdagítva tudásunkat annak érdekében, hogy alapvető összefüggésekkel, jogokkal, fogalmakkal tisztába kerüljenek a hallgatók, és felismerjék saját felelősségüket és cselekedeteik jelentőségét a környezeti krízis megoldásában. A gondolat egy ilyen tantárgyról nem új keletű, de egyre inkább sürgető a megvalósítása.

Egy ilyen komplex, innovatív tárgy a fogalmi tisztázásoktól kiindulva (rendszerszemlélet, a bioszféra alapvető működése, a fenntartható fejlődés fogalma, stb.) rámutatna a jelenlegi problémák kialakulásának okaira, közelebb hoz a megtapasztaláshoz, felhívja a figyelmet, hogy globális érdek a megoldások keresése és megvalósítása, ugyanis alapvető gond, hogy nem érezzük magunkénak a válság tüneteit, a kollektív tapasztalat hiányzik. Ugyanígy rávilágíthat bizonyos jogainkra, amelyeket gyakran úgy sértenek meg, hogy mi nem is tudunk róla, mert nem tudjuk, hogy van ilyen. Az alapvető emberi és állampolgári jogokon túl elsősorban a környezeti jogok megismertetését tartalmazza, annak érdekében, hogy aktív, a döntéshozatalba bekapcsolódni kész és képes végzősök kerüljenek ki az egyetemekről, akik hajlandók az aktív állampolgárság, a demokratikus eszmék megvalósítására környezeti és más ügyekben egyaránt. Része lehet egy ilyen tárgynak a környezetetikai és morális civilizációs kérdések felvetése.

A következtetések levonása után fel kell vázolni az egyéni megoldási és cselekvési lehetőségeket. El kell érni, hogy minden állampolgár magáénak és szívügyének tekintse környezetének védelmét, és önként, belső indíttatásból, ne pedig kényszer befolyása alatt cselekedjen. A komplex szemléletben való gondolkodást nem lehet tanítani – hosszú évek gyűjtögető munkájának és kellő mértékű nyitottságnak az eredményeképp alakulhat ki bennünk. Azonban ha a kezdeti, alapozó lépéseket sem tesszük meg, semmi esélyünk egészében látni a világ helyzetét.

### **Irodalom**

Felsőoktatási felvételi tájékoztató 2007 (2006) Educatio Kht., Budapest., p. 940.

<http://www.law.klte.hu/jati>

<http://www.okm.gov.hu/main.php?folderID=638&articleID=4265&ctag=articlelist&iid=1>



Tóthné Kosztin Beáta<sup>1</sup> – Revákné Dr. Markóczi Ibolya<sup>2</sup>

## **Környezettudomány, fogalmak és kognitív fejlődés – általános iskola és annak vetületei a tanárképzésben**

### **Abstract**

Developing environmental awareness is an essential role at every level of public education and several methodological attempts have already been carried out to reach it. Among them the Rostock Model is an international cooperation which conception of didactics roots in the theory on conceptual change invested and described by Vigoski, Bruner and some Anglo-American scientists. The main aim of the Model is providing suitable learning environment for primary school pupils from class 1 to 4 so that they could get to know and understand scientific knowledge efficiently and successfully. During experimental teaching the topic of water is taught in a longitudinal way from class 1 to 4. The concentric treatment of the topic touches upon the importance of water, its states of occurrence, its states of matter, its change of physical state, the problems of water pollution and cleaning, the nature of water particle and water circulation in nature. In accordance with the conception of didactics during lessons we insist on the importance of groupwork, experiments made by the teacher and the pupils, discussion, free explanation of ideas in words.

### **1. Bevezetés**

A környezettudatos magatartás kialakítása mára intézményes keretek között a közoktatás valamennyi szintjén megjelenő közös követelménnyé vált. Olyan nevelési feladat, mely „élethosszig” tart, és amely kisiskolás kortól kezdődően igényli az ehhez szükséges ismeretrendszert, valamint a megfelelő kognitív képességek birtokában azok alkalmazásának képességét. Így a környezeti nevelés keretein belül már az általános iskola első osztályától kezdve az eddigiekhez képest tudatosabban, a tanulók személyiségét sokkal inkább előtérbe helyezve kell azt elérnünk, hogy kicsi koruktól aktívabban, motiváltabban vegyenek részt ebben a folyamatban. A tanulás aktív részeseként fejlődnek tanulási stratégiáik, metakognitív képességeik, a fogalmak hétköznapi megfogalmazását felváltja az ismeretek tudományos szintű magyarázata. Mindez segít felismerni a környezet- és természettudományok legfontosabb összefüggéseit, befolyásolván ezzel a környezet iránti felelősségteljes magatartás kialakítását. Az oktatásban alkalmazott metodikák, melyek e célok megvalósítását szolgálják, még nem kiforrottak.

Többféle módszertani próbálkozás látott már napvilágot a környezettudatos magatartás kialakításának pedagógiájában, sikeresek és sikertelenek egyaránt, melynek egyik változata a „Rostock Modell” nevet viselő, 2004 óta működő projekt. A program alkalmazásának célja a kisiskolások természet- és környezettudományos fogalmi gondolkodásának, kognitív képességeinek fejlesztése, melynek módszereit és tanulságait a tanárjelöltek metodikai képésének részévé kívánjuk tenni.

---

<sup>1</sup> Tóthné Kosztin Beáta *Debreceni Egyetem, Alkalmazott Ökológia Tanszék Biológia Szakmódszertani Részleg, Debrecen*  
E-mail: tokobe@freemail.hu

<sup>2</sup> Revákné Dr. Markóczi Ibolya *Debreceni Egyetem, Alkalmazott Ökológia Tanszék Biológia Szakmódszertani Részleg, Debrecen*  
E-mail: revakne@delfin.unideb.hu

## 2. A Rostock Modell

A "Rostock Modell" egy nemzetközi együttműködésre (Németország, Magyarország, Lettország, Litvánia és Lengyelország) épülő, a kisiskolások természettudományos gondolkodásának és környezettudatos magatartásának fejlődését szolgáló didaktikai program, melynek alapkonceptiója VIGOTSKIJ, L. (1978), BRUNER, J. (1968), valamint anglo-amerikai kutatók (CAREY, S. 1985, BLYTHE, T. 1999, CHARLES, C. 2000, CLARKE, S. 2001) elméletében gyökerezik.

VIGOTSKIJ, L.(1978) szociokulturális elmélete elsősorban tanulási elmélet, melynek középpontjában a "legközelebbi fejlődési zóna" (lehetséges fejlődési zóna) fogalma áll. Ennek értelmezése szerint a gyermek segítséggel egy magasabb fejlődési szintet tud elérni és ebben a folyamatban fontos szerepe van a nyelvnek. VIGOTSKIJ, L. elmélete a kognitív fejlődésben döntő szerepet tulajdonít a szociális és fizikai környezetnek. Az elmélet alapján a tanulás egy szociális folyamat, melynek során a tanulók különböző formában, cooperative dolgoznak. A szociokulturális környezet hatásának szerepe jelenik meg BRUNER, J. (1968) elgondolásaiban is, aki szerint ha a gyerek olyan problémával találja magát szemben, mely tapasztalatainak határán van, az átlendíti őt a következő fejlődési szintre. Nagy jelentőséget tulajdonít a kívülről jövő segítségnek, mely a tanulás szociális jellegét feltételezi.

Egy további elméleti bázist jelent a Modell koncepcióinak felállításában a "conceptual change" teória, mely összhangban van VIGOTSKIJ, L. és BRUNER, J. elméletével a tanulás szociális jellegét illetően. Az USA-ban már az 1980-as években vizsgálták, hogy a tanulók milyen mértékben birtokolják a természettudományos fogalmakat, illetve, hogy ezek a fogalmak hogyan változnak az egyes tanulók esetében az ismeretszerzés folyamatában. Ezek magyarázatára kifejlesztették a „fogalmi váltás” elméletét, melynek aktív alkalmazása az általános iskola alsó tagozatában CAREY, S. (1985) nevéhez fűződik. Az elmélet szerint a kognitív struktúrák fejlődése a megismerési folyamatban fokozatosan előrehaladó és speciális fogalmi területekhez kötött. Az adott szakterületen szerzett képességek azonban transzferálhatók, a szakterülettől eltérő problémák megoldásában alkalmazhatók. Így a formális gondolkodás kialakulása például nem csupán genetikai adottság, sokkal inkább függ attól, hogy adott életkorban a gyerek milyen fogalmi struktúrával rendelkezik, és hogy ezek a fogalmak milyen változást hoznak a tanulók tudatában a már korábban kialakult ismeretek összefüggésrendszeréhez képest.

A tanulás folyamatában CLARKE, S. (2001) kiemelt szerepet tulajdonít a megértésnek, melynek fontos eszközéül jelöli meg a gyerek mindennapi életből vett tapasztalatainak és a tanult ismereteknek a kapcsolását. Az ilyen ismeretek képezhetik azon fejlesztő témák alapját, melyek révén a tanulók kialakult képességei transzferálhatókká válnak, és interdiszciplináris karaktert öltenek (BLYTHE, T. 1999). Az ilyen témák, mint például a "víz" tanítása, érintettek lehetnek egy vagy több tantárgyban is, érdeklődésre tartanak számot mind a tanár mind a diákok körében, tanulásuk számos elméleti és gyakorlati alkalmazást, valamint a problémamegoldó stratégiák használatát teszi lehetővé.

A "Rostock Modell" így kiemelt szerepet tulajdonít a tanulás szociális jellegének, az értő, interaktív, fejlesztő tanulásnak. Ezen túlmenően figyelembe veszi a tanulók személyes szükségleteit, a motivációs és érzelmi tényezőket. A tanulás folyamatában elsődlegesnek tartja:

- 1) a tanult jelenségek megbeszélését,
- 2) annak a tanulók által szóban, írásban, rajzban történő bemutatását,
- 3) a kognitív képességek fejlesztése érdekében általános, interdiszciplináris témák, mint például a "víz" kidolgozását,
- 4) a tanulás céljának, a cél elérési módjának hangsúlyozását,

- 5) továbbá, hogy a gyerek tudatában legyen annak, mit milyen szinten tanult meg, milyen hiányosságai vannak,
- 6) a természet-és környezettudományi jelenségek magyarázatát,
- 7) az önálló és instrukciók útján történő tanulást,
- 8) a kommunikációs képességek fejlesztését,
- 9) a visszajelzés és önértékelés fontosságát,
- 10) a különböző országok eltérő tanterveinek és kultúrájának hatását a természettudományos gondolkodás és környezettudatos magatartás fejlődésére.

A "Rostock Modell" központi céljai között szerepel a problémamegoldó gondolkodás és a metakognitív képességek fejlesztése a tanulás folyamatában, melynek eszközeül a csoportos, illetve önálló tanulói tevékenységet alkalmazza. E folyamatban kiemelkedő szerepe van a jelenségek bemutatását és értelmezését szolgáló kísérletek elvégzésének.

A metakognitív fejlesztése kapcsán számtalan kísérletet folytattak, bár iskolakezdők körében ez nem volt túl gyakori. Ennek egyik oka, hogy a kisiskolás még nehezen tudja elmondani gondolatait, a nyelv és a gondolkodás fejlődése nem párhuzamos.

A természettudományos jelenségek magyarázatában a megfelelő ismeretek és a nyelvi kifejezőképesség hiányában a gyerekek gyakran jóslatokkal élnek, mint azt a "precursor model" is tanúsítja (KOLIOPOULUS, D. – TANTAROS, S. – PAPANDREOU, M. – RAVANIS, K. 2004).

A "Rostock Model" sokrétű koncepciójából itt most azt szeretnénk bemutatni:

- 1) hogy a kísérleti tanítás milyen hatással volt a tanulók metakognitív fejlődésére, ezen belül stratégiahasználatára,
- 2) pontos képet kívántunk kapni arról, hogy a problémamegoldás stratégiái közül (cél, hipotézisalkotás, tervezés, kivitelezés, értékelés, indoklás) melyek és milyen mértékben jelennek meg,
- 3) illetve mennyire volt jellemző a transzfer és az elvégzett kísérletek alapján szerzett ismeretek alkalmazása egy környezeti probléma megoldása során.

### 3. Módszer

A longitudinális vizsgálat felmenő rendszerben követi a "Rostock Modell" elméleti koncepciói gyakorlati alkalmazásának hatékonyságát az általános iskola 1-4. osztályában. A választott interdiszciplináris téma a "víz", melynek feldolgozása koncentrikusan történik. E témakörben jó néhány vizsgálatot végeztek már: a víz körforgása (BAR, V. 1989); víz, hő és fény (BROPHY, J. 2003); a víz halmazállapot változásai (JOHNSON, P. 1998); a víz felületi feszültsége (JOHNSTONE, A. 1980); a víz halmazállapotai (OSBORNE, R. 1983); párolgás (RUSSELL, T. – HARLEN, W. – WATT, D. 1989); víz és levegőszennyeződés (STAVRIDOU, H. – MARINOPOULUS, D. 2001).

A téma évenként megjelenő és egyre bővülő elemei a mi programunkban: a víz jelentősége, előfordulása és megjelenési formái, halmazállapotai és halmazállapot-változások, vízszennyezés és víztisztítás, a víz részecske természete.

A téma tanítására minden tanévben 8-10 órát fordítunk, melyek előtt pretesztekkel, utána posztteszttel mérjük fel, illetve hasonlítjuk össze, hogy a tanítások során mennyire változott meg a gyerekek fogalomrendszere az alkalmazott módszerek hatására. A metakognitív és problémamegoldó képesség vizsgálatát minden tanév végén egy erre külön szerkesztett, a tanult ismeretek alkalmazását igénylő problémafeladat megoldásával végezzük.

A programban résztvevő országokban mintegy 300 gyereket vizsgálunk. A vizsgálatban résztvevő tanulók ugyanazon személyek maradnak 1-4. osztályig. A projekt 2004-ben kezdődött az előmérések lebonyolításával.

A tanítások gerincét az ismeretszerzés pontos céljának meghatározása, a tanulóban történő tudatosítása, az ismeretszerzés módjának (hogyan), a megszerzett ismeretek megértésének, továbbá a hiányosságok tanulók által történő felismerése jelenti. Ezen didaktikai célok (látható formában, a táblára kiragasztva egy képen minden órán folyamatosan jelen vannak, arra a tanár újra és újra felhívja a figyelmet) megvalósítása tanári instrukciók, tanár-tanuló, tanuló-tanuló közötti megbeszélések, egyéni és csoportmunkák, tanári és tanulói kísérletek, a jelenségek leírása, rajzolása, szóbeli kifejtése, a tanulók mindennapi élethez kötődő tapasztalatainak felhasználása, a gyermeki gondolkodás és nyelv természetének, fejlettségnek maximális figyelembevételével történik. Lényeges momentum, hogy a tanítások a programban résztvevő országokban a résztvevők által egységesen kidolgozott, azonos óratervek szerint történnek, azonos ismeret- és fogalomrendszerrel, kizárva ezzel a különböző kultúrák eltérő követelményrendszeréből adódó különbségeket.

A metakognitív stratégiák fejlődésének mérésére a posztteszt után a megtanult ismereteket alkalmazó problémafeladatot oldattunk meg az első osztályosokkal 2005 nyarán. A feladatok megoldásába 22 magyar tanulót vontunk be. Hogy miért nem vett részt a mérésben minden a projektben vizsgált tanuló, annak oka többek között az, hogy a vizsgálat módszerének pontos kidolgozására ennyi tanuló is elégnek tűnt, illetve a vizsgált szempontok elemzése (cél kifejtése, hipotézisalkotás, tervezés, értékelés, transzfer, jóslat, tudásról alkotott tudás) révén a 22 tanulónál 154 esetet kellett értelmezni.

A vizsgálat módszere az egyéni interjú volt, mellyel a következő feladat megoldását teszteltük:

“Az ivóvíz, amit megiszunk valószínűleg tiszta víz. Van-e ötleted arra vonatkozóan, hogyan tisztítanád meg a szennyezett vizet úgy, hogy iható legyen?”

A feladat szövegében rejtve közöltük a probléma megoldását, azaz, hogy ha tiszta vizet akarunk inni, akkor azt meg kell tisztítani. Lényeges momentum volt, hogy a gyerek mennyire ismeri fel a problémát és hogyan fogalmazza azt meg, milyen elképzelései és javaslatai vannak a tisztítás módjára vonatkozóan, mely e feladatban stratégiai szempontból egy időben fedí le a hipotézisalkotás és tervezés fázisát. A probléma megoldását a gyerek mentálisan végezte el, így azt illetően csak jóslásokba bocsátkozhatott. A teljes megoldást az jelentette, ha a gyerek értékelt és meg is indokolta a tisztításra vonatkozó elképzeléseit felhasználva a korábban tanult fogalmakat. A feladatot nehezítette, hogy a gyerekek fel kellett ismernie a probléma és a korábban a tanítási órákon végzett kísérletek kapcsolatát. Ez a transzfer egy magasabb, ún. második szintjét jelenti. Így e feladat révén azt szerettük volna felmérni, hogy a tanítások során tudatosan alkalmazott metakognitív stratégiák ténylegesen megjelennek-e a gyerekek gondolkodásában.

#### 4. Eredmények

A gyerekek válaszait a következő szempontok alapján értékeltük: célmegfogalmazás (tudatos: közvetlen és közvetett, rejtett cél); hipotézisalkotás; tervezés (ezen belül tudatos, teljes tervezés); értékelés, indoklás; transzfer.

A célok megfogalmazása során tudatos célmegfogalmazásnak tekintettük azt, ha a gyerek szóban kifejtette, hogy a probléma megoldásával mit akar elérni. Ez lehetett közvetlen, ha elmondta, hogy az ivóvíznek tisztának kell lennie, ezért a szennyezett vizet valahogyan meg kell tisztítani.

Egy következő kategória a közvetett célmegfogalmazás, amikor nem mondta ki ugyan, hogy a vizet meg kell tisztítani, közvetve azonban utalt rá, hogy azt valamilyen módon ihatóvá kell tenni.

Rejtett célról akkor beszéltünk, amikor a gyerek szóban nem utalt az előbbiekre, ugyanakkor felsorolta azokat a megoldási lehetőségeket, mely a víz ihatóvá tételét jelentették.

A probléma megoldását akkor tekintettük jóslatnak, ha az a megoldásra vonatkozó javaslat mellett az indoklást is tartalmazta.

A probléma jellegéből adódóan a hipotézisek a víz ihatóvá tételére vonatkozó eljárás módokat tartalmazták, mely értelemszerűen egyet jelentett a tervezéssel is. A tervezés értékelésekor azonban azokat tekintettük tudatosnak és ténylegesnek, mely a tervezett munkafázist részletesen ismertette.

A transzfer kapcsán két szempontot kellett figyelembe venni. Az egyik, hogy a tanítás során megtanult víz, ivóvíz, tiszta víz, szennyezett víz, vízszennyezés, víztisztítás, szűrés, ülepedés és ülepítés, szűrők fogalmát alkalmazta-e a tanuló, a másik, hogy a probléma megoldásának segítségét jelentő kísérletet elvégezte, illetve használta-e. Ez alapján beszélünk egyszeres (amikor csak a tanult fogalmakat alkalmazza) és kétszeres (amikor a kísérlet eredményeit is alkalmazza) transzferről.

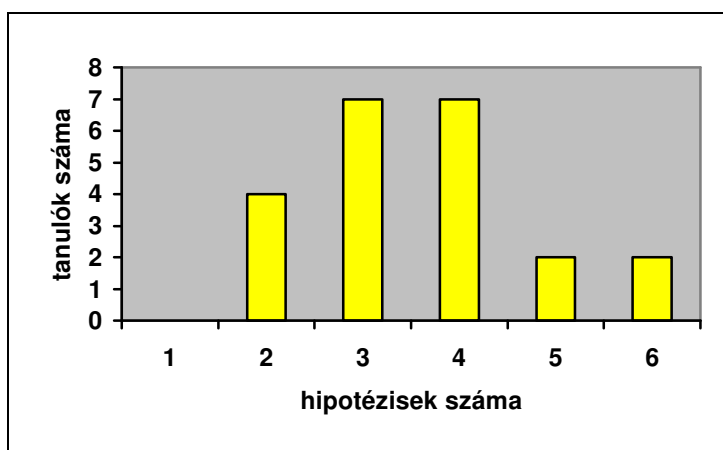
1. táblázat. A problémamegoldás stratégiai elemeinek esetszáma (N=22)

Az egyes stratégiai elemek száma	Cél megfogalmazása			Hipotézis	Tervezés		Értékelés
	Közvetlen	Közvetett	Rejtett		Részleges	Teljes	
	7	7	8	76	67	9	31

Az 1. táblázat értelmében a 22 tanuló mindegyike tudatában volt a feladat elvégzésének céljával, azaz hogy a kutya vizét ihatóvá kell tenni. 14 tanuló (64%) ezt szóban ki is fejtette, melyből 7 gyerek közvetlenül utalt a tényleges célra (a kutyának innia kell).

A felvetett hipotézisek összes száma meglehetősen magas. A 22 gyerekre számított átlag közelítőleg 3 hipotézis. Valamennyi tanulónak volt elképzelése a megoldásra vonatkozóan. Az egy tanuló által felvetett legtöbb hipotézis száma 6, míg a legkevesebb 2 volt. A hipotézisek között voltak azonos tartalmúak.

Így a 76-ból 63 eltérő megoldást javasoltak a gyerekek, melyek többsége a megtanult olvadás fogalmára épült.

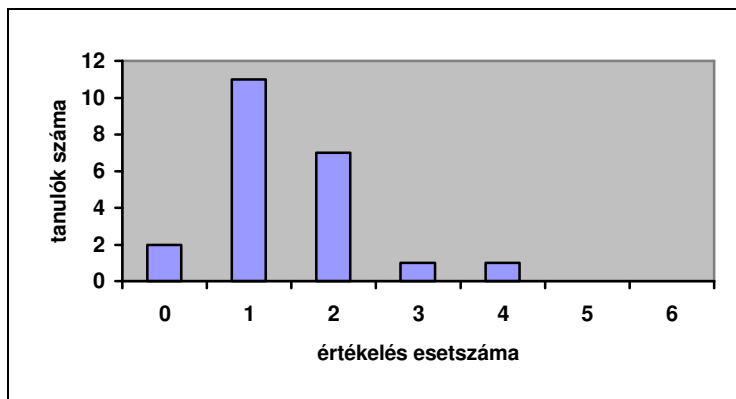


1. ábra. Az egyes tanulók által alkotott hipotézisek száma

Az 1. ábra alapján elmondható, hogy a tanulók mindegyike 2 vagy annál több feltételezéssel élt, mely ebben a feladatban lefedte a tervekészítés eloszlását is (1. táblázat). A legtöbb tanuló 3 vagy 4 megoldásra tesz javaslatot, míg az ennél magasabb, egy tanulóra eső hipotézisek száma jóval kevesebb.

A tervekészítés fázisa összhangban a hipotézisalkotással szintén nagyobb arányokat mutat. (Mint említettük, itt a megoldásra vonatkozó elképzelés annak kivitelezésére vonatkozott, hogyan lehet a vizet ihatóvá tenni.) A 76-ból azonban csak 9 olyan tervet olvashattunk, mely részletesen tartalmazta a kivitelezésre vonatkozó elképzeléseket.

Értékelés, indoklasként azt fogadtuk el, ha a tanuló magyarázta állításait.



2. ábra. Az egy tanulóra eső értékelések száma

A 2. ábra arról tanúskodik, hogy a tanulók nagy része 1 vagy 2 indoklással élt. Az értelmezések és hipotézisek száma között azonban nem sikerült összefüggést kimutatni.

Az itt közölt adatok alapján egyértelmű, hogy bár a tanulók végigjárják a problémamegoldás egyes fázisait, a cél megjelölése és a tudatos tervezés szóban történő megfogalmazása még sok kívánnivalót hagy maga után. Így a „Rostock Modell” koncepcióira épülő tanítási módszereket a jövőben ezen stratégiai elemek fejlesztésére jobban ki kell élelni.

Mint már említettük, a Modell központi koncepciója a „cél, hogyan, mit tudtunk meg” hármas egysége, melyekből a felmérés kapcsán kiderült, hogy a tanulóknak leginkább a probléma megoldására vonatkozó elképzelések, feltételezések, a megoldás „hogyan”-ja erősödött. Azonban ez utóbbi még nem teljesen tudatos. Úgy tűnik, mintha a gyerekek nem tudnák elmondani, amire gondolnak, nem tudják végigvinni az éppen aktuális gondolatot. Ez nem lehet véletlen, hiszen a tanulók nyelvi és gondolkodási képessége ebben a korban még nincs összhangban, a nyelvi kifejezőképesség a természettudományok tekintetében (talán ismeretek hiányában is) még fejletlen. Ennek érdekében érdemes a tanítási órákon minél többet beszéltetni a gyerekeket, olyan tanulási környezetet biztosítani, ahol szorongás nélkül, szabadon kifejtethetik véleményüket. Másik fontos momentum a „Rostock Modell” által kitűzött stratégiai elemek fejlesztésének, hogy folyamatosan legyen a gyerekek előtt, akár a táblán, akár a tanár által történő állandó ismétlések révén, hogy mi az adott ismeret tanulmányának célja, hogyan lehet ezen ismeretet megszerezni, illetve a folyamat végén tudatosítani, mi az, amit megtanult és azt milyen szinten, milyen hiányosságok vannak még a fogalmak értelmezésében.

A felmérésből az is kiderült, hogy a „Rostock Modell” során alkalmazott kísérleti tanítások sikeresek voltak a víztisztítás fogalmának tanításában az első osztályban, azt a gyerekek valamennyi esetben tudták alkalmazni a probléma megoldására. A 22 gyerekből azonban 7 olyan volt, aki a kétszeres transzfer szintjére jutott, azaz elvégezte a kísérletet és azt fel is használta a probléma megoldására.

A „Rostock Modell” egyik központi koncepciójának (cél, hogyan, mit) érvényesítésére alkalmazott metodikai eljárások az általános iskola 1. osztályában leginkább a „hogyan” stratégiai elem fejlődésében mutattak előrelépést. A Modell további alkalmazása 2., 3. és 4. osztályban feltehetően a többi stratégiai elem tudatosulásához is vezet, következőképp nagyobb gyakorisággal fog előfordulni a problémák megoldása során. Ugyanez mondható el a

tudásról alkotott tudás viszonylatában is, melynek erősítése minél több alkalmat kíván a tényleges verbális kommunikáció terén egy olyan iskolai környezetben, ahol a tanuló szabadon, szorongások nélkül, a tanulásban történő aktív részvétel útján fejtheti ki gondolatait.

### Irodalom

- BAR, V. (1989) Children's views about the water cycle. *Science Education*, 73 (4), pp. 481-500.
- BLYTHE, T. (1999) *The Teaching for Understanding Guide*. Jossey-Bass Publisher, San Francisco
- BROPHY, J. – ALLEMAN, J. (2003) Primary-grade students' knowledge and thinking about the supply of utilities (water, heat, and light) to modern homes. *Cognition and Instruction*, 21 (1), pp. 79-112.
- BRUNER, J. S. (1968) *Processes of cognitive growth: Infancy*. Clark University Press, Worcester, MA
- CAREY, S. (1985) *Conceptual change in childhood*. The MIT Press, Cambridge, MA
- CHARLES, C. M. (2000) *The Synergetic Classroom. Joyful Teaching and Gentle Discipline*. Longman, New York
- CLARKE, S. (2001) *Unlocking Formative Assessment. Practical strategies for enhancing pupils' learning in the primary classroom*. Hodder & Stoughton, London
- JOHNSON, P. (1998) Children's understanding of changes of state involving the gas state. Part 1: Boiling water and the particle theory. *International Journal of Science Education* 20 (5), pp. 567-583.
- JOHNSTONE, A. H. – MAHMOUD, N. A. (1980) Pupils' problems with water potential. *Journal of Biological Education*, 14 (4), pp. 325-328.
- KOLIOPOULUS, D. – PAPANDREU, M. – RAVANIS, K. – TANTAROS, S. (2004) Preschool children's ideas about floating: a qualitative approach. *Journal of Science Education*, 5 (1), pp. 21-24.
- OSBORNE, R. – CORGROVE, M. (1983) Children's conceptions of changes of state of water. *Journal of Research in Science Teaching*, 20 (9), pp. 825-838.
- RUSSELL, T. – HARLEN, W. – WATT, D. (1989) Children's ideas about evaporation. *International Journal of Science Education*, 11 (6), pp. 566-576.
- STAVRIDOU, H. – MARINOPOULOS, D. (2001) Water and air pollution: Primary students' conceptions about „Itineraries“ and interactions of substances. *Chemistry Education: Research and Practice in Education*, 2 (1), pp. 31-41.
- VIGOTSKIJ S. (1978) *Mind and Society*. Harvard University Press, Cambridge, MA

Dr. Soós Lenke<sup>1</sup>

## Környezeti-nevelési problémák megoldása a kompetenciák integrálásával

### Abstract

The global danger concerning environment has an impact on the whole society. Appreciation and toleration require a complex way of thinking and acting on behalf of people. The forming of this attitude is a long-term overlapping childhood and adulthood.

Teachers have to build up a new way of thinking, a new approach, which indicates independence, flexibility, disciplined action towards environmental protection and this way ensures the protection of intellectual and material goods and the health preservation of the man of today and their offspring.

Interactive methods are determining factors in forming a sense of environmental protection, a will for finding solutions.

Project work, drama, simulation, teamwork and student presentation all result in reaching a positive lifestyle both in mind and action, which intends to preserve the interactive balance system of mankind. (Demonstration: DVD)

A környezeti nevelés fontossága és jelentősége, mint napjaink egyik kiemelt feladata nem vitatható. Ennek okait mind a szakemberek, mind a pedagógusok, de a társadalom egésze is különböző nézőpontokból közelíti meg.

A történeti-ökológia pl. a természet és a társadalom évezredes együttélésének és kölcsönhatásának hosszú távú folyamatait vizsgálja. A különböző tudományok eredményeit rendszerezi és értelmezi, azzal a céllal, hogy rekonstruálja az ember és a természet évezredes kapcsolatának kölcsönhatásait.

Izgalmas, olykor rejtélyes kérdések fogalmazódnak meg, ha azt is vizsgáljuk, hogy a különböző korszakokban a különböző társadalmi rendszerek milyen természetkezelési gyakorlattal éltek, hogyan halmozták fel tapasztalataikat, miként biztosították környezetük önmegújító képességét.

A ma embere számára az is fontos információ lehet, hogy ezeket a tapasztalatokat a kultúrába kódolva (vagy más módon) hogyan adták át nemzedékről-nemzedékre? Hogyan befolyásolták a természeti adottságok a történelmet, és hogyan alakította az évszázadok folyamán az ember a környezetét?

**A környezeti nevelés célja éppen az lehet, hogy:**

- 1) **motiváljon** ezen tapasztalatok megismerésére,
- 2) **fejlessze** többek között **a történeti-ökológiai és a rendszer szemléletet**, vagyis koherens és korszerű ismeretrendszert közvetítsen a tanulók számára,
- 3) **tudatosítsa, hogy a természet érték,**
- 4) **alakítson ki érzelmi kötődést** a természet megismerése és megszerettetése során, mert ha valamihez érzelmileg is kötődünk, akkor képesek leszünk azt óvni, védeni,
- 5) **a környezettudatos gondolkodás váljon értékítéletünk részévé.**

A környezeti nevelés folyamatában a pedagógusnak kiemelt szerepet kell betöltenie az óvodától kezdve a különböző iskola-szinteken át egészen az egyetemig. Nem mindegy azonban, hogy mindezt hogyan teszi!

<sup>1</sup> Dr. Soós Lenke *Babes–Bolyai Tudományegyetem, Kolozsvár* E-mail: soos\_lenke@freemail.hu

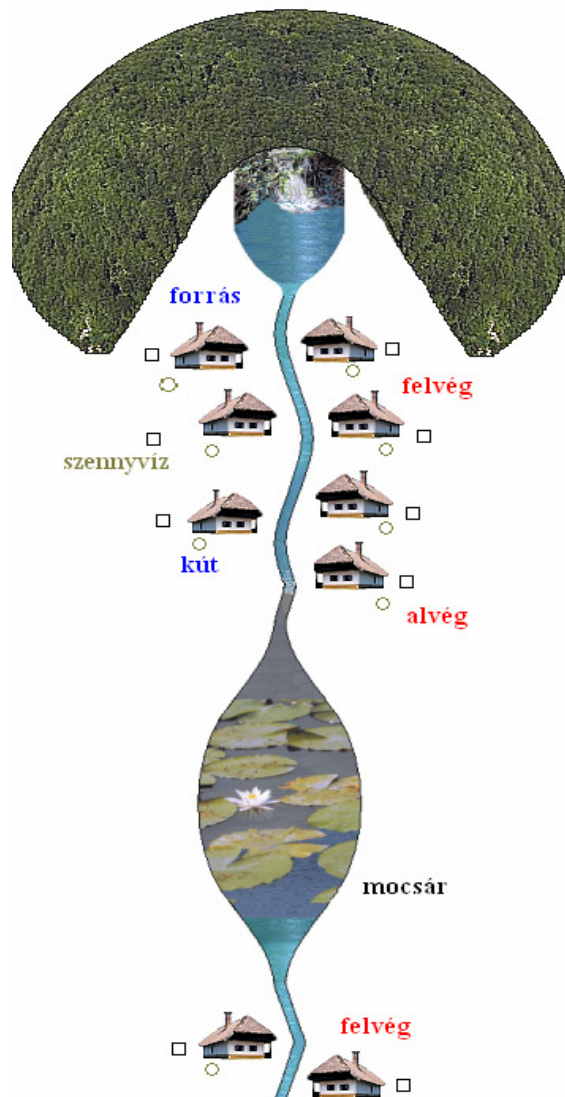


**Először is rendelkeznie kell:**

- 1) megalapozott szakmai kompetenciákkal,
- 2) áttekinthető interdiszciplináris ismeretekkel,
- 3) széleskörű módszertani kultúrával, hogy ezen ismereteit úgy tudja átadni tanítványainak, hogy ők azokat, majd a mindennapokban, kreatív módon alkalmazni tudják.

Előadásomban – válogatva a számtalan lehetőségből – az **ún. völgyi települések** kialakulásának és szerkezetének, azok egykoron működő néprajzi sajátosságainak, és mai környezeti problémáinak bemutatásával szemléltetem mit is jelent mindez a gyakorlatban.

A Kárpát-medencében igen gyakoriak a hegykoszorúk aljában futó patakok mentén települt falvak. Így van ez Erdélyben, Magyarországon, a Dunántúlon, vagy az ezektől egészen messzire eső egyéb területeken is.



1. ábra. Az ún. völgyi települések kialakulása, szerkezete

A hegyvidékre hulló gyakori csapadékvíz nagy része a talajba szivárog, ahol az átteresztő rétegeken keresztül halad, majd az át nem eresztő rétegnél felgyülemlik és forrás formájában a felszínre tör. Az így létrejött **forrás mindig tiszta vizű.**

**Ennek magyarázata:**

- 1) A csapadékvíz a talajjal érintkezve elveszti légköri tisztaságát, hiszen a talajban aktív élővilág van, melyek oldódó anyagai szennyezik a szivárgó vizet. (pl.: csigatetemtől, gilisztaürüléken át, rothadó levelekig minden van a talajban áramló esővízben).
- 2) A forráshoz mégis ivóvíz tisztaságban érkezik a víz, mert a talajban folyó mikroorganikus tevékenység során a szerves anyagok felvehetővé, szervesetlen növényi tápanyaggá alakulnak. Az erdő mintegy „kieszi” a vízből az oldott szerves anyag tartalmát.
- 3) Ha megváltozik a hegykoszorú növényvilágának ökológiai működése (pl. vegyszeresen korlátozzuk a bakteriális működést, vagy az erdőt kiirtva megakadályozzuk a tápanyagterhelés feldolgozását), az vízszennyeződéshez vezet. Ugyanígy tönkretetheti a víznyerőhely egészséges működését a szakszerűtlenül telepített mesterséges erdő, vagy olyan mezőgazdasági ültetvény, amely nem harmonizál a táj természetes talajműködésével. (Műtrágya, agrokémia).

### **Miként igazolható a forrásvíz tisztasága?**

- **Kémiai vizsgálattal:**

Ákár gyermekek számára is könnyedén hozzáférhető „minilabor”-t viszünk magunkkal a helyszínre, akár az iskola kémiai felszereléseit használva – kimutatjuk a víz kvalitatív és kvantitatív összetételét. Az oldott anyagok minősége, meg kell, hogy egyezzen a környezetvédelmi előírásokkal.

- **Cönológiai vizsgálattal:**

Fajlistát készítünk a forrás medrében élő növényekről, és állatokról. (Pl. Chrysosplenium, Veronica, Gammarus stb.) Az itt élő fajok jellegzetesen forrásvíziek.

- **Ökológiai vizsgálattal:**

Szakirodalomban kell utánanéznünk, hogy a cönológiai felvételben szereplő fajoknak milyen indikátor értékük van, miképpen jelzik saját vízminőség igényük meglétét.

- **Mikrobiológiai vizsgálattal:**

Ehhez bonyolultabb felszerelés, és teljesebb mikrobiológiai ismeretek szükségesek, de esetleg egy szakköri, vagy szakiskolai környezetben ezt is el tudjuk végezni. (A forrásvíz és a forrásmeder talaja) csaknem baktériummentes, hiszen nincs benne bontható szerves anyag).

A forrásból elindul a csörgedező patak. Ennek partjai közelében épülnek az ún. völgymenti falu házai. Legszerencsésebb helyzetben azok vannak, akik viszonylag a forrás közelében tudnak letelepedni. Felépítik a házukat, kutatásnak a ház mellett, amelyből a patak tiszta vizét használhatják. (lásd: fizika – közlekedő edények)

A kútból nyert vizet nemcsak maguk, de állataik is terhelik szennyvízzel, trágyalével. Ez a patakba távozik. Akik a patak mentén a folyás irányában távolabb laknak, kútjaikból már csak olyan vizet meríthetnek, amely a feljebb lakók miatt már nem egészen tiszta.

A falusiak ismerik ezt a jelenséget, így ez egyben a falusi hierarchiát is kifejezi. Ahol tiszta a víz, ott van a módosabbak, az előkelőbbek, a gazdagabbak lakóhelye. A falunak ez a része a **felvég, vagy felszeg**. Ahova azok kényszerülnek, akiknek már csak a másodkézből való víz jut, az a rész az **alvég vagy alszeg**. Így függ össze a nyilván nem tudatos – de erősen tapasztalati ismeretekből eredő – településszerkezet a néprajz tudományával.

Ha a patak medre mentén, a falu közepe táján ismét megfigyeléseket végzünk, akkor mindez igazolható, nevezetesen:

- A kémiai vizsgálat már kimutat valamennyi nitrát, nitrit, és foszfáatterhelést. Megnö az oldott szerves anyagok mennyisége is, némi fehérje és karbamid szennyeződést észlelhetünk.
- A patakmederben megváltozik a növényzet fajlistája. Fokozatosan eltűnnek a tiszta vizet jelző fajok. (lásd: Melléklet: A forrás mentén élő originális fajok)

### **Íme néhány gyakori és jellemző originális faj:**



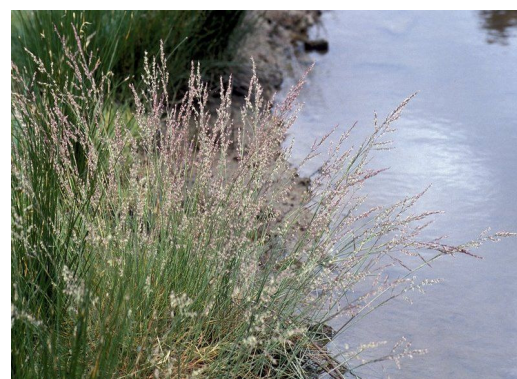
*Mentha aquatica (Vizi menta)*



*Erdélyben előfordul a Myricaria*



*Parnassia palustris (Fehér májvirág)*



*Catabrosa aquatica (Forrás perje)*



*Gammarus sp*



*Forrás originális növényzettel*

Megjelennek a szervesanyagbontó baktériumok és a magasabb nitrát-foszfát igényű kékmoszatok. Az originális fajok helyét egyre nagyobb mértékben veszik át a nitrofil növények, az **ún. ruderalis ökoszpeciesek**. (ld. melléklet: A szennyezettség mértékét indikáló ruderalis fajok)

**Néhány a ruderalis fajok közül:**



*Caltha palustris* (Mocsári gólyahír)



*Carex elata* (Zsombéksás)



*Iris pseudacorus* (Sárga nőszirm)



*Equisetum palustre* (Mocsári zsurló)

Ha még tovább haladunk a vízfolyás irányában, egyre fogyatkoznak a patakmederben élő originális-, és egyre gyarapodnak a ruderalis fajok. Itt van a falunak az előzőekben már említett része az alvég vagy alszeg. Ahol aztán már csak ruderaliákat találunk – ott a kémiai-, és az ökológiai vizsgálat is emberi fogyasztásra alkalmatlan vizet mutat. Jellemző, hogy itt vége is a falunak, az utolsó háztól lejjebb, már csak lakhatásra alkalmatlan terepet találunk.

Természetesen az utolsó alszegi házon túl is folyik még a patak. Itt kezdődik a – többnyire – községi nádasnak, mocsárnak, füzesnek nevezett terület. A patak szélesen elterül, vize bűzlő, bőfögő mocsárrá változik. Ha itt is elvégezzük a már ismert vizsgálatokat, tömény tápanyag-terhelést találunk. A lebomlott szerves anyagot azonban az itt élő növények asszimilálják, és így a víz ismét egyre tisztábbá válik, mindinkább olyanná lesz, mint a forrás vize volt. Tovább haladva, újra megjelennek az originális fajok, és itt lesz a következő falu ún. felvége.

**Vagyis a folyamat kezdődik előlről, hiszen addig tart egy falu, ameddig még iható a kutak vize.**

Az itt elmondott jelenségből számos következtetést levonhatunk. Olyan történeti, néprajzi, földrajzi (település-földrajzi, gazdaságföldrajzi) összefüggéseket lehet feltárni, amelyek így talán annak ellenére válhatnak világosabbá, hogy ezekre még nem gondoltak a különböző tudományok művelői.

**Nevezetesen:**

A nomád népek homogén – és főleg ideiglenes – településeken laktak (halmaztelepülés). A most bemutatott ún. völgyi-települések szerkezete, nagyon alkalmatlan volt a nomád pásztorok lakhelyéül. Annál tökéletesebben működött viszont, mint földművelő, zárt állattartással foglalkozó emberek állandó otthona.

A Kárpát-medencében már a hunok, és az avarok is így éltek.

- Honnan tudták, hogy ez a számukra megfelelő településszerkezet?
- Vajon rendelkeztek-e és mekkora tapasztalattal?

- Mennyire volt tudatos a letelepedés és a környezettel való kapcsolat?
- Ha ezeket a dolgokat évezredekken keresztül pontosan ismerték őseink – vajon mi mindent tudhattak még?

Hiszen csak ennek az egyetlen példának a megértése – többféle tudományban való jártasságot igényel. Márpedig egy társadalom élete, nemcsak a településszerkezet környezeti alkalmasságától függ, hanem feltételezi a történelem, a földrajz, a biológia, a kémia, a fizika és egyéb tudományokban való jártasságot is.

Ezek az interdiszciplináris ismeretek kiemelkedő helyet foglalnak el azon **kompetenciák** között, amellyel a pedagógus a környezeti nevelés korábbiakban felsorolt célkitűzéseit eredményesen megvalósíthatja.

A 21. század kihívásai a környezeti nevelésben is új szemléletet kívánnak. A fenntartható fejlődés elvére alapozva éppúgy fontos szerep jut ebben a természettisztelő paraszti kultúrának, mint a nevelés értelmi, érzelmi, erkölcsi és cselekvési egységének. A környezeti nevelés eredményességének kulcsa a pedagógus személyes példamutatása, környezet kultúrája, szakmai és módszertani felkészültsége, igényessége.

#### **A meglátott széptől, a megtapasztalt hasznosig.**

Minden gyermekben megvan a késztetés az alkotásra, amely a kíváncsiságra, a rácsodálkozásra és kérdezésre való hajlandóságból fakad.

Ahogy **Rudyard Kipling** írta:

„Hat becsületes szolgám van  
(mindent tőlük tanultam)

Nevük „**Mi(t)**” és „**Miért,**” és „**Mikor,**”

És „**Hogyan,**” és „**Hol?**” és „**Ki?**”

Vajon jelen témánk – a völgyi települések környezeti problémái iránt – hogyan tudjuk kíváncsivá tenni a gyermekeket?

Milyen módszerek, eszközök és tevékenységi formák közül választhatunk a környezeti nevelésben?

#### *1. táblázat. A környezeti nevelés*

<b>Fontosabb színterei</b>	<b>Módszerei, tevékenységi formái</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ erdei iskola</li> <li>▪ terepgyakorlat</li> <li>▪ környezetvédő táborok</li> <li>▪ szakkörök</li> <li>▪ vetélkedők, versenyek</li> <li>▪ tanulmányi séta és kirándulás</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ projekt</li> <li>▪ önálló kutató- és gyűjtő munka</li> <li>▪ csoportmunka</li> <li>▪ drámapedagógia</li> <li>▪ szituációs és szerepjátékok</li> <li>▪ kísérletek, vizsgálódások a terepen és a laboratóriumban</li> <li>▪ felmérések, mintavételezések</li> </ul>

Az alábbiakban egy **önállóan (pl. projekt-napok, projekt-hét) vagy erdei iskolai program** keretében megvalósítható **projekt** alkalmazását szeretném bemutatni az interdiszciplináris kapcsolatokon keresztül és a kompetenciák integrálásával, az ún. völgyi települések környezeti problémájának kapcsán.

#### **A projekt metodikai lépései**

- 1) **Feladatok (témák)** problémászerű helyzetek keresése, amelyek kapcsolatban vannak a résztvevők érdeklődésével: „**A felvételtől az alvégig...**”
- 2) **Tervezés:** problémamegoldás, a közös tevékenység céljára alapozódó folyamat kialakítása az egymásra épülő lépések egymásutánjának részletes megtervezésével.
- 3) **Kivitelezés, cselekvő együttműködés**

- A probléma jellegének **megfelelő taneszközök, munkatechnikák és a különböző tantárgyi ismeretek integrációja.**
- Az összefüggések felismerésére irányuló **gondolkodás fejlesztése** érdekében lehetőség szerint **„minden érzékszerv”** bekapcsolása a tevékenységbe.
- A folyamat során jelentkező különböző problémák az egész ill. a részcsoportok szintjén történő **reflektív megoldása, szükség esetén az eredeti terv rugalmas módosítása.**

#### 4) Felülvizsgálat

- Az elkészült alkotás és az elkészítés folyamatának csoportszintű értékelése.
- A végső eredmények nyilvánosság elé tárása (beszámolók, viták, bemutatók és/vagy kiállítások keretében).

#### 5) Továbbfejlesztés

- Szükség szerint új projektek kidolgozása **és/vagy** az eredmények felhasználása a különböző tantárgyak és műveltségterületek továbbfejlesztése érdekében.

### Irodalom

- DOBÓNÉ TARAI É. – TARJÁN A. (1999) Környezetvédelmi praktikum tanároknak. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- GÁNTI T. (1983) Eltűnő szigetek. Natura, Budapest
- LEHOCZKY J. (1999) Iskola a természetben, avagy a környezeti nevelés gyakorlata. Raake Klett Kiadó, Budapest
- LÜKŐ I. (2003) Környezetpedagógia, Bevezetés a környezeti nevelés pedagógiai és társadalmi kérdéseibe. NTK, Budapest
- SCHRÓTH Á. (2004) Környezeti nevelés a középiskolákban. Trefort Kiadó, Budapest

*Katona Ildikó<sup>1</sup> – Leskó Gabriella<sup>2</sup> – Kosáros Andrea<sup>3</sup> – Dr. Kárász Imre<sup>4</sup>*

## **A média szerepe a környezeti nevelésben egri diákok körében végzett felmérés alapján**

### **Abstract**

Solving the environment protection and nature conservation problems, forming and exercising the environmentally conscious thinking have become determining task of the latter decades, both in the political, the economic and the social spheres equally.

Beyond the connecting role between these spheres, the media has to undertake an ever increasing role in solving the above-mentioned problems, thus in reaching the sustainability.

The members of the society obtain his largest part for his information through the mass media. Moreover, we may talk about the monopolistic position of the media, through which they are tasks and interests can be effectively realised and reached, or better say could be done, if the problem concerned were adequately exposed.

We performed the survey among pupils at the age of 14-17, searching for the answer to the question 'what connection they have with the different media elements, such as radio, television, newspapers, magazines and internet. We put an emphasis on the television watching habits. We were struggling to reveal, whether and what extent they are reached by the environment and nature related thematic channels and programmes of the television.

We gained information how often they used the internet, which can be considered as the developing element of our information society.

The results of our questionnaire survey exemplify it the two age groups, 8. class and 11. class media's of use customs and one between their answers paid attention to single questions differences. The results show it, that according to the pupils' opinion the media how an environmental educator's effect prevails.

### **1. Bevezetés**

Hosszú távra a jövőbe tekintve komoly aggodalomra van okunk bolygónk sorsát illetően, amennyiben nem vagyunk hajlandók változtatni emberközpontú beállítódásunkon.

A jelenben zajló folyamatok pozitív irányú megváltoztatását csakis egy alapjaiban megrengetett szemléletváltástól várhatjuk (SZABÓ J. 2002).

A jövő nemzedéknek, de a jelen emberének is ismernie, értenie kell a fenntartható fejlődés gondolatának fontosságát és e szerint kell cselekednie a mindennapokban.

De hogyan és milyen módon ismertethető meg a fenntartható fejlődés gondolata az emberiséggel? Milyen lehetőség van, a fenntartható fejlődés gondolatával összekapcsolható környezeti nevelésre, a környezettudatos szemlélet kialakítására?

A környezeti nevelés történhet formális és non-formális módon szervezett keretek között, illetve informálisan. Informális nevelés érvényesül például a családban, a kortárs csoportban való élet során, a különböző intézményekben való tevékenység során és a média eszközök által is.

<sup>1</sup> **Katona Ildikó** *Eszterházy Károly Főiskola, Környezettudományi Tanszék, Eger* E-mail: katona.i@freemail.hu

<sup>2</sup> **Leskó Gabriella** *Eszterházy Károly Főiskola, Környezettudományi Tanszék, Eger* E-mail: parus@freemail.hu

<sup>3</sup> **Kosáros Andrea** *Eszterházy Károly Főiskola, Környezettudományi Tanszék, Eger*

<sup>4</sup> **Dr. Kárász Imre** *Eszterházy Károly Főiskola, Környezettudományi Tanszék, Eger* E-mail: karasz@ektf.hu

## 2. A média szerepe az ember életében

Társadalmunk egyre növekvő mértékben medializált, azaz értesüléseink mind nagyobb részét a tömegmédiákon keresztül szerezzük be. A médiakommunikáció ezért hatékony eszköz lehet bármilyen érdek érvényesítésére. Eközben a nagyközönség kiszolgáltatottá válik, az újságírók és a médiumok döntéshozóinak felelőssége pedig nő (CESELŐSZKI T. 2000).

Napjainkban a médiumok, mindenekelőtt a televízió elterjedtsége jelentős mértékben átalakítja a szocializációs folyamatot. A mára már hagyományosnak tekinthető médiumok (film, újság, televízió, videó stb.) mellett a gyorsan elterjedő új technológiák is egyre jelentősebb szerepet játszanak a gyermekek és a fiatalok mindennapjaiban.

A média hatására vonatkozó magyarázatok áttekintése előtt meg kell adnunk a tömegkommunikáció definícióját.

A **tömegkommunikáció** azon kommunikációs csatornák összefoglaló neve, melynek célja a lehető legtöbb ember egyidejű elérése (rendszerint annyi emberé, amekkora az adott ország teljes lakossága) (ANKERL G. 1991).

## 3. A környezet- és természetvédelem kapcsolata a médiával

A modern média egyik felelőssége a környezeti, természeti problémák megjelenítésekor abban rejlik, hogy hogyan tálalja a problémákat: elismeri-e a közelgő ökológiai krízist, vagy elhitéti a technológia mindenhatóságát (CESELŐSZKI T. 2000).

Meg kell állapítanunk, ha a közvetlen környezetünket vizsgáljuk, hogy nagyon kevés hely és idő áll rendelkezésre a különböző médiumokban a környezeti hírek, témák számára. Ennek oka, hogy úgy gondolják a média képviselői, hogy a környezeti hírek igen ritkán hordoznak hírértéket, kivéve, ha balesetről van szó, vagy egyértelműek az ügy politikai vonatkozásai.

Az újságírók szerint az átlagos állampolgárnak fogalma sincs arról, hogy környezeti szempontból mi jelent valódi veszélyt. Ezzel kapcsolatban is felmerül a média felelőssége, hiszen az embereknek alig van más információforrásuk, és a helyzetben az legkevésbé fog segíteni, ha a környezetvédelmi műsorok eltűnnek a médiából.

## 4. A kutatás módszertana

### A kutatás célja

Az egyes média elemeket fontos szereplőknek tekintjük a környezeti nevelés, a fenntarthatóság pedagógiájának kiteljesítésében.

Kérdőíves felmérést készítettünk, hogy képet kapjunk a serdülőkorban lévő egri diákok média használati szokásairól. Két korosztályt vizsgáltunk, 8. osztályosokat (13-14 évesek) és 11. évfolyamosokat (16-17 évesek).

Nagyobb hangsúlyt helyeztünk a televíziózással való kapcsolatukra. Érdeklődtünk kedvenc csatornáik, műsoraik felől.

Kíváncsiak voltunk arra, hogy érdeklődnek-e környezeti problémák iránt, hogyan vélekednek a televízió környezetvédelemben betöltött szerepéről, mennyire érdeklődnek lakóhelyük, régiójuk hírei, problémái iránt. Vizsgáltuk környezeti témájú magazin újságokkal való kapcsolatukat is.

Az egyes kérdésekre adott válaszok között összefüggéseket kerestünk.



## 5. A kutatás mintaanyaga

2007 decemberében 234 diák részvételével végeztük a felmérést, akik a serdülőkor elején és a végén álló, egri iskolákba járó diákok. A vizsgálat 3 iskolában összesen 8 osztályban történt.

Összesen 116, a serdülőkor elején és 118, az ifjúkor előtt álló tanuló töltötte ki a kérdőívet.

A serdülőkor, a gyermekkor és az ifjúkor között álló átmeneti fejlődési szakasz. Két korszakra is feloszthatjuk, a korai serdülőkorra, azaz a pubertáskorra és a serdülőkor végére, amely a következő fejlődési szakaszhoz, az ifjúkorhoz áll közelebb. A két szakasz pszichológiai szempontból is különbözőképpen jellemezhető.

## 6. A kutatás menete

Összesen 20 kérdés került a kérdőívre. Egy kivételével mindegyik zárt kérdésnek tekinthető.

A kérdőíveket eljuttattuk a véletlenszerűen kiválasztott iskolákba. Ott a kitöltést vezető tanár kollégával ismertettük kutatásunk célját és a kitöltéshez szükséges információkat. A kérdőív kitöltését segítő instrukciókat összegyűjtöttük, rögzítettük, ezek a kitöltés előtt minden esetben ismertetésre kerültek. A kitöltött kérdőíveket ezután értékeltük.

## 7. A kutatás értékelése, eredmények

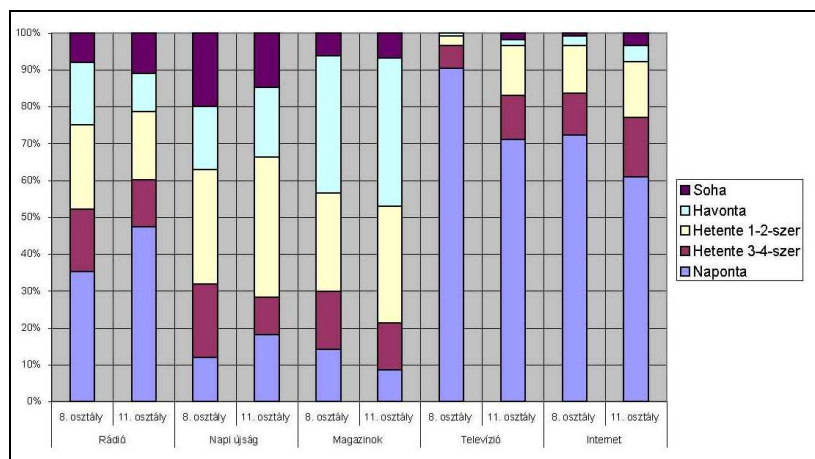
Összesen 234 tanuló bevonásával készült a felmérés. A kérdőívet kitöltő diákok többsége értékelhető választ adott. A kérdésekre adott értékelhetetlen válaszokat, esetleg kérdőíveket az értékelésnél figyelmen kívül hagytuk.

### • *Tévékészülékek száma a háztartásban*

Minden tanuló otthonában található legalább egy televízió készülék. A megkérdezett 234 diák közül mindösszesen 24 tanuló válaszolta, hogy 1 készülék van a háztartásban, azaz a legtöbbször 2-5 készülék van.

### • *Médiumok népszerűsége*

Vizsgálati alanyainkat megkérdeztük arról, hogy az alábbi média elemeket milyen gyakran hallgatják, olvassák, illetve nézik. A két korosztály körében kapott eredményeket az 1. ábra szemlélteti.



1. ábra. Médiumok népszerűsége egri diákok körében

A megkérdezett diákok körében a legnépszerűbb média típus a televízió. Az általános iskolások 91%-a naponta tölt valamennyi időt a televízió készülékek előtt, ugyanez az érték a 11. osztályosok körében 71%. Utóbbi eredményt befolyásolja az, hogy a középiskolás diákok körében nagyobb a kollégisták aránya, akik a kollégiumi rendhez igazodva, csak meghatározott idő intervallumban nézhetnek TV-t.

Meglepő eredmény számunkra, hogy az internet csak kicsi eredmény különbséggel került a televízió mögé. A pubertáskorban lévők 72%-a, a serdülőkor végén lévő társaik 61%-a mindennap használja az internetet.

A napi sajtóra vonatkozó kérdés válaszai szerint a 11. osztályosoknak a 18%-a, a 8. osztályosok 12%-a olvas naponta valamilyen napi újságot.

• ***Kedvenc csatornák***

Igen széles az ismert és nézett tévécsatornák köre. A legnépszerűbb televízió csatorna az RTL Klub, mögötte alig lemaradva a TV 2 áll. A két legnépszerűbb kereskedelmi csatornát mindkét táborban a Viva zene csatorna követi. Ezután következnek a főleg természetfilmeket, környezeti témájú műsorokat sugárzó csatornák, mint a Discovery Channel, a National Geographic, és néhány más csatorna (Eurosport, HBO, MTV 1).

• ***Műsortípusok nézettségi mutatói***

A diákoknak egy ötfokozatú skálán kellett elhelyeznie a különböző műsorféleségeket, jelölve ezzel azt, hogy mennyire szeretik, milyen gyakran választják az adott műsortípust. Súlyozott átlag számítással nézettségi indexeket képeztünk az egyes műsortípusokhoz és így felállíthattuk a két korosztálynál az 1. és 2. táblázatban rögzített rangsort.

A természetfilmek nem népszerűek egyik csoportban sem, a hetedik illetve a negyedik helyet szerezték meg.

1. táblázat. Műsortípusok kedveltségi rangsora a 8. osztályosok körében

	Műsortípus	Nézettségi index
1.	Zenei műsorok	3,956
2.	Filmsorozatok	3,840
3.	Játékfilmek	3,641
4.	Sportműsorok	3,60
5.	Krimik	3,50
6.	Show-műsorok	3,482
7.	Természetfilmek	3,438
8.	Dokumentumfilmek	3,350
9.	Rajzfilmek	3,339
10.	Hírműsorok	3,324
11.	Vetélkedők	3,304
12.	Magazinműsorok	2,543
13.	Talk-showk	2,482
14.	Reklámok	1,513

2. táblázat. Műsortípusok kedveltségi rangsora a 11. osztályosok körében

	Műsortípus	Nézettségi index
1.	Zenei műsorok	3,704
2.	Rajzfilmek	3,678
3.	Filmsorozatok	3,414
4.	Természetfilmek	3,397
5.	Dokumentumfilmek	3,310
6.	Játékfilmek	3,122
7.	Hírműsorok	3,102
8.	Show-műsorok	2,983
9.	Krimik	2,940
10.	Sportműsorok	2,932
11.	Vetélkedők	2,708
12.	Talk-showk	2,436
13.	Magazinműsorok	2,388
14.	Reklámok	1,643

• ***Internet használati szokások***

Az internet térhódítását igazolja az az eredmény is, amely szerint a megkérdezett tanulók 90 százalékának otthonában van internet.

Vizsgáltuk, hogy naponta mennyi ideig használják a megkérdezett diákok az internetet. Összehasonlítottuk a kapott eredményeket a TV előtt töltött idővel (3. táblázat).

3. táblázat. Elektronikus média elemek előtt töltött idő naponta

	Média eszközök előtt töltött idő, átlagban naponta (perc)		Összesen, naponta (perc)
	Tévézés	Internetezés	
8. osztály	138	108	246
11. osztály	141	96	237

• **Környezeti témájú magazinok ismertsége**

Nyolc ún. „zöld” magazin ismertségét mutató eredmények az 5. és 6. táblázatban olvashatóak.

4. táblázat. Zöld magazinok ismertsége az általános iskolások körében

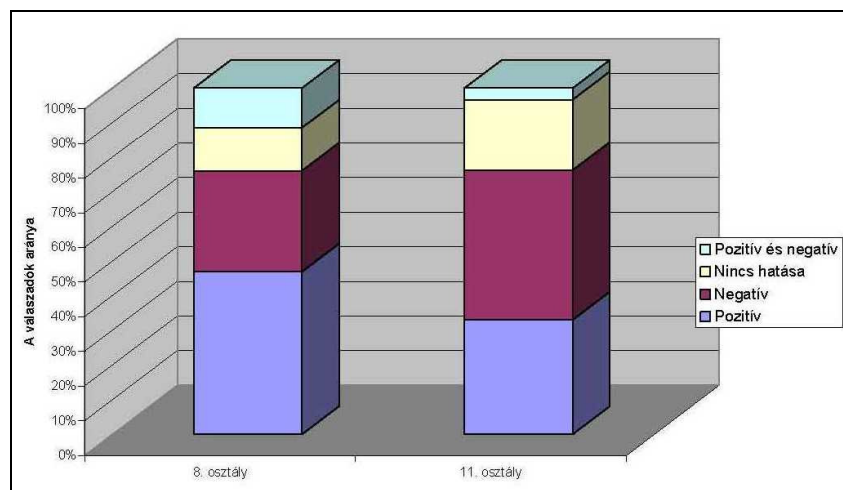
	Élet és Tudomány	Ma & Holnap	National Geographic	Süni	Természet-búvár	Természet Világa	Vadon	Zöld Újság
Nem ismerem	21	56	2	62	27	47	50	89
Hallottam róla	86	56	44	47	61	53	48	22
Alkalmanként olvasom	7	3	49	3	24	12	15	2
Rendszeresen olvasom	-	-	7	-	3	2	2	2

5. táblázat. Zöld magazinok ismertsége a középiskolások körében

	Élet és Tudomány	Ma & Holnap	National Geographic	Süni	Természet-búvár	Természet Világa	Vadon	Zöld Újság
Nem ismerem	32	89	3	76	17	59	68	95
Hallottam róla	78	27	61	35	79	49	38	18
Alkalmanként olvasom	7	2	46	4	20	8	10	3
Rendszeresen olvasom	1	-	7	1	2	-	2	1

• **A média környezeti tudatformálásban betöltött szerepe serdülőkorú diákok véleménye alapján**

A pubertáskorban lévő diákok és az ifjúkor előtt állók a média környezeti tudatformálásban betöltött szerepét a következőképpen látják. Az általános iskolások véleménye alapján a média elemeknek inkább pozitív hatása van az ember környezettudatos viselkedésének alakítására (2. ábra).



2. ábra. A média hatása a környezettudatos gondolkodásra, viselkedésre

A 2. ábra oszlopai mutatják, hogy a 8. osztályosok közel fele, 47 százaléka látja pozitívnak a média szerepét ebben a kérdésben. Negatív hatást tulajdonít 29%-uk, pozitív és negatív hatásúnak véli 12%-uk, ugyancsak 12%-uk válaszolta azt, hogy nincs szerepe a médiának a környezettudatos viselkedés formálásában. Ezzel az eredménnyel szemben a 11. osztályba járóknak már csak a 33%-a gondolja úgy, hogy a média pozitív hatású, míg 43%-uk szerint negatív hatású. A 8. osztályosokhoz képest a serdülőkor végén járók nagyobb százaléka, 20%-a tartja semlegesnek a médiát ebben a kérdésben.

## 8. Összegzés

A média napjainkban egyre jelentősebb szerepet tölt be, meghatározza az egész társadalom, és az egyének életét. Érvényesülnie kellene ennek a szerepének a környezetvédelem fejlődésében, a civil társadalom környezettudatos magatartásának alakításában, azaz abban, hogy egyre többen vállaljanak felelősséget a környezeti, a társadalmi és a természeti környezetért.

A média környezeti nevelő szerepének meghatározásához kérdőíves felmérést végeztünk. Vizsgálatunk a serdülőkorban lévő egeri diákok „média fogyasztási” szokásait tanulmányozta. Vizsgálatunkba két korcsoportot vontunk be, a pubertáskorban lévő és a serdülőkor végén álló diákok képezték vizsgálati alanyainkat.

Felmérésünkben nagyobb hangsúlyt helyeztünk a diákok televízióval való kapcsolatának vizsgálatára, emellett internet használati szokásaikat kutattuk és környezeti témájú magazinok ismertségét.

Kíváncsiak voltunk arra, hogy hogyan látják a diákok a média környezeti tudatformáló szerepét, hatását.

Az eredményekből kitűnik – más hasonló jellegű kutatással összecsengve (BARTA E. – SZÍJÁRTÓ I. 2000, KÓSA É. 2004) – az elektronikus médiaelemek, a televízió és az internet elsőbbsége, népszerűsége.

Kedvező eredmény, hogy gyakran követik nyomon az ismeretterjesztő, tudományos csatornák műsorát is, bár a természetfilmek a műsortípusok kedveltségi rangsorában, inkább a középmezőnyben helyezkednek el.

A nyomtatott média elemekre vonatkozó kérdésünkben a „zöld” újságok ismertségét vizsgáltuk. A válaszok alapján megállapíthatjuk, hogy a serdülők körében nem ismertek ezen ismeretterjesztő, tudományos magazinok. Ez az eredmény elgondolkodtatott bennünket arról,

hogyan lehetne ezt az eredményt megfordítani, a magazinokat ismertebbé tenni körükben. Véleményünk szerint a nyomtatott média által közvetített információk, készség és képesség fejlesztő elemek ugyanis nem helyettesíthetők egyértelműen az elektronikus médiával.

Összességében megállapítható, hogy a médiumok meghatározó szerepet töltenek be a serdülők életében is. Naponta közel 4 órát töltenek az elektronikus médiumok előtt, ez alatt a közvetített információk hatnak rájuk.

A média elemek, a közvetített műsorokon, információkon keresztül a fenntarthatóság elérésében hatékonyabb szereplők is lehetnének, amennyiben tudatosabban vállalnának szerepet ebben.

### Irodalom

- ANKERL G. (1991) Kommunikáció és építészet. Műszaki kiadó, Budapest
- BARTA E. – SZÍJÁRTÓ I. (2000) Iskoláskorú fiatalok médiabefogadási szokásai. Új Pedagógiai Szemle, 2000/szeptember
- CSELÓSZKI T. (2000) Média és környezetvédelem. Nemzetközi kitekintés és a magyar civil tapasztalatok. Ökotáj 25-26. Budapest, pp. 59-65.
- KÓSA É. (2004) A média szerepe a gyerekek fejlődésében. Minden Tudás Egyeteme előadás 2004. november 8.
- SZABÓ J. (2002) A környezetvédelem társadalmi összefüggései. A vízi-környezetvédelem megjelenése a helyi médiában, Doktori értekezés, mscp, Debreceni Egyetem, p. 124.

*Katona Nóra-Emília*<sup>1</sup>

## **Környezeti nevelés a rendszerváltás utáni Romániában**

### **Abstract**

Environmental education refers to those continuous and organized activities to teach about how natural environments function and, besides, how human beings can manage their behaviour in order to achieve the well-known sustainable development.

In my research through questionnaire method I attempt to prove that Environmental Geography should be taught again as a separate subject in the Romanian public education. Due to the inexistence of a separate matter, it is hard for the teachers to define which subjects are destined to deal with the tasks of environmental education and therefore there is an amount of uncertainty and dysfunctions related to this topic. Based on my survey a high percentage of teachers declare that Geography and Biology are the subjects which should treat the problems of environmental education.

### **1. A környezeti nevelésről**

Az ember és természet közötti harmónia helyreállítása és hosszú távú fenntartása állandó és megfelelően tervezett tevékenységet igényel, melynek egyik leghatékonyabb, s viszonylag legkisebb beruházást igénylő formája a környezeti nevelés-oktatás (AGÁRDY S. 1995).

A német földrajzdidaktikai iskola az 1990-es években több modellt is kidolgozott, amelyben a környezeti nevelést, mint egy ötsíkú folyamatot jelenítik meg, a motivációtól a cselekvésig. Ezek a síkok a következők: érzelmi sík, szaksík (információgyűjtés), tudatosítási sík, értékelési sík, cselekvési sík (KLAUTKE, S. – KÖHLER, K. 1991). Az utóbbi szerzők a síkokat láncszemekként összekapcsolódva képzelik el, míg más szerző (STAECK, L. 1995) az öt szakaszt párhuzamos síkokként modellezi. Noha a párhuzamosság fogalmát használja, úgy véli, hogy az említett síkok között mindenképpen jelen kell lenniük folyamatos visszacsatolásoknak.

A jelenlegi román földrajzdidaktika (ILINCA, N. 2007) nem foglalkozik külön a környezeti neveléssel, ennek az óratervebe való beágyazását így a tanárok belátására bízta. A romániai tanárok a környezettudatosság megalapozására vonatkozóan élénkebb érdeklődést mutatnak, amelyet a különböző szakfolyóiratokban való publikációk mutatnak. Ezek a munkák leginkább gyakorlati jellegűek, lecketerv ajánlatokat, gyakorlati alkalmazásokat népszerűsítenek (ARGHIUŞ, C. – ARGHIUŞ, V. 2004).

### **2. Célkitűzések**

Elsődleges célkitűzésem, hogy megvizsgáljam, hol és hogyan valósul meg napjaink romániai közoktatásában a diákok környezettudatosságra való nevelése. Empirikus megfigyeléseim arra engednek következtetni, hogy a környezeti nevelés eléggé instabil, nem körülhatárolható fogalomként jelenik meg a tantervekben, tankönyvekben (korábban a környezetföldrajz külön tantárgyként szerepelt), s talán ennek következményeképpen a

<sup>1</sup> **Katona Nóra Emília** Babeş-Bolyai Tudományegyetem, Földrajz Kar, Kolozsvár, E-mail: noremil@gmail.com

pedagógusok sem tudják, hogyan viszonyuljanak ehhez a kérdéskörhöz, azaz hogyan építsék ezt be a tanórai, illetve az órákon kívüli tevékenységek keretei közé. Úgy vélem, hogy a tanároknak nincs kiforrott képük arról, hogy kinek/kiknek a feladata, hogy a diákokat környezettudatosságra nevelje. Kutatásomban ezen diszfunkciókra szeretnék rávilágítani, továbbá megpróbálok választ adni arra, hogy ezek meglétének mi lehet az oka.

Munkám során a következő hipotéziseket fogalmaztam meg:

- H1: Nem foglalkoznak a környezeti neveléssel külön tantárgyként
- H2: Nehezen meghatározható, hogy mely tantárgyak esetében foglalkoznak környezeti kérdésekkel
- H3: A tanárok nem kellőképpen felkészültek, informáltak ebben a témakörben

### 3. Használt módszerek

Kutatási módszerként a kérdőíves felmérést használtuk.

2007. október 27-én a kolozsvári Babeş-Bolyai Tudományegyetem földrajz karának épületében került megrendezésre a „Tendenciák napjaink földrajz oktatásában és tanulásában” című nemzetközi szakkonferencia. A konferencia minden résztvevőjének a programtervezettel együtt mellékeljük egy általunk készített román nyelvű kérdőívet is. A konferencián 61 személy vett részt, ebből 18-an válaszoltak a kérdőívben feltett kérdésekre kisebb-nagyobb részletességgel.

A beérkezett kitöltött kérdőívek esetében a válaszokat lehetőség szerint az SPSS program segítségével dolgoztuk fel.

### 4. Eredmények

A konferencia résztvevőinek majdnem harmada töltötte ki a kérdőívet (29,5%). A megkérdezettek kétharmada nő volt, egyharmada férfi. A megkérdezettek átlagéletkora 44 év, a legfiatalabb válaszadó 25 éves, a legidősebb pedig 60 éves volt. A megkérdezettek 78%-a tanít, 61%-uk földrajzot. A tanárként dolgozók 83%-a románul tanít.

Elsőként arra voltunk kíváncsiak, hogy véleményük szerint milyen korban kell megalapozni a környezettudatosságot. Mivel nyílt kérdéssel operacionalizáltunk, így a válaszok között megjelentek konkrét értékek, intervallumok, gyakran hivatkoztak a különböző tanintézmények korintervallumaira. A kapott válaszok kielemezésekor mi is ez utóbbi alapján határoztuk el a következő kategóriákat: óvodáskor előtt, óvodáskorban, elemi iskolában. A kategóriák megjelenésének gyakoriságát vizsgálva elmondható, hogy a válaszadók majdnem kétharmada szerint a környezettudatosság megalapozását már óvodáskorban el kell kezdeni, 27%-uk szerint akár már ez előtt is. Volt olyan, aki úgy gondolta, hogy a környezettudatosság megalapozására már akkor sor kerülhet, amikor a gyermek megtanult járni. Elenyésző azok száma, akik szerint az elemi iskolában.

Egy kérdésünk arra vonatkozott, hogy az intézményesített oktatás keretén belül melyek azok a tantárgyak, amelyeknek foglalkozniuk kellene a környezeti neveléssel. Itt sem adtunk meg válaszlehetőségeket, így a tantárgyak széles skálája megjelent a beérkezett válaszok alapján. A válaszadók fejenként átlagosan 3-4 tantárgyat említettek, ezek közül leggyakrabban a földrajzot (89%) és a biológiát (83%). Elég sokan sorolták ide még a kémiát (33%), a fizikát (27%), és a polgári műveltséget (22%). Hivatkoztak még tantárgyként az osztályfőnöki órára (2 személy), valamint a tantervi keretekben nem megjelenő ökológiára (22%) és geológiára (6%). Gyakran szerepel még válaszok között a tudományok megnevezés (22%), amely az

elemi iskolában oktatott tantárgy. A válaszadók 11%-a szerint a különböző anyanyelv, idegen nyelv és irodalom órákon is kell foglalkozni a környezeti neveléssel.

Szerettünk volna választ kapni arra a kérdésre, hogy (mivel az alapsokaságunk nagy része földrajztanárként dolgozik) a földrajz tantárgy keretein belül milyen formában valósul meg a környezeti nevelés. Ezt a kérdést zárt kérdés formájában operacionalizáltuk, lehetőséget adva egyéb válaszlehetőségek beépítésére is. Az általunk megadott válaszlehetőségek a következők voltak: tanórákon, iskolai versenyeken, kirándulásokon és terepgyakorlatokon, iskolai projektek formájában. A leggyakrabban megjelenő opció a kirándulás és terepgyakorlat volt (83%), ezt követik azonos százalékos aránnyal (77%) a versenyek és a projektek, majd pedig kétharmados részesedéssel a tanórák. Más opciót a válaszadók egyötöde próbált megfogalmazni, ezek között megjelentek a műhelyek, a rajzok, a referátumok és más, iskolán kívüli tevékenységek.

Egyik kérdésünkkel arra kerestük a választ, hogy a tanárok honnan szerzik be információikat a környezeti kérdéseket illetően. Válaszlehetőségeket nem adtunk meg, hogy nehogy az befolyásolja a válaszaikat. Átlagosan 2-3 forrást említenek meg fejenként, ezek közül leggyakrabban a könyveket (72%), az internetet (44%), az újságokat (28%), a televíziót (22%), és a videókat, CD-ket (16%). Még megjelennek a következők: európai projektek, intézmények, mass-média, kutatások, kartográfiai dokumentumok, plíansok, rádió, minisztériumok különböző felhívásai, viták, saját szakmai fejlődés.

## 5. Megbeszélés

A kérdésekre adott válaszok széles spektrumából egyfajta bizonytalanságot lehet kiolvasni a környezettudatosság problémakörét illetően.

Egyfelől a tanároknak nincs egységes, kiforrott képe arról, hogy a környezeti nevelést milyen korban kell/kellene elkezdni. Sokan gondolták úgy, hogy már otthon, a szülőknek foglalkozni kell ezzel, még a gyermekek óvodáskora előtt. Volt olyan, aki úgy válaszolt, hogy lehetőleg minél korábban, amikor a gyermek megtanul járni. A járás elsajátításának képessége véleményem szerint nem hozható összefüggésbe a környezeti neveléssel, amely kognitív képességeket feltételez. Néhány válaszadó intervallum helyett konkrét értéket írt be válaszként. Ez azt feltételezi, hogy nem veszi figyelembe a gyermekek eltérő fejlődési sebességét (a készségeket tekintve, főleg kisgyermekek esetében, korintervallumokban szokták meghatározni ezek kialakulásának idejét).

Másrészt a válaszok alapján meg lehet fogalmazni azt is, hogy a tanároknak nincs letisztult képe arról, hogy az iskolai tantárgyak oktatói közül kinek a felelőssége, hogy a környezeti kérdésekkel foglalkozzon. Ez adódhat a környezeti nevelés interdiszciplináris jellegéből is. Ennek ellenére elmondható, hogy többségük főleg a földrajz és a biológia tantárgyak keretén belül képzelel el a környezeti nevelés helyét. Érdekes, hogy elég nagy százalékos aránnyal megjelenik a tantárgyak között a fizika és a kémia is. Egy érdekes kutatás lehetne, ha rávilágítanánk arra, hogy ezt milyen formában képzelel el, illetve hogy milyen témákat, tevékenységeket javasolnának ezen tantárgyak keretein belül. Ugyanígy meg lehetne vizsgálni a nyelv és irodalom órák szerepét a környezettudatos viselkedés kialakításában. Abból, hogy a válaszadók körülbelül egyötöde az ökológiát iskolai tantárgyként említi, valószínűséggel kiolvasható egy látens igény, hogy a környezeti kérdésekkel külön tantárgyként kellene foglalkozni. Utólagos hozzáfűzésként, ugyancsak ezt látszanak igazolni egy másik, az eredményekben külön fel nem vázolt kérdésünkre adott feleletek. Arra a kérdésre, hogy szerintük kellene-e a környezeti neveléssel külön diszciplínaként foglalkozni, a feleletek 83%-a igenlő. Noha az osztályfőnöki óra nem minősül tantárgynak, igen hasznos információ, hogy egyesek úgy gondolják, hogy az adminisztratív jellegű problémák mellett ezeken az



órákon javasolt lenne aktuális környezeti kérdésekkel is foglalkozni. Ugyancsak releváns információ, hogy a megkérdezettek több mint 20%-a úgy gondolja, hogy a környezettudatosság a polgári műveltség szerves része.

A környezeti nevelés formai megjelenését tekintve legtöbbször órákon kívüli tevékenységeket említenek (kirándulások, terepgyakorlatok, majd a versenyek és projektek), csak ezután következik a tanórákon megvalósuló környezeti nevelés. Egy másik kérdést vet fel, hogy ezt a gyakorlatban a tanárok mennyire követik, milyen gyakorisággal szerveznek iskolán kívüli tevékenységeket, illetve ezeket hogyan propagálják, illetve jutalmazzák (motivációs sík). Meglepő módon senki sem említi a különböző világnapokról (Föld Világnapja – április 22-e, Víz Világnapja – március 22-e, Környezet Világnapja – június 5-e) való megemlékezést, illetve az ezeken a napokon szervezett akciókban való részvétel propagálását, esetleg saját kezdeményezésű aktivitások megszervezését.

Az információk begyűjtésére vonatkozóan is (mivel nyílt kérdésként jelent meg) számos forrást említenek a megkérdezettek. Voltak olyanok, akik válaszukban kihangsúlyozták, hogy leginkább az akkreditált forrásokból tájékozódnak (az írott szó fetiszizálását elvetve). Legtöbbször a könyveket, szakkönyveket említi elsődleges forrásokként. Növekvő tendenciát mutat az internetes információs források használata. Megvizsgáltam, hogy az internetes források alkalmazása milyen összefüggésben áll a válaszadók korával. Arra a következtetésre jutottam, hogy az internethasználat még mindig a fiatalabb generációra jellemző, azonban egyre elterjedtebb a középkorú tanárok esetében is. Az idősebb generáció (50 év felett) – egy kivétellel – nem említi információforrásként az internetet. Nagy gyakorisággal szerepelnek még a felhasznált források között az újságok és más kiadványok, azonban kevés kivétellel ezeket nem nevezik meg a válaszadók. Érdekes módon van, aki információforrásként a mass-médiát említi. Hasznos lenne tisztázni, hogy a mass-média fogalom alatt az illető valóban az összes tömegkommunikációs csatornára utal-e.

## 6. Összefoglaló

Mivel az adatok leginkább kvalitatív jellegűek, ezért következtetésként is minőségi aspektusokra kell utalnunk.

Az első hipotézisem, amely szerint a diszfunkciók kiváltó oka az, hogy a környezeti neveléssel nem foglalkoznak külön diszciplínaként, jelen kérdőíves felméréssel igazolódni látszik.

A következő megfogalmazott hipotézist (H2), mely szerint nehezen meghatározható, hogy mely tantárgyak esetében foglalkoznak a környezettudatosság kialakításával, formálásával, kutatásunk – részben bár, de – szintén igazolja. Erre utal a nyílt kérdésre adott válaszok széles spektruma. Ennek ellenére, mivel a válaszadók nagy hányada a környezeti nevelést a földrajz és a biológia tantárgyak feladatkörébe sorolja, azt mondhatjuk, hogy létezik egyfajta tudatosság és egységesség a kérdéskör tantervi/tantárgyi besorolását illetően.

A harmadik hipotézisemet, amely szerint a tanárok nem kellőképpen felkészültek ebben a témában, nem sikerült alátámasztani, de cáfolni sem. Ennek ellenére az információs forrásokra vonatkozó kérdés-feleleteiből kitűnik néhány tisztázatlan fogalom. Ezen hipotézis alátámasztására vagy megdöntésére további, másabb jellegű (például interjú formájú) kutatások szükségesek.

### Irodalom

- AGÁRDY S. (1995) Praktikum az óvodai és az általános iskolai környezeti neveléshez mindenkinek, Aqua kiadó, Budapest 7.
- ARGHIUŞ, C. – ARGHIUŞ, V. (2004) Dezvoltarea durabilă din perspectivă educativă. In: Didactica geografiei, 4(2).
- ILINCA, N. (2007) Didactica geografiei, Editura Corint, Bucureşti
- KLAUTKE, S. – KÖHLER, K. (1991) Umwelterziehung – ein didaktisches Konzept und seine Konkretisierung. In: Unterricht Biologie, 15(164), pp. 48-51.
- STAECK, L. (1995) Zeitgemäßer Biologieunterricht. Eine Didaktik. Cornelsen, Berlin

Bagoly-Simó Péter<sup>1</sup>

## (Túl)élő környezetföldrajz romániai tankönyvekben

### Abstract

Environmental Geography has been taught in Romanian schools since the 1970s. The goal of this paper is to analyze what changes occurred in the structure of the textbooks dealing with Environmental Geography – texts for the 11<sup>th</sup> grade in the Romanian high-school. Our research based on quantitative textbook analysis, we compared four Geography texts for the 11<sup>th</sup> grade in a temporal longitudinal section (1988-2006). Even though the Environmental Geography had to give space to other major topics, such as globalization or new Cultural Geography, it became a problem-oriented topic introducing new topics as a pioneer in the Romanian high-school Geography. An increase of the amount of iconographic material (mostly pictures) used proves a shift towards the ethical and affective dimension of the Environmental Education.

### 1. Környezeti nevelés

A környezeti nevelés fontosságának felismerését követően a földrajzdidaktika hamarosan a fenntarthatóság fogalma köré épített specifikus ismereteket és készségeket (RINSCHÉDE, G. 2005 190). Bár kezdeti szakaszban kizárólag a kognitív dimenzió talajába ültették a környezettudatos viselkedés csíráit, hamarosan felismerték az affektív dimenzió bevonásának szükségességét is (STEIN, CH. 1983 6). Az 1990-es években a német földrajz-didaktikai iskola több modellt is kidolgozott, melyekben a környezeti nevelést ötsíkú (érzelmi sík vagy motiváció szakasz, szaksík vagy információgyűjtés, tudatosítási sík vagy reflexió, értékelési sík, etikai értékelés, cselekvési sík vagy cselekvés) folyamatban, a motivációtól a cselekvésig, vázolják. KLAUTKE, S. és KÖHLER, K. (1991 49) modelljében az öt szakasz láncszem gyanánt kapcsolódik egymáshoz, STAECK, L. (1995 178) az öt szakaszt párhuzamos síkként képzei el, melyek között állandó visszacsatolás kell megvalósuljon. A leírt szakaszoknak megfelelő sorrendben a természet átélése, a természet leírása, magyarázata és megértése, a természettudatosság, a természet értékelése valamint a természet érdekében történő cselekvés párhuzamos célok fogalmazásával nem érhető el, a környezet (*Umwelt*) csak akkor válik egy párhuzamos világból társvilággá (*Mitwelt*), ha az öt részcélon olyan módon dolgozunk, hogy ezek állandó kölcsönhatást tesznek lehetővé. KILLERMANN, W. (1995 131) négy összetevőre építi környezeti nevelési modelljét, melyben a kognitív komponens (tudás), az etikai komponens (értékek) és az affektív komponens (megélt helyzetek) közvetlenül befolyásolja az akcionális komponenst (viselkedés, cselekvés). Modelltől függetlenül RINSCHÉDE, G. (2005 194) a környezeti nevelés kivitelezésére a projektet javasolja, lehetőleg interdiszciplináris projektnapok kidolgozásával.

A környezeti nevelés kérdése Romániában a tanárokat intenzívebben foglalkoztatja, mint a didaktikával foglalkozó kutatókat, aminek közvetlen következménye a gyakorlati alkalmazások illetve lecketerv ajánlatok népszerűsítése egyaránt szakfolyóiratokban (ARGHIUȘ, C. – ARGHIUȘ, V. 2004) és monográfiákban (STAN, L. et al. 2003).

<sup>1</sup> Bagoly-Simó Péter Babeș-Bolyai Tudományegyetem, Társadalomföldrajz Tanszék, Kolozsvár E-mail: bspeter@geografie.ubbcluj.ro

A rendszerváltásról és ennek következményeiről írni majdnem közhellyé vált Középkelet- és Délkelet-Európában. A rendszerváltást tárgyaló transzformáció és tranziencia elméletek még boszorkánytojás állapotukban halálra ítéltettek. Romániában a neveléstudományoknak nem sikerült fogékonyan reagálnia a rendszerváltás sebességére illetve következményeire. Számos alapvető kérdés megoldásra vár, többek között a szocialista hagyaték feldolgozása, ennek földrajzi térbeli érzékelése, átértékelése illetve tudatosítása, nem utolsósorban a környezeti nevelés. A refrakter állapot magyarázatára mentséggként hívható a mai napig kevésbé tiszta környezetvédelmi törvénykezés, az irányelvek túlságosan gyors változása, illetve nyomatékos ellenpéldák intenzív mediatisálása (környezeti katasztrófa Nagybányán, aranybányászat Verespatakon), melyek a környezettudatosságot kevésbé emelik ki, ennek szükségessége nem talál a legtermékenyebb talajra.

A földrajz oktatásában bekövetkezett paradigmaváltást felvázolni nehéz feladat, főleg azért, mert alapkutatás hiányzik. Többszereplős elemzések ritkán születtek, és főként pillanatnyilag fontos kérdésekre igyekeztek fényt deríteni (BAGOLY-SIMÓ, P. 2006a). Hasonlóan pillanatnyilag fontos kérdéssé vált a választható tankönyvek sorsa illetve az ezekben közvetlenül tükröződő tantervmódosítás, vagy esetenként ennek tehetetlensége. Néhány korábbi próbálkozás a tankönyvek klasszikus fogyatékoságaival foglalkozott, DAVID, N. (2000) munkája például egy ötödik osztályos könyv szövegének túlterheltségét számszerűsíti. Egyéb munkák (BAGOLY-SIMÓ, P. 2006b) a tankönyvekbe épített értékelést elemzik időbeli hosszszerszomban (rendszerváltás előtti illetve posztoszocialista), fogalmak következetes használatát értékelik keresztmetszetszomban alternatív tankönyvekben.

A környezetföldrajz, bár már a szocializmus 1970-es éveiben megjelenik a tantervben illetve az egységesen használt egyedüli tankönyvben, mint a 11. osztályban egy éven keresztül oktatott kötelező tárgy, és a transzformáció viharát is átvészeli, az ezredforduló után fokozatosan visszaszorul, jelentősége csökken. Jelen munkám célja a környezetföldrajznak, mint iskolai tantárgynak a fejlődését röviden elemezni a középiskolai (líceumi) földrajz tankönyvekben.

## 2. Módszerek

Munkám az UNESCO és a Georg Eckert Institut által közösen kidolgozott tankönyvelemzési irányelveknek megfelelően összehasonlító kvantitatív felderítő elemzés. Az elemzés két szakaszra osztható: első lépés a tankönyvek általános értékelése, a téma lehatárolása, a környezetföldrajznak szentelt fejezet(ek) terjedeleme felbecsülése mennyiségi szempontból, második lépésben mennyiségileg elemzem a fejezet(ek) tartalmát. Az értékelést alapvetően a KILLERMANN modellre építem. Alapvető célkitűzés a környezetföldrajz iskolai tárgyban bekövetkezett paradigmaváltás azonosítása.

Az elemzést négy tankönyvre terjesztettem ki, a könyvek megfelelnek egy valóság-hű hosszszerszombnak:

- $\alpha$  tankönyv: NEGUȚ, S. – IELENICZ, M. – APOSTOL, G. – BĂLTEANU, D. (2001) Környezetföldrajz és a világ fő problémái. Tankönyv a 11. osztály számára. Humanitas Educațional, Bukarest.
- $\beta$  tankönyv: NEGUȚ, S. – IELENICZ, M. – BĂLTEANU, D. – NEACȘU, M. C. – BĂRBULESCU, A. (2006) Földrajz. Tankönyv a 11. osztály számára. Humanitas Educațional, Bukarest.
- $\gamma$  tankönyv: POSEA, G. – AUR, N. – CRUCERU, N. – GURAN-NICA, L. (2006) Földrajz. A világ alapvető problémái. Tankönyv a 11. osztály számára. Niculescu ABC, Bukarest.

- $\delta$  tankönyv: TUFESCU, V. – POSEA, G. – ARDELEAN, A. (1988) Környezetföldrajz. Tankönyv a 11. osztály számára. Editura Didactică și Pedagogică, Bukarest.

### 3. Eredmények

Az  $\alpha$  tankönyv a rendszerváltást követő tantervújításnak első terméke, egyben az első választható tankönyv-generációnak tagja. A szerzőcsoport magvában őrzi a szocializmusból átörökített szerkezetet, azzal a különbséggel, hogy a súlypont döntően az iskolai tanárok irányába tolódik, az egyetemi oktatók tankönyv írásban vállalt szerepe már visszaszorulóban van. A tankönyv két fejezetre osztható, a Környezetföldrajz (44%) illetve A világ fő problémái (55%) fejezetek majdnem azonos mértékben képviseltek.

Öt fejezetre bontja a  $\beta$  tankönyv (126 oldal) a 11. osztály számára előírt elsajátítandó tananyagot. A Környezet (33%) fejezet mellett a tanulók A világ regionalizálása és globalizálódása (7%), A népesség, természetes erőforrások és a világ fejlődése (14%), A gazdasági és geopolitikai rendszer (29%) valamint a Szociál- és kultúrgeográfia alapjai (16%) kérdéskörökkel is kell foglalkozzanak.

Azonos témákat tárgyal a  $\gamma$  tankönyv, csupán eltérő fontosságot tulajdonítva a témaköröknek (A környezet – korunk alapproblémája (30%), A világ regionalizálása és globalizálódása (9%), A népesség, természetes erőforrások és a világ fejlődése (19%), A gazdasági és geopolitikai rendszer (22%) valamint a Szociál- és kultúrgeográfia alapjai (19%). A 136 oldalas tankönyvet kizárólag egyetemen oktatók írták.

A  $\delta$  tankönyvet a szocializmus idején használták, a rendszerváltást közvetlenül követő években pedig a szocialista elemektől (pl. Nicolae Ceaușescu fényképe, a Pártra utaló mondatok) megtisztított változatából oktattak. A tankönyv szerkezetileg élesen eltér a másik három tankönyvtől. Szerzői egyetemi tanárok, akadémikusok illetve egy iskolai tanár. Tematikailag a 111 oldalas tankönyv Elméleti kérdések (29%), A környezet fejlődése és a Föld környezeti övei (21%), A környezet ésszerű hasznosítása és védelme (16%) illetve A környezetvédelem főbb területei (28%) fejezetekre taglalódik.

Tartalmilag a tankönyvek jelentős mértékben különböznek egymástól. A  $\delta$  tankönyv akadémiai megközelítésben hangsúlyozza a környezet bonyolult szerkezetét, bemutatja ontogenezisét és a fontos kérdésekre, mint az erdőirtás, az (ivó)víz minőségének biztosítása, a talajok valamint a légkör tisztaságának megőrzése, részletesebben kitér. Az ember környezetromboló hatását tényszerűen ábrázolják a szerzők, mintegy recepteket mutatva be, miként lehet a problémákat megoldani.

Az  $\alpha$  tankönyv geoökológiai szemszögből közelíti meg a környezet morfológiai, strukturális és funkcionális kérdéseit. A környezetvédelem fejezet globális szinten közelíti meg a fő probléma forrásokat, első ízben tárgyalnak rezervátumokat és nemzeti parkokat is. Újdonságnak számít a területrendezésre vonatkozó alpont, melyben a szerzők a környezettudatos területfejlesztést mutatják be.

A  $\beta$  tankönyv interdiszciplinárisan közelíti meg a környezet kérdését, nem csak a geozisztémát, hanem az ökoszisztémát is tárgyalja. A szerzők továbbá nem bontották geoszférákra a környezetromlást és szennyezést, főbb témaköröket határoltak le (természeti és antropogén csapások, katasztrófák, erdőirtás, elsivatagosodás, szennyezés). A környezetvédelem mellett külön alfejezetet képez a környezeti menedzsment, a környezetföldrajzi fejezet pedig egy esettanulmánnyal zárul, a diákok a hegyvidéki környezetet elemzik az Alpok példáján.

A  $\gamma$  tankönyv nagyon hasonlóan tárgyalja a tematikát, mint az előző könyv. Megemlíthető a táj fogalmának bevezetése és részletesebb tárgyalása. Szintén érdemes kiemelni a környezet fejlődési scenárióinak szentelt leckét, valamint azt, hogy a kizárólag egyetemen oktatókból

álló szerzőcsoport az emberi tevékenységnek környezetre gyakorolt hatását kiemelten tárgyalja.

A tartalmi elemek mennyiségi elemzésénél öt összetevőre bontottam a szöveget, és ezek részarányát elemeztem: szöveg, ábra, kép, térkép és grafikon. Utóbbi kettőnek igen fontos szerepet tulajdonítunk a földrajz oktatásában. Az alábbi táblázat szemlélteti az eredményeket:

1. táblázat. A négy tankönyv tartalmi-mennyiségi elemzésének eredménye (% -ban)

	$\alpha$ tankönyv	$\beta$ tankönyv	$\gamma$ tankönyv	$\delta$ tankönyv
Szöveg	69,07	75,38	86,27	57,99
Ábra	3,51	3,07	1,04	4,39
Kép	4,16	18,71	10,46	6,96
Térkép	0,74	5,12	1,51	7,75
Grafikon	21,38	0,89	0,46	0,46

#### 4. Megbeszélés

Mennyiségileg erőteljes csökkenése figyelhető meg a környezetföldrajz tudományterületnek (100%-ról előbb 44%-ra, majd 30-33%-ra), mégsem mondhatjuk, hogy végre iskolai tantárgy vette át a tudományterület rövid ismertetésének helyét, ami a szocializmusban elterjedt gyakorlat volt. Az 1988-as kiadású tankönyv elméleti alapokra építette a problémamegoldó tematizálású környezetvédelmi fejezetet, még ha a kognitív dimenzió magasan túlszárnyalja is az etikai és főleg az affektív dimenziót. A később megjelent  $\alpha$  tankönyv kettős bontásban mutatja be a környezetet, mint az embert körülvevő világot, illetve a főként ember által okozott változásainak tükrében. A  $\beta$  és  $\gamma$  tankönyvek a legújabb tantervnek megfelelően vezetik be az aktuális kérdéseket, és valójában a földrajz első jelentős tematikai frissítését testesítik meg, ami pontosan a problematizáló környezetvédelmi kérdés talaján fogant.

Annak ellenére, hogy sok környezetföldrajzzal foglalkozó szakember illetve tanár is, akinek a környezetföldrajz volt a „kedvence”, vesztésként könyveli el a 11. osztályos tanterv átalakítását, a tartalmi elemzés fényt derít arra, hogy a lényeges témák, inkább egy etikai-affektív és akcionális megközelítésben, továbbra is részét képezik a földrajz oktatásának, a földrajzot modernebb és valóságosabb fénybe helyezve.

Bár jelentős változáson ment át a környezetföldrajz iskolai tárgy, sok tartalmi elem megmaradt (környezet szerkezete, főbb szennyezési források, környezetvédelem), mások cserélődtek (környezetfejlődés a földtörténet tükrében), a lényeges eltérés a súlypont eltolódásában lelhető fel. Mindaddig, amíg a szocializmusból örökölt  $\delta$  tankönyv a kognitív dimenziót emeli ki, és gazdag térkép- és ábraanyaggal, nem utolsó sorban számszerű adatokkal a szövegben a tanuló értelmét célozza, az újabb tankönyvek egyre inkább affektív illetve etikai kérdések révén próbálnak a diákok érzelmeire hatást gyakorolni. Eszközként rengeteg képanyagot használnak, ábrákkal igyekeznek a folyamatok szemléltetésére.

A tartalmi elemek mennyiségi elemzésénél a  $\delta$  tankönyvnél meglepően kis részesedését (57,99%) olvashatjuk a szövegnek, az ábrák, képek és térképek viszont nem teszik ki a fennmaradó majdnem 40%-ot. Ennek magyarázata a viszonylag nagy fehér felületek, melyek leckék végén, fejezetek elején szabadon maradtak, és melyek, feltehetőleg nyomdaköltségi okokból is, hiányoznak az új tankönyvekből. Bár csak 19,1%-ot tesznek ki kumulatíván az ábrák, képek illetve térképek, ezek mérete jelentősen nagyobb az újabb tankönyvkebeliekhez képest, de fekete-fehérek. Meglepő a szöveg részarányának növekedése, az ábrák és térképanyag csökkenése a képanyag részarányának egyidejű növekedésével. Minőségi elemzés nélkül csak hipotetikusán fogalmazható meg tehát azon cél, hogy vizuális

médiumokon keresztül az affektív illetve etikai dimenzióval cseréljék fel a kognitív dimenziót, vagy legalábbis egészítsék ki. Részletesebb és főként minőségi elemzésre van szükség a térképállomány csökkenésének magyarázatára. A szövegfogalmazás főként a makroszintet célozza, kevésbé a mezo- illetve mikroszintet, ami a szerzőnek elvileg könnyű és szemléletes folyamatábrázolást engedélyez.

## 5. Összefoglalás

Mennyiségi elemzésre alapozva a végső következtetés egyértelmű: a környezetföldrajz nem egy éven át oktató tanterv, teret kellett biztosítani egyéb kérdéseknek is, tehát kevesebb ideig foglalkozunk vele. A mennyiségi elemzés ellenben arra is fényt derít, hogy a környezetföldrajz kapcsán indult be a líceumi földrajz reformálása, a környezeti problémák kapcsán merült fel egyéb globális szintű folyamatok (globalizáció) és problémák tárgyalásának fontossága. A környezetföldrajz a jelenkori világ helyzetét értékelő tantárgynak a felvezetője, hasonlóan a szocializmus éveihez, mikor egyedüli iskolai diszciplínaként tárgyalta a geoszférák kölcsönös kapcsolatát, geoökológiára emlékeztető szemléletet vezetett be. Az 1988-as kiadású Környezetföldrajz tankönyv a rendszerváltást követően a földrajz tehetetlensége miatt gyorsan elavulttá vált. A biológia tantervbéli módosítása ökológiai kérdéseket vezetett be már a gimnáziumban, illetve az információáradatban a környezetvédelem tematikája részlegesen erodálódott. A földrajz nem tartott lépést egyéb tantárgyakkal. Ennek korrigálásának jelét véljük fellelni a legújabb tankönyvekben, melyeknek minőségi értékelése további elengedhetetlen lépést képez a tantárgyon belüli paradigmaváltás értelmezésére.

## Irodalom

- ARGHIUȘ, C. – ARGHIUȘ, V. (2004) Dezvoltarea durabilă din perspectivă educativă. In: Didactica geografiei, 4(2).
- BAGOLY-SIMÓ, P. (2006a) Referatul între ideal didactic și realitate. Instrumentalizarea referatelor la disciplina geografie – In: Dulama, M. E.: Tendințe actuale în predarea și învățarea geografiei, Clusium, Kolozsvár, pp. 191-195.
- BAGOLY-SIMÓ, P. (2006b) Analiza istorico-comparativă a exercițiilor și temelor din manualele de geografie – In: Dulama, M. E.: Tendințe actuale în predarea și învățarea geografiei, Clusium, Kolozsvár, pp. 172-177.
- DAVID, N. (2000) Supraîncărcarea și accesibilitatea textelor unui manual de geografie pentru clasa a V-a. In: Didactica Geografiei, 1(2).
- KILLERMANN, W. (1995) Biologieunterricht heute. Eine moderne Fachdidaktik. Auer, Donauwörth
- KLAUTKE, S. – KÖHLER, K. (1991) Umwelterziehung – ein didaktisches Konzept und seine Konkretisierung. In: Unterricht Biologie, 15(164) pp. 48-51.
- RINSCHADE, G. (2005) Geographiedidaktik. Schöningh, Paderborn
- STAECK, L. (1995) Zeitgemäßer Biologieunterricht. Eine Didaktik. Cornelsen, Berlin
- STAN, L. – STEVA, D. E. – DRAGU, V. – VLASOV, D. V. (2003) Elemente de didactica geografiei. Polirom, Bukarest
- STEIN, CH. (1983) Umwelterziehung statt Umweltschutzunterricht. In: Praxis Geographie, 13 (3) pp. 6-11.
- NEGUȚ, S. – IELENICZ, M. – APOSTOL, G. – BĂLTEANU, D. (2001) Geografia mediului înconjurător și probleme fundamentale ale lumii contemporane, manual pentru clasa a XI-a. Humanitas Educațional, Bukarest
- NEGUȚ, S. – IELENICZ, M. – BĂLTEANU, D. – NEACȘU, M. C. – BĂRBULESCU, A. (2006) Geografie, manual pentru clasa a XI-a. Humanitas Educațional, Bukarest
- POSEA, G. – AUR, N. – CRUCERU, N. – GURAN-NICA, L. (2006) Geografie, manual pentru clasa a XI-a. Niculescu ABC, Bukarest
- TUFESCU, V. – POSEA, G. – ARDELEAN, A. (1988) Geografia mediului înconjurător, manual pentru clasa a XI-a. Editura Didactică și Pedagogică, Bukarest

*Dr. Papp Zoltán*<sup>1</sup>

## **Környezettudományi ismeretek iskolai oktatásának fokozódó szükségességéről a fenntartható fejlődés érdekében, a nukleáris energiatermelés széleskörű elutasítása kapcsán**

### **Abstract**

Humanity has to change the subject matter of instruction in schools in order to preserve the relatively good state of the natural environment while meeting its needs. Namely, there are some elements of knowledge belonging to the environmental science that are important for determining the direction of our action. However, they may not belong closely to any subject in school and so they may become disregarded easily. It will be hard to find our way to sustainable development if subjects, media workers, politicians and decision-makers are without these elements of knowledge. So, they must be inserted into the subject matter of instruction in schools urgently.

As an example, the lecturer discusses the causes of the wide refusal of nuclear power generation. He argues that the scantiness of teaching in schools play a significant role among these causes. People do not know enough about radioactive isotopes and ionising radiation, their origin, their temporal and spatial distribution in the environment and about the health risk caused by them. First of all, people do not know that these phenomena are mainly of natural origin and that the exposure to man from ionising radiation comes predominantly from natural sources. Inserting these simple elements of knowledge into the subject matter of instruction in schools may help to overcome the opposition hindering the application of nuclear power.

### **1. Fenntartható fejlődés és közoktatás**

#### **1.1. A fenntartható fejlődés lehetőségéről**

Az emberiség létszáma napjainkra meghaladta a 6,6 milliárdot, és jelenleg évi 1,2%-kal növekszik (UNITED NATIONS 2008). A Föld lakóinak túlnyomó hányada szegény országokban él, sokkal alacsonyabb életszínvonalon, mint Nyugat-Európa és Észak-Amerika lakossága. Ugyanakkor az anyagi javak termelése és kereskedelme egyre inkább globálissá válik, és az információ áramlásának útjában is egyre kevesebb az akadály. A világgazdaság a szegény országok lakosságát is egyre jobban bevonja a globális termelési folyamatba, és erősíti körükben a jobb életkörülmények iránti vágyat.

A világban tehát egyre több ember szeretne egyre magasabb színvonalon élni. A növekvő szükségleteket csak növekvő termelőtevékenységgel lehet kielégíteni, és ez egybevág az uralkodó tőkés gazdasági rendszer érdekeivel is, amely folytonosan a profit, és ezzel együtt a termelés növelésére törekszik. A termelés növekedése a hozzá fűződő erős érdekek miatt rövidtávon megállíthatatlan. A globális léptékben immár hatalmassá nőtt termelés azonban gyorsan elfogyasztja, kimeríti a természeti erőforrásokat, és a természeti környezet rohamos leromlásához vezet. A termeléssel járó környezet-átalakítás, környezetszennyezés mára olyan nagy mértékűvé vált, hogy komolyan kezdi veszélyeztetni a környezet egyensúlyát. Ha

---

<sup>1</sup> **Dr. Papp Zoltán** *Debreceni Egyetem, Atomki, Kibehelyezett Környezetfizikai Tanszék, Debrecen* E-mail: zpapp@atomki.hu



minden így megy tovább, akkor a természeti környezetben visszafordíthatatlan, a jövő nemzedékek életlehetőségeit, életminőségét erősen lerontó változások történhetnek.

Ha az emberiség saját jelenkori szükségleteinek kielégítése közben gondoskodni szeretne arról, hogy leszármazottai, a jövő nemzedékek is emberhez méltó körülmények között élhessenek, akkor tevékenységén sürgősen és sok tekintetben változtatnia kell. Meg kell keresnie – ha egyáltalán létezik – a fenntartható továbbfejlődés útját, vagyis a kompromisszumot a termelőtevékenységhez és a természeti környezethez fűződő érdekei és vágyai között. Ha létezik út a fenntartható fejlődés irányába, akkor van remény is, hogy az emberiség erre rátaláljon. Az ember ugyanis – vágyai, eszményei által vezetve – képes lehet rá, hogy a ma uralkodó gazdasági rendszer öntörvényű fejlődését ellenőrzése alá vonja, jó irányba térítse.

## 1.2. A közoktatás feladatairól

Ahhoz, hogy az emberiség ne vétse el a fenntartható fejlődés útját, sokrétű és modern tudásra van szüksége. Nem elég azonban, ha ennek a tudásnak csak kevés tudós szakértő van a birtokában. A társadalmi szintű döntéseket ugyanis nem ők hozzák, hanem a választópolgárok nagy tömegei választott képviselőik útján. A fenntarthatóság irányába mutató jó döntések akkor születhetnek, ha a választópolgárok és képviselőik is birtokában vannak olyan modern ismeretelemeknek, amelyek ezeket a döntéseket megalapozhatják. Mai világunkban pedig egyelőre az intézményes közoktatás az egyetlen olyan eszköz, amellyel megbízható minőségben lehet eljuttatni hasznos ismereteket a választópolgárok nagy tömegeihez. A sajtó és a média erre alkalmatlan felaprózottsága, valamint az érdekeltség és a kompetencia hiánya miatt, az ismeretterjesztés iskolán kívüli formái pedig nem elég hatékonyak.

A fentiek szerint tehát arra kell törekednünk, hogy a közoktatás tananyagába beépítsük a jó irányú társadalmi döntéseket megalapozó fontos ismeretelemeket. Ezek az ismeretelemek ma még esetleg egyáltalán nem, vagy nem eléggé hangsúlyosan szerepelnek a tananyagban. Ennek az okai leginkább a következők:

- 1) viszonylag új felismerésekről van szó, amelyek az oktatási rendszer tehetetlensége, lassúsága miatt még nem jutottak elegendő szerephez,
- 2) ezek az ismeretek leginkább a környezettan-környezettudomány tárgykörébe tartoznak, amely haladó szinten nem rendelkezik hatékony tantárgyi képviselővel a közoktatásban (a földrajz, biológia, kémia és fizika nem érzi ezeket teljesen a sajátjainak, így könnyen elsikkadhatnak, kimaradhatnak a tananyagból),
- 3) még nem eléggé köztudott, hogy oktatásuk a fentebb vázolt összefüggések miatt az emberiség sorsa szempontjából életbevágó, ezért a tananyag tartalmáról döntő személyek kevésbé fontosnak ítélik őket, mint az erős akadémiai háttérrel rendelkező, megszokott ismeretanyagot. Pedig úgy tűnik, hogy az idő erősen sürget, mert minél később hozzuk meg a fenntarthatóságot segítő jó társadalmi döntéseket, annál kellemetlenebb jövőbeli környezeti következményekre számíthatunk. Ezért tehát az egyik legsürgetőbb teendőnk a közoktatás tananyagának környezetkonform reformja, a későbbi jó döntéseket megalapozó környezettudományi jellegű ismeretelemek megfelelő súllyal való beépítése az oktatásba.

A Magyar Köztársaság Kormánya a fentiekkel nagyjából összhangban, a 243/2003. számú rendeletével hatályba léptetett (és 202/2007. számú rendeletével módosított) Nemzeti Alaptantervben a közoktatás kiemelt fejlesztési feladatává nyilvánította a „környezettudatosságra nevelést”. Ezt az irányelvet azonban sürgősen konkrét, részletes és hatékony tartalommal kell kitölteni, végre kell hajtani a tananyag tartalmi reformját. El kell

dönteni, hogy mely ismeretelemeket építsük be az oktatás folyamatába, pontosan hova, milyen formában, milyen hangsúllyal. A hangsúly, a ráfordított idő és a figyelem is nagyon fontos, hiszen a röviden, futólag említett ismeret a diák fejében kevéssé lényegesként marad csak meg, ha egyáltalán megmarad. A környezeti szempontból fontos ismeretelemek előtérbe állítása a tananyagban belül – a rendelkezésre álló idő végeessége miatt – óhatatlanul más ismeretelemek háttérbe szorításával, esetleg teljes kiszorításával járhat, és ez vitákhoz vezethet. E viták közben azt kell szem előtt tartani, hogy a természettudományos közoktatás fő célja és értelme nem az egyetemi tudósképzés és szakemberképzés előkészítése, hanem az átlagember felvértezése olyan alapszintű, a hétköznapi életben is használható tudással, amely segít eligazodni a környező világban. A jelenlegi tananyagokat, érettségi követelményeket ilyen szemszögből vizsgálva úgy tűnik, hogy azokban sok elvont, akadémikus jellegű ismeret van, amelyeket nem feltétlenül kellene oktatni az iskolákban. Ezek rovására lehet helyet biztosítani az emberiség sorsa szempontjából fontosabb környezettudományi tárgyú ismereteknek.

Az alábbiakban egy konkrét, szűkebb szakterületembe vágó példával fogom illusztrálni a fentieket. Bizonyosnak tartom, hogy a más tudományágakban, szakterületeken tevékenykedők is könnyen találhatnak hasonló példákat saját szakterületükön.

## 2. Egy konkrét példa: a nukleáris energiatermeléshez való viszonyulás

### 2.1. Az energiatermelés fenntarthatóságáról

Az emberi szükségletek kielégítése céljából folytatott termelőtevékenység egyik jelentős részterülete az energiatermelés. Az emberiség által termelt (és piacra vitt) energia évi mennyisége jelenleg kb.  $1,5 \times 10^{14}$  kWh, évente 2-3%-kal növekszik, nagyobb ütemben, mint a világ lakossága, de a korábbi exponenciális növekedési ütem mára nagyjából lineárisra szelídült (*Energy Information Administration 2007*). A fejlett országokban az egy főre jutó energiatermelés és felhasználás jóval nagyobb, mint a fejlődő országokban, vagyis a társadalmi-gazdasági fejlődés az egy főre jutó energiatermelés növekedésével jár.

A világ energiaigénye és energiatermelése megállíthatatlanul növekszik a lakosság létszámnövekedése és a társadalmi-gazdasági fejlődés miatt. A történelem folyamán az emberiség különféle forrásokból jutott energiához. Jelenleg a megtermelt energia túlnyomó hányadát a fosszilis energiahordozók elégetésével nyerjük (86%), ezen belül a kőolajnak és földgáznak van a legnagyobb szerepe (61%) (*Energy Information Administration 2006*). A fosszilis energiahordozók készletei azonban végesek, belátható időn belül kimerülnek, és kitermelésük addig is folyamatosan egyre nehezebbé és költségesebbé válik. E szénalapú ásványok elégetése ráadásul széndioxid ( $\text{CO}_2$ ) keletkezésével jár. A keletkező széndioxid évi mennyisége jelenleg kb.  $3 \times 10^{10}$  tonna (*Energy Information Administration 2007*). Ez egyelőre teljes egészében a légkörbe kerül, majd onnan vándorol tovább a vizekbe, a talajba és a bioszférába.

Az alsólégkör széndioxidtartalma 1959-től 2004-ig 19,4%-kal nőtt (térfogatszázalékban 0,0316%-ról 0,0377%-ra, KEELING, C. D. – WHORF, T. P. 2005), míg az ipari korszak előtti értéke az 1959-esnél is kb. 11%-kal kisebb volt (0,028% körül, BARNOLA, J.-M. et al. 2003). Bizonyosnak tűnik, hogy a légkör széndioxidtartalmának határozott és gyors növekedéséért legalábbis részben a fosszilis tüzelőanyagok égéstermékének a légkörbe juttatása a felelős. A széndioxid üvegházhatású gáz, amely a földfelszín hőkisugárzását az alsó légkörben visszatartja, és ezzel a felszín hőmérsékletét megemeli. Ezek alapján általánossá vált az a vélekedés, hogy a jelenleg tapasztalható globális felmelegedés (a felszíni hőmérséklet globális átlaga az utóbbi 100 évben 0,56-0,92 °C-kal nőtt, IPCC 2007) nagyrészt az ember

tevékenységének, a fosszilis energiahordozók égetésének, és a keletkező széndioxid légkörbe engedésének a következménye. Az éghajlatmodellek a légkör széndioxidtartalmának további növekedése esetére további jelentős felmelegedést valószínűsítnek, amely szerteágazó hatásain keresztül (partvidékek elöntése, helyi éghajlati viszonyok megváltozása, bioszféra átrendeződése, termelés környezeti feltételeinek változása, a lakosság migrációja) az emberi civilizációt komoly próbatétel elé állíthatja.

Az elővigyázatosság elve mindenképpen indokolja, hogy csökkentsük a levegőbe juttatott széndioxid mennyiségét. Ehhez gyorsan és erőteljesen vissza kellene fogni a fosszilis energiahordozók égetését, miközben az energia iránti igény nő. Az energiával való takarékosabb bánásmódnak a jövőben jelentős lehet ugyan a szerepe, de az emberiség energiaigényének csökkentése rövidtávon nem reális cél, különösen a gazdaságilag elmaradott, szegény országok ambíciói és lehetőségei miatt. Ezért az emberiségnek kevesebb fosszilis energiaforrásra alapozva kellene több energiát termelnie. Ez csak a *nem fosszilis* forrásokra alapozott energiatermelés gyors felfuttatásával lehetséges.

Manapság sokan nagy reményeket fűznek az úgynevezett megújuló energiaforrásokhoz, amelyeken keresztül döntően a Nap energiáját hasznosíthatjuk (vízi és szélenergia, a napsugárzás energiája, a környezet hője), vagy a Föld belső hőjét (geotermikus energia), illetve a Föld-Hold-Nap égitestrendszer mozgási energiáját (árapály). Ezek bizonyára jelentős jövő előtt állnak, de gyors felfuttatásukat nehezíti, hogy – részben a technológiák kidolgozatlansága miatt – a kitermelésükre alkalmas eszközök és módszerek többnyire drágák. Gondot okoz a kitermelő művek teljesítményének szabálytalan és előre nehezen tervezhető időbeli ingadozása, ami miatt a jelenlegi termelési és elosztási rendszerekbe nehezen illeszthetők. A megújuló forrásokra alapozott erőművek működésük közben ugyan nem termelnek széndioxidot, de ezek a művek sem mentesek a környezetterhelés más formáitól. A legnagyobb gondot a kitermelni kívánt energia kis térbeli sűrűsége, elkentsége okozza. A híg energiát nagy felületekről, illetve térfogatokból kell begyűjteni, és ehhez a műveket óriási számban, illetve hatalmas területeken kell telepíteni. Emiatt gyártásuk, telepítésük, későbbi fenntartásuk, majd végső felszámolásuk is igen költséges, komoly környezetterheléssel és egyéb kockázatokkal járó tevékenység lehet.

## 2.2. A nukleáris energiatermelés szerepéről

Jelenlegi gondjainkra rövidtávon is megoldást jelenthetne a nukleáris energiatermelés felfuttatása. Ezen keresztül egy olyan „energiakonzervet” tudunk szabályozott formában felnyitni és felhasználni, amely valamikor 5 milliárd éve képződött, annak a szupernóvának a felrobbanása során, amely a Naprendszer kialakulását beindította, és a Föld anyagát is szolgáltatta. Ez az energia a földkéregben könnyen és viszonylag nagy mennyiségben megtalálható urán és tórium atommagjaiba van bezárva, és ma már jól tudjuk, hogyan lehet onnan kiszabadítani.

Az atomerőmű nem termel széndioxidot, és más módon sem okoz jelentős környezetterhelést. Igen kis térfogathoz (tömegből) igen sok energiát tud kinyerni, vagyis nagyon koncentrált energiaforrást használ, amelyből sok ezer évre elegendő tartalékkal rendelkezünk (VAJDA GY. 1998). Az üzemanyag nagy energiataralma miatt a szükséges bányászati és építési tevékenység, a helyfoglalás és a keletkező melléktermékek mennyisége viszonylag kicsi, ezért alkalmazásának költségei és a vele járó környezeti károk is mérsékeltek. Teljesítménye jól szabályozható, előre tervezhető, így a meglévő termelési-elosztási rendszerekbe jól illeszthető. A technológia mai szintjén is hatékonyan és gazdaságosan működtethető, és a technológia még továbbfejleszhető, ami jelentős

tartalékokat rejt. Ennek perspektívái a kutatások szintjén már eléggé világosak (SZATHMÁRI I. 2001).

Az atomenergia alkalmazása a 20. század közepén kezdődött. A következő három évtized során térnyerése gyors és nagymértékű volt, de a század utolsó két évtizedében a fellendülés megtorpant. A megtorpanást elsősorban nem gazdasági okok idézték elő, hanem a társadalmi közvélekedésben megjelent és széles körben eluralkodott ellenérzések, félelmek. Ezek nyomán több országban is működő erőműveket zártak be, elkészült erőműveket nem vettek használatba, folyamatban lévő beruházásokat állítottak le, és újabbakat nem indítottak, lassult a kutatás-fejlesztés, politikai döntések születtek az atomenergia alkalmazásának elutasításáról.

Miből származtak ilyen erős ellenérzések? Miért utasítják el sokan ma is az atomenergia békés célú felhasználását? Elsősorban az alábbiak vélelmezése miatt.

- 1) Az esetleg bekövetkező üzemi balesetek, természeti katasztrófák, vagy terrorista támadások nyomán az erőmű környezete radioaktív izotópokkal szennyeződhet, ami az érintett lakosság körében halálos betegségeket (rosszindulatú daganat) okozhat.
- 2) Az alkalmazott technológia szoros rokonságban van az atomfegyverek gyártástechnológiájával, ezért féltő, hogy alkalmazása növeli az atomfegyverek bevetésének esélyét (valamely renitens állam vagy terrorista szervezet által).
- 3) A működés során keletkező nagy radioaktivitású végtermékek, hulladékok nem elég gondos kezelése és tárolása miatt a környezet radioaktív izotópokkal szennyeződhet, ami a lakosság egészségét veszélyezteti (lásd 1. pont).

E vélelmeknek voltak és még vannak is valós alapjaik, azonban a technológia mai, illetve hamar elérhető jövőbeli szintjén a radioaktív szennyeződés baleseti kikerülésének esélye nagyságrendekkel csökkenthető, az atomterrorizmus veszélye biztonsággal elhárítható, és a nagy radioaktivitású végtermékek elhelyezése is biztonságosan megoldható (SZATHMÁRI I. 2001; VAJDA GY. 2001; VAJDA GY. 2002; VIDOVSKY I. 2003; ASZÓDI A. 2007). Az ilyen irányokba máris megtett intézkedések ugyan jelentősen növelték az atomenergia alkalmazásának költségeit (különösen a beruházás stádiumában), de az még így sem veszítette el versenyképességét.

### 2.3. A közoktatás lehetőségeiről és feladatairól

Az atomenergia rövidtávon is alkalmas lenne környezeti gondjaink enyhítésére, és alkalmazásának jövője elsősorban nem biztonsági vagy gazdasági tényezőkön múlik, hanem azon, hogy a fenti előzmények után sikerül-e megszerezni hozzá a társadalom támogatását. Ehhez el kellene oszlatni az egyre kevésbé megalapozott félelmeket és ellenérzéseket, ami nem könnyű. Hamarabb célt érhetünk, ha felismerjük, hogy a félelmek és ellenérzések forrása jelentős részben egyes ismeretek hiánya. Milyen ismereteket kellene a lakossághoz eljuttatnunk, és milyen módon ahhoz, hogy a félelmek és ellenérzések mérséklődjenek?

Ha közelebbről megvizsgáljuk az ellenérzések alapját képező, fentebb azonosított vélelmeket, azt találjuk, hogy mindegyiknek a mélyén ugyanaz a végső félelemforrás található: félelem a radioaktív izotópok által kibocsátott ionizáló sugárzások egészségkárosító hatásától. Ennek a félelemnek van valós alapja, mégis egészen más megvilágításba kerülnének a dolgok, ha az emberek birtokában lennének néhány olyan egyszerű ismeretnek, amelyeket a tudósok, szakértők már régóta birtokolnak, de az emberek nagy tömegeihez eddig nem sikerült meggyőző formában eljuttatniuk. Ezek az ismeretek nagyjából az alábbiak:

- 1) A radioaktivitás és az ionizáló sugárzások fő forrása maga a természet: mindkettő állandóan jelen van környezetünkben, és túlnyomó többségük természetes eredetű.
- 2) A radioaktív izotópok környezetünk minden elemében jelen vannak, az ionizáló sugárzásoknak mindenütt ki vagyunk téve, nincs hely, ahová el tudnánk bújni előlük.

- 3) Az emberi testben is vannak radioaktív izotópok. Egy felnőtt ember testében minden másodpercben kb. 8 000 radioaktív bomlás történik (főleg  $^{40}\text{K}$  és  $^{14}\text{C}$  izotópok).
- 4) Egy felnőtt ember testét kívülről, a környezetből minden másodpercben kb. 60 000 ionizáló hatású sugárzásrészecske (főleg  $\gamma$ -kvantum) éri.
- 5) Az ember testét érő sugárhatás (dózis) 85-90%-a természetes forrásból származik, és a mesterséges eredetű 10-15%-ot szinte teljes egészében orvosi tevékenységek okozzák.
- 6) Minden emberi tevékenységnek van (megbetegedési/halálozási) kockázata, és az atomenergia alkalmazásának kockázata eltöri mindennapi, szokványos tevékenységeink kockázatait mellett.

Sajnos, ezekről a dolgokról kevés ember tud. Ez kiderül kérdőíves kikérdezésen alapuló felmérések eredményeiből is. Saját, 104 főre kiterjedt kikérdezésünk eredménye szerint a kikérdezettek csaknem 40%-a hitte azt, hogy a radioaktivitás kizárólag mesterséges eredetű jelenség, és kevesebb, mint 10%-uk tudott arról, hogy az emberi testben is előfordul (KIS T. – PAPP Z. 2005). Egy ezernél is több, 11-16 éves angol diákra kiterjedt felmérés eredménye szerint e diákok 84%-a vélte úgy, hogy az atomerőművek ionizáló sugárzás forrásai, de csak 33%-uk gondolta azt, hogy ilyen a természetből is származhat (BOYES, E. – STANISSTREET, M. 1994).

A radioaktivitás és az ionizáló sugárzások fizikai jelenségek, mérési módszereik és környezeti-biológiai hatásaik alapvetően fizikai gyökereik. Ezért oktatásuk a jelenlegi hazai oktatási struktúrában leginkább a fizika tantárgy keretében történhet. A fent felsorolt ismeretek azonban kifejezetten környezettudományi jellegűek, ezért lassan és nehezen nyernek teret a tankönyvekben a hagyományos tananyaggal szemben. Az 1970-1980-as évtizedek tankönyveiből szinte teljesen hiányoztak. Az utóbbi két évtized tankönyvei már jó irányba mozdultak el, de még ezek sem tartalmazzák eléggé hangsúlyosan és megfelelő szerkezetben a fenti ismereteket. Az újabb tankönyvekben az elvont, elméleties atommagfizikai ismereteket már sikerült ugyan visszaszorítani, de még mindig a kelleténél nagyobb teret kapnak az atomerőművek működési elvének nehezen érthető részletei, vagy az ionizáló sugárzások biológiai hatásainak és azok számszerűsítésének tárgyalása, miközben a fenti fontos ismeretek inkább csak futólag, hangsúlytalanul jelennek meg. Pedig, ha ez utóbbiak nem jutnak el a diákokhoz, akkor a többi önmagában egyoldalúvá, félrevezetővé, sőt, akár ijesztővé is válhat, ami kedvez negatív érzelmi attitűd kialakulásának. Ezért szükséges lenne a tananyagot, tankönyveket tovább módosítani.

Az atomenergia békés célú alkalmazásával szembeni, racionális érvekkel nehezen védhető ellenállás bizonyára számottevően gyengülne, és később akár jelentéktelenre is csökkenhetne, ha a fent felsorolt ismereteket biztonságosan és hatékonyan el tudnánk juttatni az emberekhez. Ezen ismeretek birtokában az emberek könnyebben beláthatnák, hogy a radioaktivitástól és az ionizáló sugárzásoktól való félelmük eltúlzott, hogy egy atomerőmű balesetétől nem kell jobban félniük, mint más ipari balesetektől vagy természeti katasztrófáktól, hogy autóba ülni, vagy házi munkát végezni sokkal veszélyesebb, mint atomenergiát használni. Könnyebben elfogadnák, hogy érdemes ezt a lehetőséget megragadni természeti környezetünk megóvása, életminőségünk jövőbeni megtartása érdekében.

### Irodalom

- ASZÓDI A. (2007) Atomerőművek a villamosenergia-termelésben. Magyar Tudomány, 168, pp. 11-18. (<http://www.matud.iif.hu/2007-01.pdf>)
- BARNOLA, J.-M. – RAYNAUD, D. – LORIUS, C. – BARKOV, N. I. (2003) Historical CO<sub>2</sub> record from the Vostok ice core. In Trends: A Compendium of Data on Global Change. Carbon Dioxide Information Analysis

- Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tenn., USA., (<http://cdiac.ornl.gov/trends/co2/vostok.htm>)
- BOYES, E. – STANISSTREET, M. (1994) Children's ideas about radioactivity and radiation: Sources, modes of travel, uses and dangers. *Res. Sci. Technol. Educ.* 12, pp. 145-160., (<http://www.liv.ac.uk/~qe04/eeru/rste1994.htm>)
- ENERGY INFORMATION ADMINISTRATION (2006) Annual Energy Review 2006. Energy Information Administration, Official Energy Statistics from the U.S. Government, June 27, 2007, (<http://www.eia.doe.gov/emeu/aer/>)
- ENERGY INFORMATION ADMINISTRATION (2007) International Energy Outlook 2007, Energy Information Administration, Official Energy Statistics from the U.S. Government, May 2007, (<http://www.eia.doe.gov/oiaf/ieo/index.html>)
- IPCC (2007) Intergovernmental Panel on Climate Change, Fourth Assessment Report Climate Change 2007: Synthesis Report, IPCC, Valencia, 17 November 2007, (<http://www.ipcc.ch/ipccreports/ar4-syr.htm>)
- KEELING, C. D. – WHORF, T. P. (2005) Atmospheric CO<sub>2</sub> records from sites in the SIO air sampling network. In *Trends: A Compendium of Data on Global Change*. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tenn., USA., (<http://cdiac.ornl.gov/trends/co2/sio-mlo.htm>.)
- KIS T. – PAPP Z. (2005) A radioaktivitás tanítása, társadalmi hatások. *Fizikai Szemle* 55(7) pp. 248-254., (<http://www.kfki.hu/fszemle/archivum/fsz0507/kis0507.html>)
- UNITED NATIONS (2008) Population Division of the Department of Economic and Social Affairs of the United Nations Secretariat, *World Population Prospects: The 2006 Revision and World Urbanization Prospects: The 2005 Revision*, <http://esa.un.org/unpp>, Monday, January 21, 2008; 9:53:32 AM.
- SZATHMÁRY Z. (2001) A jövő atomerőművei. *Magyar Tudomány*, 46, pp. 1292-1299. (<http://www.matud.iif.hu/01nov/szatmary.html>)
- VAJDA GY. (1998) Energiaforrások. *Magyar Tudomány*, 43, pp. 645-675.
- VAJDA GY. (2001) Energetika és fenntartható fejlődés. *Természet Világa* 8, pp. 340-345., (<http://www.kfki.hu/chemonet/TermVil/tv2001/tv0108/vajda.html>)
- VAJDA GY. (2002) A nukleáris energetika kilátásai. *Fizikai Szemle*, 52, pp. 326-329., (<http://www.kfki.hu/fszemle/archivum/fsz0212/vajda0212.html>)
- VIDOVSKY I. (2003) Az atomenergia előnyei és kockázatai. *Fizikai Szemle*, 53, pp. 272-278., (<http://www.kfki.hu/fszemle/archivum/fsz0308/vidov0308.html>)

Némethné Dr. Katona Judit<sup>1</sup>

## **Tanösvény kialakítása a BMF RKK környezetmérnök szakos hallgatói részére a természettudományi tárgyak terepi oktatásának fejlesztése érdekében**

### **Abstract**

The objective of present scientific research has been to analyze the environmental education aspects of field exercises, to establish and improve environmental awareness, defined as the condition of sustainable development, for environmental engineer and engineer instructor students in an environmentally adequate educational environment. To establish and develop skills and knowledge of environmental awareness, the environment must be interpreted as a system, it must be presented as the sum of the mutual influences and effects of the living and inanimate components. The presentation presents a complex set of tests, also designating the location of the tests, to observe and determine conditions focused on living organisms, since the indicators of living systems also indicate the conditions of the inanimate components.

### **1. Bevezetés: a téma aktualitása**

A Budapesti Műszaki Főiskola Rejtő Sándor Könnyűipari és Környezetmérnöki Karán 2000-től kezdődően folyik környezetmérnök oktatás, 2006 őszétől már BSc képzés keretében. Az oktatás szerves részét képezik a külső helyszíneken tartott gyakorlati foglalkozások, terepi megfigyelések, terepgyakorlatok. A terepi vizsgálatok megvalósításához a főiskolai épület közvetlen szomszédságában tanszéki kutatómunka eredményeként tanösvény kalauz segítségével bejárható környezetvédelmi tanösvényt alakítottunk ki a hallgatók bevonásával.

A terepen megvalósítható oktatás környezetpedagógiai jelentősége az, hogy a fenntartható fejlődés feltételeként megfogalmazott környezeti tudatformálást segíti elő környezetadekvát oktatási környezetben. A környezettudatosságot elősegítő készségek és ismeretek fejlesztése a környezet rendszerként történő értelmezésén, az élő és élettelen alkotók együttes hatásmechanizmusának bemutatásán alapszik.

A terepi oktatás megvalósítása céljából kialakított munkáltató típusú tanösvény biztosítja az aktív, tapasztaláson alapuló ismeretszerzés és készségfejlesztés lehetőségét, mert feladatok elvégzésére irányul, cselekvések során valósul meg, ugyanakkor lehetővé teszi a természeti értékek bemutatását, megvalósítja a természetvédelmi tájékoztatást.

A tanösvény állomásaihoz kapcsolódó feladatok megoldása által a hallgatók a környezeti állapotértékelés módszereit sajátíthatják el, miközben olyan készségek, képességek, kompetenciák megszerzésére nyílik lehetőségük, amelyek tantermi körülmények között nem valósíthatók meg (pl. tájékozódás, bioindikátorok alkalmazása a környezetminőségben).

A földi élet fenntarthatósága az emberi társadalom és a környezet harmonikus, egyensúlyi állapotán múlik. Elérése örök célnak tekinthető, amelyhez a fenntartható fejlődés folyamata vezet, megvalósításának feltétele pedig az emberek környezeti tudatformálása.

A paradigmaváltás igénye napjainkra létkérdéssé vált, a környezeti nevelés tartalma kibővült, „környezetért nevelést” (education for the environment) jelent, amely magában

<sup>1</sup> Némethné Dr. Katona Judit Budapesti Műszaki Főiskola, Környezetmérnöki Intézet, Budapest E-mail: katona.judit@rkk.bmf.hu

foglalja a környezettudatos életvitel iránti elkötelezettség kialakításának elősegítését, folyamatos megerősítését, a magatartás-, értékrend-, attitűd- és érzelmi viszonyulások formálását, az ismeretek bővítését és a cselekvések kiváltását a környezet további egyoldalú károsodásának, degradációjának megelőzése érdekében.

Az egyetemek és főiskolák jelentős társadalmi színterek, amelyek szoros összefüggésben állnak a hallgatók környezeti-környezetvédelmi és fenntartható fejlődésre vonatkozó ismeretei, műveltsége és környezettudatos magatartása között. Éppen ezért a főiskolánk környezetmérnök szakán a terepen végzett megfigyelések szerves részét képezik a tananyagoknak.

Comenius forradalmi ismeretelmélete az empirizmus, azaz a **szemléltetés pedagógiája**, amelyben a tanító feladata a tanuló elé tárni a világot, vagyis a minket körülvevő létező dolgok összességét. A környezet tanulmányozása tehát szemléltetésen, a tanulási folyamat konkrét érzékelésen, tapasztaláson alapul. *„Szükséges, hogy a megismerés mindig az érzékszervekből induljon ki (semmi sincs ugyanis az értelemben, ami nem volt meg előbb az érzékekben). Mi más ez, mint az, hogy a tanítás ne a dolgok szóbeli elbeszélésével vegye kezdetét, hanem a reális megfigyeléssel? És végül, miután megmutattuk a dolgot, jöhet a bővebb magyarázat.”*(COMENIUS 1953)

**Direkt** irányítás esetén a tanár az ismeretek forrása, meghatározza az elsajátítás lépéseit, közvetlenül irányítja a tanulási folyamatot.

Feladatok köré szerveződő, csoporttevékenység által megvalósuló, **indirekt** irányítás esetén a tanár a háttérben marad, a hallgatók a feladatmegoldás során „fedezik”/építik fel az ismereteket.

A cselekvési módokat a **tanulásemlétek** és azok pedagógiai tanulságai jelentik, amelyek közül a felfedezésen alapuló (problémamegoldó, szabad) tanulás a hallgató közreműködésére, tevékenységére épül, személyre szabott, önállóságot biztosít, ezért motiváló hatású, és hatékony. A csoport tevékenységet kívánó feladatmegoldás (pl. projekt módszer), így a tanösvény feladatai is valamely környezeti értéket, állapotot, problémát vizsgálnak, amelyek az adott helyszínen megismerhetők, fellelhetők, megtapasztalhatók, tehát valódi probléma köré rendezi a tanulást.

## **2. Tanösvény tervezése a környezettudatosságot elősegítő készségek fejlesztésére, a tapasztaláson alapuló ismeretszerzés megvalósítására a természetvédelem igényeinek érvényesítése mellett**

A **tanösvény** – ahogy a neve is mutatja – egy tanulási, ismeretszerzési céllal kialakított sajátos turistaösvény, terepi bemutatóhely, amelyen végighaladva megismerhetők táblák vagy kirándulásvezető segítségével az adott terület természeti, kultúrtörténeti adottságai, értékei, valamint azok megőrzésének fontossága és módjai is.



## 1.1. A terepi oktatás, a tanösvény helyszíne



1. ábra. Kiscelli Kastélykert (<http://korlat.bmknet.hu/hun/kiscell/terkep.html>)

A Doberdó tanösvény a Kiscelli-kastélypark és a főiskola környezetében, jól megközelíthető helyen, viszonylag kis területen a felfedezésre váró különleges értékek jó tanulmányozhatóságát kellemes környezetben biztosítja.

A tanösvény területe **földrajzi fekvése** alapján, a Budai-hegyvidék Hármashatár-hegy csoportjának kezdő tagjához, azaz a Mátyás-hegyhez ÉK-i irányban csatlakozó és a Bécsi úttal határolt sík között kialakult Kiscelli-fennsík részeként helyezkedik el Óbuda közepén.

A területet nyugaton a Folyondár utca, Remetehegyi út és Kolostor utca, északon a Kiscelli utca, keleten a Doberdó út fogja közre (1. ábra).

## 1.2. A tanösvény sajátosságai, állomásai

A tanösvény feladatai a környezeti elemek megfigyelésére, elemzésére irányulnak, vizsgálható az élettelen (abiotikus) természet (kőzet, domborzat, klíma, talaj, felszíni vizek), az élővilág (bioszféra) és a társadalmi (nooszféra) hatás egyaránt.

A terület természeti értékeinek tanulmányozására, valamint a mérő- és mintavételi helyek kiválasztására a tanösvény kijelölt állomásai a legalkalmasabbak. A terület kijelölésénél, a bemutatásra kerülő témák kiválasztásánál fő szempontként érvényesült: az informatív jelleg, a természeti értékek megóvására irányuló törekvés, valamint az, hogy a célnak megfelelő, de a legkevésbé balesetveszélyes, biztonságosan megközelíthető helyek legyenek.

A tanösvény 11 állomása kirándulásvezető segítségével járható be. Létesítésének pedagógiai módszertanát alapvetően a Hol? Mit? és Hogyan? kérdések határozták meg.

A tanösvény a kijelölt feladatok és magyarázatok révén tájékoztat a terület földrajzi helyzetéről, földtani és felszínfejlődési folyamatairól, víztani értékeiről, életközösségeiről, a vegetáció sajátosságairól, tájökölógiai jellemzőkről és kultúrtörténeti értékekről.

Az ismeretszerzés módja szerint a tervezett tanösvény munkáltató típusú terepbejárást tesz lehetővé. Interaktív jellegét a feladatok csoportos munkaformában történő megoldása, a csoporttagok kölcsönhatásai, interakciói biztosítják.

A Doberdó tanösvény teljes **hossza** 843 m, **Ny-K irányú kiterjedése** 43-228 m, **tengerszint feletti magassága** 150-160 m-ig terjed (északi szélesség: 47°32', keleti hosszúság: 19°1,8'). Menetidő: kb. 60 perc.

**Megközelíthető** a Bécsi út felől a 17-es villamossal, illetve a 60-as autóbusszal a Kiscelli utcán vagy a Doberdó úton keresztül, valamint az Újlaki templomtól a Szépvölgyi úton, a Folyondár és Kolostor utcán át gyalogosan és a 165-ös autóbusszal.

A mindössze 15-hektáros területen a természeti, és az épített környezet állapota egyaránt jól megfigyelhető (2. ábra).

1. állomás: Felhagyott agyagbánya gödör
2. állomás: Meddővel feltöltött terület
3. állomás: Schmidt-forrás
4. állomás: Mészköszikla
5. állomás: Ligetes park
6. állomás: Édesvízi mészkőterasz
7. állomás: Kiscelli Múzeum
8. állomás: Kiscelli Kálvária stációi és kápolnája
9. állomás: Kilátópont (IX. és X. stáció között)
10. állomás: Kápolna forrás
11. állomás: **Kiscelli agyag bemutató hely**

## 2. Az élő és élettelen (biotikus és abiotikus) környezeti elemek megismerésére, állapotfelmérésére irányuló feladatok

A vizsgálatok döntő része az élőlények bioindikátorként történő felhasználására épül, mert az élő alkotók élettevékenységük révén magukban foglalják az élettelen alkotók sajátosságait is.

### 2.1. Az állomásokon elvégzendő feladatok, vizsgálatok

A feladatsor összegzi a tanösvény egész területén elvégezhető feladatokat, valamint az egyes állomásokhoz speciálisan kapcsolódó bemutatási lehetőségeket. Ez utóbbiak szemléltetésére kiemelem az 1. és 2. állomás bemutatását.

#### 1. állomás: Felhagyott agyag – és mészkő – bánya gödör

#### 2. állomás: Meddővel feltöltött terület

##### • *Megfigyelhető természeti értékek*

A párkánysík tövében, a kiscelli (*Salgó*) és a Nagybátony-Újlaki (*Bohn*) téglagyárak fejtéseiben közel 200 évig bányászták a kiscelli agyagot, égettek belőle téglát és tetőcserepet, a hegy kőfejtői pedig az 1910-es évekig szolgáltattak követ a főváros építkezéseinek.

A bányászati tevékenység ma a tájszerkezet meghatározójává vált, amelyek maradandó emlékeit e két állomáson megfigyelhető tájsebek – 51 m átmérőjű 18 m mély agyagbányagödör, valamint a meddő – jelzik.

##### • *Kijelölt feladatok: Növényzeti vizsgálatok*

A növényzet szukcessziójának, illetve a kialakult elegyes lombhullató erdő struktúrájának megfigyelése, pionír növényfajok fajainak meghatározása.

**Magyarázat:** A szukcesszió vegetációfejlődést, azaz az élőlénytársulások tér-időbeli változását, az eltérő fajösszetételű állapotok egymásutánosságát jelenti: a kezdő pionír növénytársulásoktól a záró társulásokig (*klimax*) bezárólag.

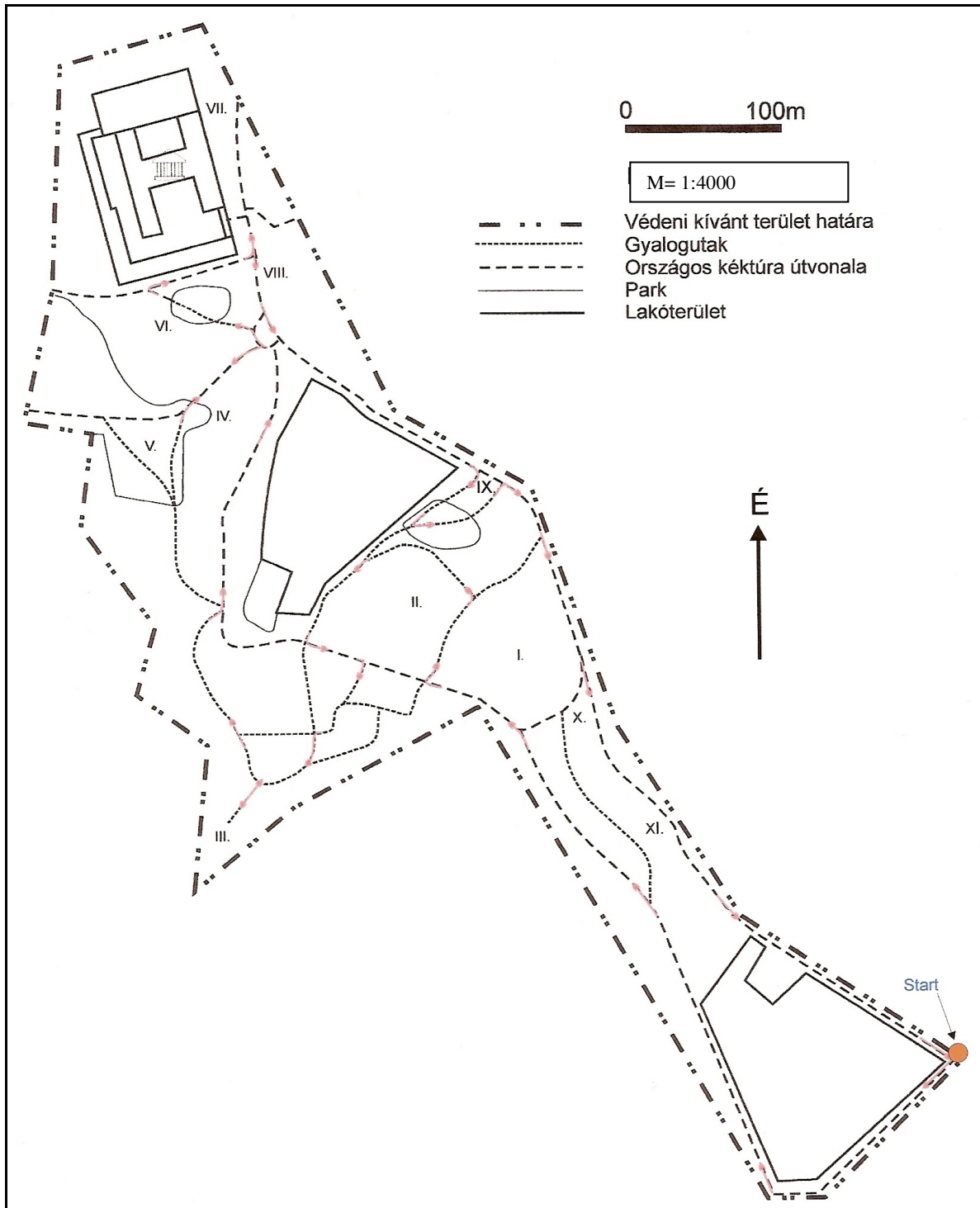
A területen a bolygatás (*bányaművelés*) következtében elsődleges szukcesszió figyelhető meg, amelynek folyamata a II. világháború befejeztével kezdődött, és a természetes beerdősülés, illetve a néhol megmaradt betelepített állomány révén nyerte el mai állapotát.

Lombkorona szintben megtalálható a Virágos kőris, Mezei juhar, Korai juhar, a fává is megnövő Sajmeggy.

A dús cserjeszintben a Húsos som, Veresgyűrűsom, Varjútövis, Egybibés galagonya, Bibírcses kecskerágó, Fekete bodza.

Az aljnövényzet már a másodlagos szukcesszióra enged következtetni.

A Virágos kőris, illetve a néhol előforduló Nagylevelű hárs, valamint a társulás gyepszintjének jégkorszaki reliktum faja a Waldstein pimpó (*Waldsteinia geoides*) utalnak a hársas-törmeléklejtő-erdő mivoltára.



2. ábra. Doberdó tanösvény útvonala (Az 1. ábra térképe alapján szerkesztve)

## 2.2. A tanösvény teljes területén elvégezhető feladatok

- **A levegő szennyezettségének vizsgálata bioindikátorok segítségével**

Kén-dioxid szennyezés hatásának megfigyelése szenzitív lombhullató fák levelén.

Levegőszennyeződés kimutatása akkumulatív fák kérgéből.

A légszennyezettség hatásának vizsgálata a csapadék kémhatására.

Ülepedő- és a levélfelület által megkötött por mennyiség meghatározása.

- **Állattani vizsgálatok**

A terület állatközösségeinek tanulmányozása, azok megfigyelésével (*gerinces, gerinctelen fauna*).

Az állatok **cönológiai felvételezése** mellett az állatközösség jellemző fajainak **súlysűrűség** és **súlydominancia** érték meghatározását lehet elvégezni.

További feladat az állatfajok rendszertani besorolása és tömegviszonyainak felmérése, majd az összefüggések felismerése az élethely és a táplálkozási kapcsolatok vonatkozásában, valamint a **diverzitás** (*életközösségek fajgazdagsága*) megállapítása.

Az állattani vizsgálatok mind a minőségi (*kvalitatív*), mind a mennyiségi (*kvantitatív*) módszereket felhasználva alkalmasak az állatvilág struktúrájának (*faji összetétel*) megismerése mellett, a zoocönózist felépítő fajok, életformacsoportok tömegviszonyainak (*súlysűrűség, súlydominancia*) mérésére is.

- **A növényzet zajsűrű hatásának megállapítása**

A növényzet zajsűrű hatásának (*a levelek zajvisszaverő képességének*) megállapítása több mérési pont (*zajforrástól különböző távolságokban történő*) kijelölésével, és a kapott adatok térképen való ábrázolása útján valósítható meg.

- **Mikroklíma vizsgálatok a vegetáció sajátosságai alapján**

Szélsebesség intenzitás és páratartalom mérése, elemzése, a területen kijelölt pontokon.

A napsugárzás időtartamának és a fény intenzitásának mérése.

Eltérő fényigényű és hőmérséklet-igényű növényfajok megfigyelése.

- **Ökológiai talajvizsgálatok**

Talajhőmérséklet összefüggésének vizsgálata a növényzet fejlődésével.

A talaj termőképességének megállapítása a mésztartalom függvényében.

Talaj kémhatás növényfajokat befolyásoló szerepe.

Talajjelölények megfigyelése.

## 3. Összegzés

A kutatás egészének áttekintése alapján megállapítható, hogy a környezettudatosságot szolgáló készségek fejlesztésére, a fenntarthatósági ismeretek közvetítésére, a rendszerszemlélet megalapozására a terep, a természeti (valós) helyszín a leghatékonyabb tanulási környezet.

A terepen megvalósítható környezet- és természetvédelmi terepgyakorlat oktatási-tanulási forma. Az ismeretszerzés szempontjából a közvetlen szemléltetés és bemutatás valós környezetben megvalósuló módszere. Az ismeretfeldolgozás alapján a környezetet rendszerként értelmező kauzális jellegű folyamat, az ökológiai-biológiai környezetminősítés, az objektív állapotfeltárás eszköze. A tanulás tekintetében tevékenység központú, tapasztaláson alapuló operatív tanulás-szervezési mód. A környezeti nevelés oldaláról nézve holisztikus kitekintésű, a táj habitusára, fő jellemvonásainak kiemelésére irányul. Tevékenység-szervezési mód alapján a csoportos munkaformákat preferáló tanulási forma. A csoporttevékenység során a közösség befolyásoló hatása által megvalósuló indirekt nevelési

módszerek, közvetett nevelő hatások érvényesítésének színhelye. Az önfejlesztő és közösségfejlesztő hatások csoportnyomásra, a csoporttagokkal való kapcsolattartásra épülnek.

A környezet- és természetvédelmére irányuló nevelés eszköztárát a terepgyakorlatokon a környezet megismerésére, állapotának felmérésére irányuló vizsgálatok, feladatok jelentik, melyeket környezetpedagógiai szempontból hatékonyabbá tesznek a tanösvények.

### Irodalom

- GUCKLER KÁROLY TERMÉSZETVÉDELMI ALAPÍTVÁNY (1998) Mesél Óbuda Földje. Budapest  
KÁRÁSZ I. (1996) Ökológia és Környezetelemzés, terepgyakorlati praktikum. Pont Kiadó, Budapest  
NÉMETHNÉ K. J. (2006) A környezet- és természetvédelmi oktatás terepi lehetőségeinek alkalmazása és módszereinek továbbfejlesztése a Máriaremetei-szurdokvölgy példáján. Doktori értekezés, Sopron  
WEIN GY. (1997) A Budai-hegység tektonikája. MÁFI alkalmi kiadványa  
<http://korlat.bmknet.hu/hun/kiscell/terkep.html>

*Bodáné Kendrovics Rita*<sup>1</sup>

## **Vízminőségi állapotfelmérés és elemzés az Aranyhegyi-patakon**

### **Abstract**

Base of the research program is the assessment and analysis of water quality of the creek Aranyhegyi. Water analysis worked out for creeks and regulations of the Water Framework Directive (WFD) give background for a new college bulletin of condition appraisal. Goal of the new methodology in vocational training of environmental engineering is to make students capable to analyze cases of environmental pollutions and to properly validate the accuracy of their measurements. The student are trained how to react in extreme or unexpected situations to meet strict environmental requirements. Students measure in real aquatic environment on field to face typical water pollutions and their prevention technics. This research calls attention to the fact that creeks were not handled properly in landscape use in the past decades, became canals, lost importance in publicity, notwithstanding they heavily influence quality of large rivers.

The assessment and analysis of the water quality measurements of the creek Aranyhegyi aims to highlight the effect of society on water quality, in parallel with the requirements set in the Water Framework Directive for quality of creeks. On the other hand it provides a practical measuring methodology and college bulletin describing how the measurements should be authoritative, accurate and repetitive. It trains students how to fulfill the requirements of the WFD. The environmental studies can not be effective without renewing continuously according to the expectations of the society and science.

### **1. Vízminőségi vizsgálatok szükségességének aktualitása**

A kutatómunka alapját az Aranyhegyi-patak vízminőségi állapotfelmérése jelenti. A kisvízfolyásra kidolgozott és a Víz Keretirányelv előírásait figyelembe vevő vízminőségi vizsgálat biztosítja a gyakorlati háttérrel egy új hallgatói állapotértékelési tananyag, módszertan létrehozásához. Elsődleges célja egy olyan gyakorlati tananyag, módszertan kidolgozása, melynek felhasználásával hallgatóinkat alkalmassá tehetjük környezetszennyezési esetek helyzetelemzésére, méréseik hitelességének ellenőrzésére. Figyelmet kíván fordítani arra, hogy a tanultak alapján a hallgatók váratlan esetekben, vagy az egyre szigorodó követelményeknek is képesek legyenek megfelelni. Valóságos környezetben, vízterekben is végezzenek méréseket és az így megvalósuló terepi gyakorlatokon szembesüljenek a mindennapi vízi környezeti problémákkal és azok megoldására alkalmazott tevékenységekkel.

A vízminőségi vizsgálatokat a főiskolai hallgatók az irányító oktató jelenlétében, a megfelelő szakmai kapcsolatok (VITUKI) segítségével végzik el, és a kapott eredményeket a tantermi gyakorlatokon közösen dolgozzák fel.

---

<sup>1</sup> **Bodáné Kendrovics Rita** *Budapesti Műszaki Főiskola, Környezetmérnöki Intézet, Budapest* E-mail: bodane.rita@rkk.bmf.hu

## 2. Ökológiai vízminőség

Magyarországon jelenleg a kisvízfolyások átlagosan a tűrhető (III. osztály) minőségi osztályba tartoznak és igen kevés pozitív példa van arra, hogy megfelelően kezelik és hasznosítják a vizet. Ennek, a jelenleg már érvényben lévő előírásoknak megfelelően változnia kell, mivel az Európai Unióhoz való csatlakozás óta Magyarországra nézve is kötelező a Víz Keretirányelvben előírt feladatok végrehajtása, mely 2000. december 22-én lépett hatályba.

Az EU Víz Keretirányelv célja a vizek jó kémiai és ökológiai állapotának elérése, illetve fenntartása, beleértve a vízi ökoszisztémák, a víztől közvetlenül függő szárazföldi ökoszisztémák és vizes területek állapotának megőrzését és javítását is. A jó ökológiai állapotot a vízi ökoszisztémák szerkezetének és működésének minősége határozza meg, melyhez viszonyítási alapot a referencia vagy zavartalan állapot adja. A felszíni vizek ökológiai állapota integrálja a biológiai, hidrológiai és hidromorfológiai, fizikai-kémiai és az élővilágot érintő kémiai változók hatását.

A jó kémiai állapothoz az szükséges, hogy a szennyezőanyagok koncentrációja ne haladja meg az előírt határértékeket. Az irányelv kiemelt fontosságú feladatként határozza meg a víztestek kijelölését és állapotértékelését, majd az azt követő megfigyelőrendszer kialakítását.

A VKI előírásainak megfelelően el kell végezni a víztestek biológiai állapotfelmérését, mely során azon jellemzőket kell vizsgálni, melyek a benne élő szervezetek számára létfontosságúak, meghatározzák, illetve fenntartják azokat (halobitás, trofitás, szaprobitás, toxicitás). A vizsgálathoz a VKI ajánlása a biomonitoring mérési módszer alkalmazása, melynek fő jellemzői a fajösszetétel, a biomassza és az a-klorofill koncentráció.

A vizsgált paraméterek mellett természetesen a kémiai jellemzők vizsgálata is szükséges, így meg kell határozni, hogy milyen állapotváltozót, hol, mikor és milyen gyakran kell mérni, mely analitikai eljárással.

A vízminősítési folyamat egyik kiemelt fontosságú feladata a területen található vízhasználatok feltérképezése. Ezek többnyire nyilvántartott tevékenységek, a terepi bejárás, szemle azonban fényt deríthet illegális, nem engedélyezett vízhasználatokra, melyek környezetterhelő hatása sokszor nagyobb, mint az ellenőrzött, bejelentett tevékenységeké.

A kutatómunka, elsődleges célja mellett – módszertan, tananyagfejlesztés – hivatott arra, hogy felhívja a figyelmet arra a tényre, hogy kisvízfolyásaink az elmúlt évtizedekben nem töltötték be megfelelő szerepüket a tájhasználatban, csatornákká, vízvezető árkokká váltak, közvéleményben betöltött szerepük csökkent, pedig egyértelmű vízminőségi meghatározói nagyobb folyóinknak is. Kisvizeink minőségjavításának egyik záloga, hogy a helyi érdekeltek újra felismerjék a természeti értékeket, nagyobb hangsúlyt kapjanak a civil szervezetek anyagi és emberi erőforrást illetően.

A műszaki környezetmérnök képzésben folytatott vízminőség-védelmi környezettechnikai laboratóriumi és terepgyakorlatok módszertanának továbbfejlesztési lehetőségét biztosítja a kutatási munka, különös tekintettel azokra a körülményekre, melyeknek hazai szinten a közeljövőben meg kell felelni vízfolyásaink minőségét illetően.

## 3. Az Aranyhegyi patak bemutatása

Az Aranyhegyi patak az állandó jellegű vízfolyások közül a legnagyobb a budai oldalon. A mintegy 23 km hosszúságú patak a Pilis délkeleti lejtőjén lévő forrásból fakad és az Északi-összekötő vasúti híd mellett torkollik a Dunába. Általában a budai hegyvidékek vízfolyásai heves vízjárásúak és ezt igazolják az Aranyhegyi árok vízhozam adatai is. Az óbudai torkolatnál a gyakorlati tervezéseknél számba veendő kis vízhozama  $0,010 \text{ m}^3/\text{s}$ , közép

vízhozam sokévi átlaga  $0,30 \text{ m}^3/\text{s}$ , a 3% valószínűségű árvízhozam  $30 \text{ m}^3/\text{s}$ . A vízfolyás különösen zápor idején veszélyes, mert a hirtelen leesett vízmennyiséget medre nem tudja gyorsan levezetni. Vízugyűjtő területe  $120 \text{ km}^2$ , kiterjed a Pilisvörösvári-(Solymári)-völgyre, valamint északról a Pilisszántói és délről a Pesthidegkúti medencére. Mellékvizei a Pesthidegkúti-árok (Jegenye völgy), Háziréti-árok, Koller-árok, Pilisborosjenői-Ürömi-árok, Csíz völgy, Római-fürdői árok.

A vizsgált vízfolyás két legnagyobb pontszerű szennyező forrása a pilisvörösvári (1995) és a solymári Szennyvíztisztító Telepről a patakba engedett tisztított szennyvíz. A patak korábbi nagy szennyezője a Budai Nagy Antal laktanya 1991-ben megszűnt, jelenleg a laktanya területén épült lakópark elválasztott jellegű csatornahálózatának csapadékvizeit vezet el a patak. Az óbudai autóbuszgarázs szintén csapadékvizeket vezet a vízfolyásba, mióta kialakították annak korszerű szennyvízelvezetését. A Mocsáros-dűlő csatornázatlansága és az ott fellelhető tanyák a vízminőség romlásában jelentős szerepet játszanak, annál is inkább mert itt a patak kiépített, mesterséges mederben folytatja az útját.

A Közép-Duna-völgyi Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség feladata a vízfolyás vízminőségi vizsgálata. A vízminőségi ellenőrzéseket a jelenleg is érvényben levő MSZ 12 749:1993 szabvány alapján végzik el, mivel azonban a szabvány nem rendelkezik e kisvízfolyás állandó, folyamatos ellenőrzéséről, így a Felügyelőség döntése alapján az vízminőségi jellemzőket havi rendszerességgel vizsgálják. A Víz Keretirányelv azonban már ellenőrzött víztestként tüntette fel.

A víz minősítése a szabvány előírásai alapján öt jellemező csoport – oxigénháztartás, tápanyagháztartás, mikrobiológiai jellemzők, szerves és szervesetlen mikroszennyezők és egyéb (pH, hőmérséklet stb.) – szerint történik. Ezt hivatott kiegészíteni a biológiai vizsgálat, mely eddig nem tartozott szervesen a minősítési eljárásokhoz, és mely eljárás kidolgozása jelen kutatási munka egyik célja is.

#### **4. Kutatási eredmények: az Aranyhegyi patak vízminőségi besorolása**

A kisvízfolyás vízminősítésének első szakasza – terepi felmérés, mely terepgyakorlat keretében valósítható meg a főiskolai gyakorlati oktatás során. Fő célja, hogy az előzetesen elsajátított előadási anyagot gyakorlati alapokra helyezze, elmélyítse és komplex vizsgálati lehetőséget (környezet, partszakasz, időjárás és vízhasználatok) biztosítson a vízminősítéshez. Ez teszi lehetővé, hogy az oktatásban résztvevő hallgatók megértsék az összefüggéseket, egész rendszerében át tudják tekinteni a vízfolyást, mivel csak így tudnak a beavatkozáshoz szükséges lépéseket, teendőket megfogalmazni.

A terepszemle során mérési pontok jelölhetők ki, az itt végrehajtott mintavételezést követően a kémiai vízvizsgálatokat a főiskolai laborban végezhetik el a hallgatók, illetve akkreditált laborokban (pl. VITUKI), ezzel erősítve az oktatás és szakma kapcsolatát.

A kapott eredmények kiértékelése teremgyakorlatok keretén belül történhet, ahol a következtetések levonásával már az esetleges beavatkozások is megfogalmazhatók.

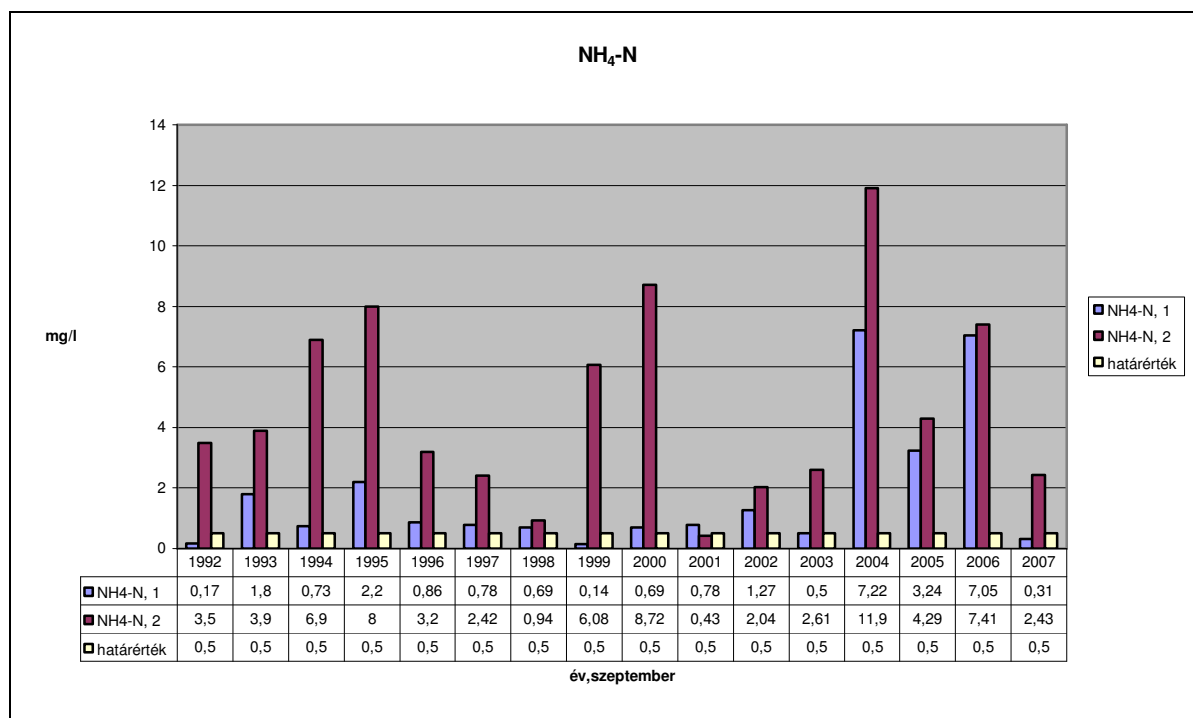
A kutatási munka során ebben a három fő lépésben kell a megfelelő módszertant és tananyag tematikát kidolgozni.

Az Aranyhegyi-patak vízminőségi vizsgálat eredményeinek elemzésével, adatfeldolgozásával lehetőséget kíván teremteni arra, hogy egyrészt bemutassa a társadalmi hatásokat a vízminőség alakulására, párhuzamot vonva azzal a követelménnyel, melyet a Víz Keretirányelv támaszt hazánk vízfolyásainak minőségével szemben, másrészt kidolgozzon egy olyan mérési módszertant, mely a megbízhatóság, hitelesség és megismételhetőség feltételeknek is eleget tesz. Felkészíti a hallgatókat a Víz Keretirányelvben foglaltak



megvalósításának feltételeire, ugyanis a környezeti oktatás, pedagógia csak akkor lehet igazán eredményes, ha folyamatosan megújul a tudomány és társadalom felől érkező elvárásoknak.

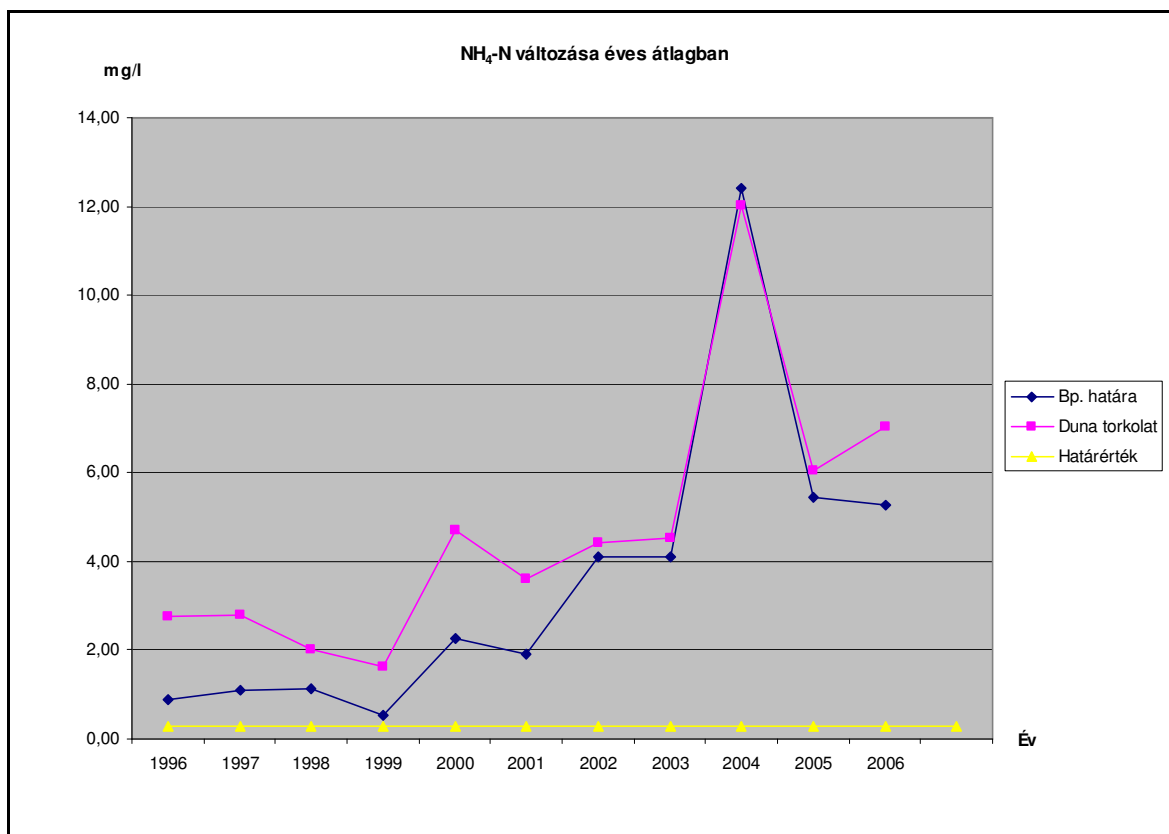
A Közép–Duna-völgyi Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőségtől kapott, 1992-2007 években havi rendszerességgel mért adatok feldolgozásával kapott eredmények jól mutatják, hogy a patak vízminősége nem éri el a kívánt jó besorolási szintet. A vízminőség ellenőrzését 32 komponens folyamatos mérése alapján végzik. Az egyik vizsgált komponens, az ammónia, mint a szerves szennyezettséget mutató legfontosabb összetevő mért koncentráció értékeinek feldolgozásával készült az 1. ábra.



1. ábra. Az NH<sub>4</sub>-N koncentráció értékei 1992-2007 szeptember hónapokban

Az 1. ábra az 1992-2007-es évek szeptember hónapjainak mért adatait tartalmazza két kijelölt mintavételi ponton, Bp. határánál (Téglagyár) (1. mintavételi hely) és a Duna torkolatnál, (2. mintavételi hely). A határérték (0,5 mg/l) a jelenleg érvényben levő MSZ 12 749: Felszíni vizek minősége, minőségi jellemzők és minősítés szabvány szerint a II. (jó) vízminőségi kategóriára vonatkozik, mely az EU 75/440/EEC szerint 0,078 mg/l (elfogadható 0,117 mg/l). Ehhez viszonyítva az oszlopdiagramok jól mutatják a többszörös határérték túllépést, valamint azt, hogy a mért eredmények a Duna torkolatnál még nagyobbak.

A 2. ábra az ammónia koncentráció 1996-2006 közötti éves átlagértékeinek alakulását mutatja. A kapott eredmények feldolgozásával kapott diagram felhívja a figyelmet arra, hogy milyen komplex szemléletmód szükséges ahhoz, hogy a kiértékeléseket elvégezzük. Mindkét mintavételi ponton megjelenő kiugró értékek a 2004-es év szárazsága, minimális csapadéktartalma miatt jelennek meg a diagramban, mivel a kisvízfolyás vízhozama elég csekély, így ebben az évben a vízutánpótlás feltehetőleg elsősorban a szennyvíztisztítók tisztított szennyvizének kivezetéséből adódott.



2. ábra. Az  $\text{NH}_4\text{-N}$  koncentrációk éves átlagértékeinek változása 1996-2006 között

Jelen összefoglaló tanulmány keretei nem adnak arra lehetőséget, hogy az összes többi vízminőségi jellemzőt vizsgálva vonjak le következtetéseket, így csak azt hivatott bizonyítani egy jellemző vizsgálata során, hogy milyen komplex szemlélet és problémameglátó képesség szükséges egy vizsgálat eredményeinek kiértékeléséhez. Minderre csak akkor lesznek képesek a hallgatók, ha a terepgyakorlatok lehetőséget adnak arra, hogy szembesüljenek a valós problémákkal.

## 5. Következtetések, további kutatási feladatok

A további vizsgálati eredmények nitrit, nitrát, foszfát esetében is azt támasztják alá, hogy a kisvízfolyás tápanyagterhelése igen magas, mely feltehetőleg a nem megfelelő fokozatú szennyvíztisztítás, illetve az illegális szennyvízbevezetéseknek tulajdonítható, valamint bemosódással kerülhet a patak vizébe.

A szabvány által feltüntetett minősítési csoportokban elvégezve az adatok feldolgozását a kapott eredmények alapján a kisvízfolyás több paraméter esetében a szennyezett vízminőségi kategóriába sorolható.

A kutatómunka következő munkafázisaiban kerül sor újabb ellenőrző mérések végzésére, melynek részét képezi a VKI által is ajánlott biológiai minősítés is.

## Irodalom

- BÁNHIDI V. (2006) Az Aranyhegyi-patak vízminőségének vizsgálata 2004-2005 között c. Szakdolgozat  
BMF RKK Környezetmérnöki Intézet, Budapest
- SZILÁGYI F. (2007) Módszertan a felszíni vizek környezetminőségi követelményeinek és terhelhetőségének meghatározására. Munkazáró jelentés, Budapest
- DUKAY I. szerk. (2000) Kézikönyv a kisvízfolyások komplex vizsgálatához. Göncöl Alapítvány és Szövetség, Vác
- Komplex monitorozó rendszer és adatbázis kidolgozása különböző környezetterhelésű kisvízfolyásokon az EU VKI ajánlásainak figyelembevételével című K+F projekt zárójelentése (2006) Budapest
- Közép-Duna-völgyi Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség Adattár(1992-2006)
- SOMLYÓDY L. (2002) A hazai vízgazdálkodás stratégiai kérdései. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest
- [www.emla.hu/alapitvany](http://www.emla.hu/alapitvany) - Kisvízfolyások rehabilitációja és fenntartható használata-kutató információs program a Galga vízgyűjtőjére
- [www.euvki.hu](http://www.euvki.hu)

*Bodorik Janka<sup>1</sup> – Antal Zsuzsanna<sup>2</sup>*

## **A természetvédelmi ismeretterjesztés szerepének és jelentőségének vizsgálata a településnagyság és az életkor függvényében**

### **Abstract**

Anurans play a very significant role in certain ecosystems. However, their number decreased considerably according to the previous period, as a result of decrease and deterioration of their territory, isolation of their populations and unfortunately in numerous cases of unwise extermination. Due to these unfavourable circumstances Amphibians became one of the most endangered classes of the Kingdom of Animals.

Many people consider frogs as 'don't like' animals. Some go even farther than this; saying they are repulsive therefore should be pursued. These people are ignorant of the ecological importance and scientific value of these animals.

For the sake of increasing the survival chances of frogs, it is vital to change the way people think of these animals and the propagation of nature conservation aspects may be one of the most effective methods. During our work we examined that environmental education in this topic how effects the relation of different aged children to these animals. To reach our main objective we gave lectures on frogs in three nursery-, three primary- and three secondary schools. To be able to judge the success of our lectures we made the audience fill in questionnaires before and after the lectures. Our results prove that by environmental education the relation of youngsters considering frogs could be changed positively.

### **1. Bevezetés**

Nem sok állatcsoport dicsekedhet olyan változatossággal, mint a farkatlan kétéltűek csoportja, a békák rendje. Magunk elé képzelve egy „békacirkuszt”, láthatnánk a Dél-kelet Afrikában őshonos, közel fél méter hosszú góliátbékát és a hozzá hasonló nagyságú amerikai óriás varasbékát. Körülöttük ugrálnának ugyanakkor a fél centiméternél éppen csak nagyobb nyílméregbékák is. Utánuk következnenek a színváltoztató művészek, majd megjelenne a kétméteres ugrásával elkápráztató erdei béka. S végül, az észak-amerikai ökörbéka eresztené ki a hangját úgy, hogy még a falak is beleremegnének. A hozzávetőleg 3500 fajból rendkívül sok az érdekes, elbűvölően szép, titokzatos típus. Éppen ezért nehezen érthető, hogy sokan miért undorodnak tőlük, és miért bántják őket. Ugyanakkor a gerincesek között kiemelkedő a kétéltűek veszélyeztettségének mértéke (PUKY M. 2000). Az élőhelyek eltűnése, a legeltetés, a vízrendezés, az idegen fajok betelepítése, az emelkedett szintű UV-sugárzás, a savas esők mellett ráadásul igen gyakran az emberi kegyetlenség szenvedő alanyai, melynek hátterében sokszor csak a tudatlanság, a kellő ismeretek hiánya áll. Utóbbi tényező kiküszöbölése érdekében a természetvédelmi ismeretterjesztést hívtuk segítségül, hiszen a természetvédelmi szemlélet kialakításának, megalapításának, tervszerű fejlesztésének döntő láncszeme az iskolai oktató-nevelőmunka (RAKONCZAY Z. 2002). Az IUCN, a Természetvédelmi Világszövetség szerint is a

<sup>1</sup> **Bodorik Janka Beáta** *Debreceni Egyetem, Természetvédelmi, Állattani és Vadgazdálkodási Tanszék, Debrecen* E-mail: yanga@freemail.hu

<sup>2</sup> **Antal Zsuzsanna** *Debreceni Egyetem, Természetvédelmi, Állattani és Vadgazdálkodási Tanszék, Debrecen* E-mail: zsuzsannaantal@gmail.com

kommunikáció, az oktatás és a szemléletformálás olyan társadalom-alakító eszközök, amelyek megfelelő kombinációban alkalmazva nagyban elősegítik a természetvédelmi munka sikerét (A *Professzorok Háza Környezeti Nevelési és Kommunikációs Programiroda 2005*). A természetet ismerő szakemberek, illetve a természetszerető laikusok jelentős része tisztában van a békák ökológiai szerepével, jelentőségével, azonban ennek az állatcsoportnak feltétlenül szüksége van arra, hogy a társadalom szélesebb rétegei is felfigyeljenek rájuk és észrevegyék őket. Sajnos sokan azt gondolják, hogy gusztustalanok, undorítóak, taszítóak, és éppen ezért félelmükben tudomást sem vesznek róluk, vagy éppen bántják őket. Ezért gondoltuk azt, hogy az ismeretterjesztés az, amivel igazán hathatnánk (a békákkal együtt) az emberekre. Úgy ítéljük meg, hogy a környezeti tényezők megváltoztatására irányuló erőfeszítéseken túlmenően az emberek gondolkodásának, ezen állatcsoporthoz való viszonyulásának kedvező irányba történő befolyásolása hatékony eszköz lehet a fajvédelmi célkitűzéseink elérésében.

A célkitűzéseink elérése érdekében három óvodában, három általános- és három középiskolában tartottunk előadásokat a békákról, amelynek sikerességét az előadásokat megelőzően, illetve azokat követően kitöltött kérdőívekben adott válaszok alapján ítéltük meg. Munkánk során az alábbi kérdésekre kerestünk választ:

- Milyen mértékű ellenszenv alakult ki a vizsgált korcsoportokban a békák iránt?
- Népszerűsíthetők-e ismeretterjesztéssel ezek az állatok?
- E téren milyen a természetvédelmi ismeretterjesztés hasznossága és hatékonysága?
- A gyerekek hozzáállását befolyásolja-e a lakóhelyükül szolgáló település (városok) nagysága?
- A gyerekek korosztálya mennyire befolyásolja a békákhoz fűződő viszonyukat?
- Melyik vizsgált korosztályban befolyásolható leginkább a gyerekek véleménye, ennél fogva milyen korosztályban lehet leghatékonyabb a szemléletformálás?

## **2. A vizsgálatok anyaga és módszere**

Kutatómunkánk alapvetően három részre osztható. Első lépésben kérdőíves felméréseket végeztünk Túrkevéen, Mezőtúron, illetve Debrecenben. A vizsgálatainkba a fenti településeken 1-1 óvoda összevont csoportját, 1-1 általános iskola ötödik, és 1-1 középiskola tizedik évfolyamát vontuk be. A gyerekeken túlmenően a nevelők, tanárok, tanárnők között is végeztünk tájékozódó jellegű felmérést.

A városokat méretük és lakosságuk száma szerint választottuk ki, mivel arra is szeretnénk volna választ kapni, hogy a válaszadók lakhelyéül szolgáló település mérete mennyiben befolyásolja a megkérdezettek békákhoz való viszonyulását. Így Túrkeve mint kisváros, Mezőtúr mint közepes méretű-, és Debrecen mint nagyváros szerepelt vizsgálatainkban.

A kérdőív az általános-, és középiskolás diákok esetében 10 kérdésből, a tanároknál és óvónőknél 15-15 kérdésből állt. A kérdőív szerkesztésekor igyekeztünk a célkitűzéseink szempontjából legszükségesebb témakörökre koncentrálni. Ügyeltünk arra, hogy a megfogalmazott kérdések logikai sorrendben kövessék egymást, egyértelműek, és könnyen érthetőek legyenek. A teszteket személyesen, illetve a tanárokon, oktatókon keresztül juttattuk el a válaszadókhöz. A minél nagyobb számú válaszadás elérése érdekében, az úgynevezett önkitöltős kérdőívezés módszerét alkalmaztuk, hiszen ezek a kérdőívek alkalmasabbak a kényes kérdések kimutatására, e módszer ugyanakkor gazdaságos, gyors és kérdezőbiztosi torzításoktól mentes (BABBIE, E. 2003).

Az óvodás gyerekekkel nem töltöttük ki kérdőíveket, velük az óvónők jelenlétében elbeszélgettünk, a beszélgetés közben, illetve azt követően a tapasztalatainkról jegyzeteket készítettünk. Az óvónőket természetesen megkértük, hogy töltsék ki a számukra kidolgozott

kérdőíveket, amely kérdésnek sokan nagyon szívesen eleget is tettek. A többi intézménnyel ellentétben, az óvodákba nem térünk vissza előadást tartani, hiszen már a beszélgetések tapasztalataiból sikerült levonni a következtetéseket.

Második lépésként békákkal kapcsolatos ismeretterjesztő előadásokat tartottunk azokban az osztályokban, ahol korábban a tanulók kitöltötték a kérdőíveket, és a középiskolákban ott, ahol a 11. osztályban még folyt biológiatanítás. Az előadásokat minden esetben a tanóra keretein belül tarthattuk meg.

Mivel az eredményes szemlélet- és tudatformálás nélkülözhetetlen feltétele, hogy tartalma az alapismeretek közlésétől az összegzések feltárásán keresztül a szakismeretek átadásáig terjedjen (RAKONCZAY Z. 2002), a 14 megtartott előadás témája elsősorban a békák természetvédelmi jellegzetességeinek, veszélyeztetettségének ismertetésére, illetve a veszélyeztető tényezők hatásának kiküszöbölésére, a békavédelem sajátosságaira terjedt ki. Ezen kívül természetesen állandó tématerület volt a farkatlan kétélűek ökológiai jelentőségének, törzsfajlódási szerepének, illetve az egyedfejlődésük, életmódjuk érdekességeinek ismertetése is. Szemléltetésképpen pedig minden alkalommal vittünk egy zöld varangyot, amit közelebről is megnézhetek az osztályban.

A munkánk harmadik lépéseként újabb kérdőívet töltöttünk ki azokkal a diákokkal, akik részt vettek ezen a természetismeret-, illetve biológia órán. E kérdőívben arra voltunk kíváncsiak, hogy volt-e valamilyen hatással az előadás a hozzáállásukra, szemléletükre, változott-e valamilyen mértékben a gondolkodásuk a békákkal kapcsolatban. A felmérések során kitöltött kérdőívek számát településenként, illetve intézménytípusonként az 1. és 2. táblázat szemlélteti.

1. táblázat. Az első felmérés során kitöltött kérdőívek számának alakulása

Intézménytípus	Túrkeve		Mezőtúr		Debrecen	
	Diák	Tanár	Diák	Tanár	Diák	Tanár
	(fő)					
Általános iskola	26	3	65	3	71	3
Középiskola	100	1	83	2	70	1
Óvoda (óvónők)	1		6		3	

2. táblázat: A második felmérés során kitöltött kérdőívek számának alakulása

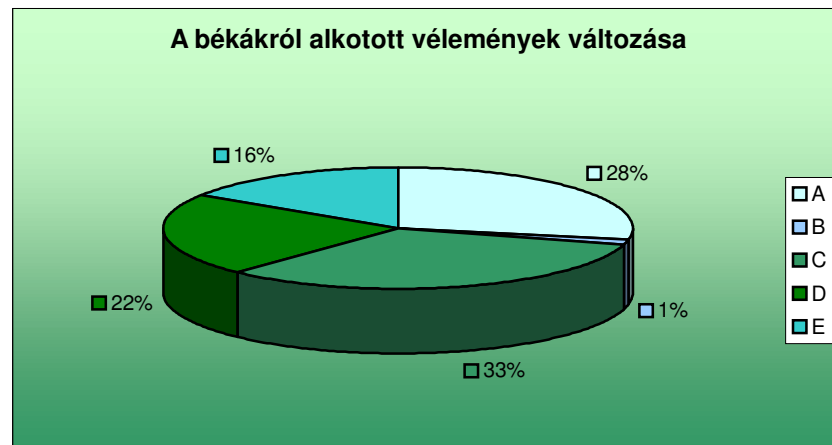
Intézménytípus	Túrkeve		Mezőtúr		Debrecen	
	Diák	Tanár	Diák	Tanár	Diák	Tanár
	(fő)					
Általános iskola	25	1	63	1	52	2
Középiskola	31	1	43	1	26	1

### 3. Eredmények

Az eredmények értékelésének első részében a korosztályokból adódó különbségeket hasonlítottuk össze. Az óvodásoknál meglepő eredményként értékeltük azt, hogy félelmet, tartózkodást, undort egyáltalán nem, vagy csak elvétve tapasztaltunk, hiszen a gyerekeket az érdeklődés, a jóindulat, az abszolút pozitív hozzáállás jellemezte. Ezt a megfigyelést támasztja alá az óvodások által feltett kérdések sokasága, illetve az, hogy sokan kezdték mesélni tapasztalataikat, benyomásukat, élményeiket a békákkal való találkozásukról.

Az általános- és középiskolás diákok, illetve tanáraik véleményének összehasonlításakor azt vettük észre, hogy az elemi iskola tanulóit lehet a legjobban befolyásolni, szemléletüket

alakítani. A következőkben szemléltetjük e gyerekek előadást követő véleményváltozását (1. ábra).



1. ábra. A békákról alkotott vélemények változása a „Változott-e a véleményed az előadáson elhangzottak alapján, és ha igen, milyen irányba?” kérdés alapján

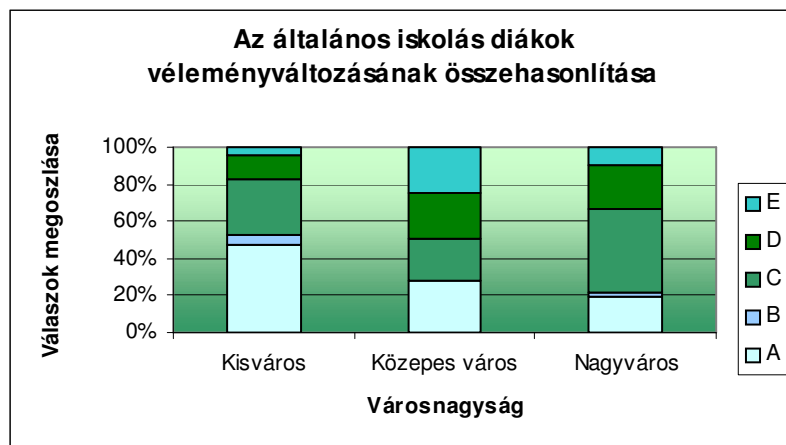
A fenti kérdésre öt válaszlehetőséget adtunk, melyek a következők voltak:

- A, Igen, eddig nem szerettem őket, de most már igen.
- B, Igen, eddig szerettem őket, de most már nem.
- C, Nem, eddig is szerettem őket.
- D, Nem, eddig sem szerettem őket, ezután sem fogom.
- E, Nem tudom.

Amint az ábrán is látható, azoknak a diákoknak a 28%-át győztük meg a békák hasznosságáról, akik az előadás előtt nem kedvelték ezeket az állatokat. Vagyis a tanulók közel 1/3-ával sikerült megkedveltetni a békákat. A gyerekek 33%-a az előadás előtt is szerette a békákat, viszont a korosztály 22%-át sajnos nem sikerült szemléletváltásra készítenünk. A fennmaradt 16% az előadást követően még mindig nem tudta, hogyan viszonyuljon a farkatlan kétélűekhez.

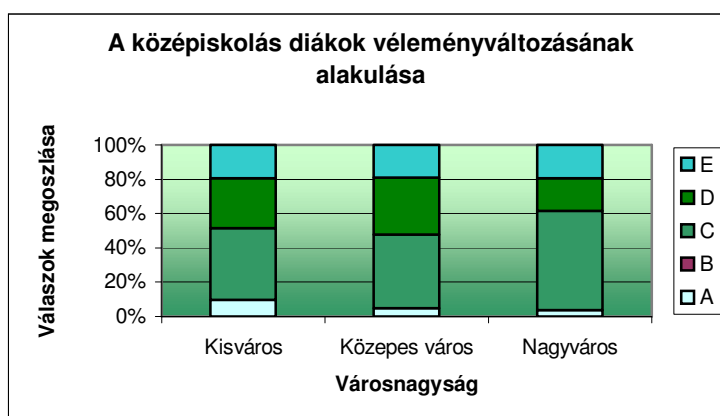
Az eredmények értékelésének második fejezetében a városok méretéből adódó eltéréseket vetettük össze, hiszen arra is kíváncsiak voltunk, hogy a lakóhely mérete mennyiben befolyásolja a feltett kérdésekre adott válaszokat, azaz a békákkal kapcsolatos hozzáállást. Az óvodások esetében, a kis- és közepes nagyságú városokban élő gyerekek békákhoz való viszonyában lényeges különbséget nem tapasztaltunk, mindenhol teljesen pozitív hozzáállást éreztünk. Nagyvárosban viszont észrevettük, hogy feltűnően kisebb volt a gyerekek érdeklődése, a két kisebb településhez képest. Ugyanakkor Debrecenben sem tapasztaltunk semmiféle ellenszenvet vagy rosszindulatot a gyerekek részéről. Az óvopedagógusok tekintetében sem volt lényeges különbség az egyes méretű városok között, amit az is bizonyít, hogy a település méretétől függetlenül próbálják mindenhol a gyerekeket a helyes természeti magatartásra nevelni. Természetesen nagyvárosban nehezebb olyan helyet találni, ahol saját környezetükben figyelhetők meg a békák, de itt is mindent megtesznek az óvónők annak érdekében, hogy az ilyesfajta programok megvalósuljanak.

Az általános iskolás diákok véleményeinek változásakor (2. ábra) a kisvárosban értük el a legnagyobb eredményt, hiszen itt a tanulók közel felének sikerült megváltoztatni a véleményét, vagyis közel 50% jelölte be azt a válaszlehetőséget („A” lehetőség), hogy az előadás következtében kedvelte meg a békákat. Ez az arány a közepes méretű városban hozzávetőleg 30%, míg nagyvárosban 20% volt. Ebből kitűnik, hogy a kisebb, természethez közelebb álló településeken a diákok e téren könnyebben befolyásolhatók.



2. ábra. Az általános iskolás diákok véleményváltozása a városméret alapján

A középiskolás tanulóknál már nem értünk el ilyen mértékű pozitív eredményt (3. ábra), ugyanis kisvárosban a diákok mindössze 10, közepes városban hozzávetőleg 5, és nagyvárosban mintegy 3%-át sikerült meggyőznünk a békák fontosságáról. Ugyanakkor itt is észrevehető az a megfigyelés, miszerint kisebb városban a tanulók fogékonyabbak az ilyen jellegű előadásokra.



3. ábra. A középiskolás diákok véleményváltozása városméret alapján

Mindebből egyértelműen kiderül, hogy a vizsgált kérdéskörben nem a város nagysága a legfontosabb befolyásoló tényező. A feltett kérdésekre adott, a farkatlan kétélűek védelmével kapcsolatos véleményeket, érzéseket tükröző válaszok leginkább a megkérdezettek korosztályától függtek.

#### 4. Következtetések, javaslatok

Összességében megállapítható, hogy habár a lakóhely településnagysága, a település jellemzői nem kifejezetten, az életkor azonban igen fontos befolyásoló tényező a környezettudatos, természetkedvelő vélemény alakulásában. Véleményünk szerint a lehető legjobb, ha már óvodás korban elkezdjük az ismeretterjesztést. Amennyiben erre nem nyílik lehetőség, akkor legalább az általános iskola alsó osztályaiban meg kell kezdeni a környezeti nevelést. Tapasztalataink szerint minél később kezdjük el az ilyesfajta oktatást, annál



szerényebb eredményt érhetünk el, hiszen a diákok saját értékrendje, véleménye, hozzáállása kialakul, berögzül idősebb korra, így a véleményüket megváltoztatni jóval nehezebb. Ugyanakkor azt gondoljuk, az óvodákban elsődlegesen csak megismertetni kell a gyerekekkel a természetet, ezen belül is a különböző élő szervezeteket, a biológiai, ökológiai jellemzőket, konkrét veszélyeztető tényezőket elegendő általános iskolai korban bemutatni. Ezáltal idősebb korban már csak vélemény-megerősítő előadásokra lesz szükség.

## 5. Összefoglalás

A farkatlan kétéltűek fontos szerepet töltenek be egyes ökológiai rendszerekben, azonban napjainkra az életterük beszűkülése, állapotromlása, populációik elszigetelődése, és sajnos számos esetben az oktalan irtás miatt a békák egyedszáma a korábbi időszakokhoz képest jelentősen lecsökkent. Ezen kedvezőtlen körülményeknek köszönhetően váltak a Kétéltűek az Állatok Országának egyik legveszélyeztetettebb osztályává a XX. század végére.

Sajnálatos módon sok embertársunk a „nemszeretem” állatok között tartja számon a békákat, undorítóknak, nem ritkán félelmetesnek, kerülendőnek, sokszor pedig egyenesen üldözendőnek tartja azokat, hiszen ismeretek hiányában nincsenek tisztában ökológiai jelentőségükkel, köznapis és természettudományos értékükkel.

A békák túlélési esélyeinek növeléséhez a fenti szemlélet megváltoztatása elengedhetetlen, amelynek egyik leghatékonyabb eszköze a természetvédelmi ismeretterjesztés, és a céltudatos környezeti nevelés lehet. Munkánk során azt vizsgáltuk, hogy az ismeretterjesztő előadások tartásával milyen mértékben változtatható meg a különböző korcsoportú gyerekek békákhoz fűződő viszonya. Célkitűzéseinknek megfelelően három óvodában, három általános- és három középiskolában tartottunk előadásokat a békákról, amelynek sikerességét az előadások előtt, illetve után kitöltetett kérdőívekben adott válaszok alapján ítéltük meg. Eredményeink igazolják, hogy természetvédelmi ismeretterjesztéssel nagyban meg lehet változtatni a fiatalok békákhoz való viszonyulását.

## Köszönetnyilvánítás

A szerzők köszönetüket fejezik ki Dr. Zsigrai Györgynek szakmai tanácsaiért, észrevételeiért. Az óvodákban Szabóné Török Sarolta, Dinye Józsefné és Balázsiné Kemény Jutka óvónők, az általános iskolákban Fejes Judit, Benics Kálmánné és Takácsné Kovács Ágnes tanárnők, és a középiskolákban Csordás Lászlóné, Fekete Gáborné tanárnők, Szabó Mihály és Gőz József tanár urak együttműködéséért.

## Irodalom

- A Professzorok Háza Környezeti Nevelési és Kommunikációs Programiroda (2005) Hatékony kommunikáció a természetvédelemért. A Világ Természetvédelmi Unió Természetvédelmi Világszövetség (IUCN) közép-európai kommunikáció-fejlesztő programja. <http://www.prof.iif.hu/iucn/iucn/pebdls.htm> - Utolsó hozzáférés: 2006. december 31.
- BABBIE, E. (2003) A társadalomtudományi kutatás gyakorlata. Balassi Kiadó, Budapest. 564 p.
- PUKY M. (2000) A kétéltűek védelme Magyarországon. In: FARAGÓ S. szerk., Gerinces állatfajok védelme, 143-158. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Sopron. 294 p.
- RAKONCZAY Z. (2002) Természetvédelem. Szaktudás Kiadó Ház, Budapest. 330 p.

*Serra-Páka Szilvia<sup>1</sup> – Hagymásy Zita<sup>2</sup>*

## **A környezeti nevelés és a fenntartható fejlődés oktatásának lehetőségei a középiskolákban**

### **Abstract**

Problems all around the world such as air pollution and global warming draw our attention to the importance of environmental education. In order to find solutions to these problems these topics should be built into the common knowledge. This could be done in the easiest way by familiarizing the secondary school students with our environment and the problems related to it for which the science subjects offer excellent possibilities. If we managed to raise our students' interest towards these issues then we would take the first steps towards educating a more environmentally aware generation who would come out of the secondary schools.

Environmental education is followed by “sustainability”. This difference refers to the fact that the attention is directed from the environment towards the future of the society. The protection of our natural environment can be realized with the help of the purposeful environmentally-friendly behaviour and activity which stands as a background of sustainability.

Besides the education of the healthy way of life a complex educational system should be introduced into secondary schools in Hungary and in this system the environmental education and education for sustainability would form an organic unit and if we managed to put it into practice we would live in a more environmentally aware society.

### **1. Bevezetés, célkitűzés**

Napjaink egyik legfontosabb környezeti problémája, hogy hogyan tudjuk összehangolni a növekvő gazdasági tevékenységünket és fogyasztásunkat a fenntartható fejlődéssel. Az 1972-es Stockholmi konferencia ráirányította a figyelmet a globális környezeti problémákra (JAKUCS P. – LAKATOS GY. 1990).

Az ENSZ hivatalos dokumentuma a Belgrádi Charta 1975-ben jelent meg, amelyben a következőképpen fogalmazták meg a teendőket: „...a világ népei számára biztosítani kell azt, hogy a környezet és a hozzá kapcsolódó problémák megoldása, és az újak megelőzése megfelelő tudást igényel, amelyek biztosítása a környezeti nevelés feladata...”. Majd 18 évvel később 1992-ben a Rió-i konferencián a fenntartható fejlődés szükségességét tüzték ki célul.

Az előzőekben említett események a 90-es évektől kezdve egyre jobban elterjedtek a hétköznapi életben is, ezért fontos, hogy mi tanárok is foglalkozzunk ezzel a kérdéskörrel, mivel a mi irányításunk alatt nő fel a jövő nemzedéke és fontos, hogy a diákok olyan szemlélettel rendelkezzenek, ami biztosítja számukra a környezettudatos életet.

Közismert probléma továbbá, hogy a mai iskolák többsége tantárgy centrikus ismereteket közvetít, amely nem alkalmas a holisztikus szemléletű, komplexen gondolkodó tanulók nevelésére. Az oktatás során a valóságot tananyagokra szedjük szét, a globális ismeretek, pedig elenyésző teret és óraszámot kapnak a tanítás során (LÜKÖ I. 2003).

<sup>1</sup> Serra-Páka Szilvia *Debreceni Egyetem, Alkalmazott Ökológiai Tanszék, Debrecen* E-mail: szilvipaka@freemail.hu

<sup>2</sup> Hagymásy Zita *Debreceni Egyetem, Alkalmazott Ökológiai Tanszék, Debrecen*

Az oktatásnak meg kell őrizni hagyományos jellegét, ugyanakkor nyitottnak kell lenni az életszerű helyzetekre, ez pedig hatással van a tanári programokra, a tanítás módszereire, és lehetővé teszi azt, hogy a tanár és a diák egy csapatot alkosson, hiszen a jelenlegi oktatásban a tanár, mint előadó szerepel és így a diákok nem tudnak bekapcsolódni az órai munkába. Valljuk be őszintén, nem is akarnak, mert úgy gondolják a tanár majd úgy is elmond mindent helyettük, tehát nincs interaktív órai munka.

Az előzőek mellett fontos biztosítani azt, hogy minden tanuló függetlenül családi és anyagi körülményeitől megfelelő ismereteket szerezzen a környezeti problémákról, tisztában legyen azon alternatívákkal, melyek biztosítják a fenntarthatóságot, és tudatában legyenek olyan döntések következményeinek, amelyek károsítják a környezetet.

Magyarországon is be kellene vezetni – hasonlóan más Európai országhoz (pl. Németország, Hollandia, Ausztria) –, hogy a középfokú oktatásban kiemelt hangsúlyt kapjon az egészséges életmódra való nevelés, illetve egy olyan komplex szemléletmód kialakítása, ahol a környezet, a gazdaság, a társadalom egy szerves egységet alkot.

## 2. Környezeti nevelés

A környezeti nevelés fontosságára elsősorban az olyan világméretű problémák hívták fel a figyelmet a XX. század második felében, mint az ózonréteg elvékonyodása, a túlnépesedés, az édesvízhiány vagy a globális felmelegedés. Kezdetől fogva világos volt, hogy ki kisebb, ki nagyobb mértékben, de végeredményben mindnyájan felelősek vagyunk e problémák megjelenéséért. Következésképpen mindenki tehetne is ellene valamit, ha kellő tudással (vagy akarással) rendelkezne.

Egy korai (1970-es) IUCN (International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources – A Természet és Erőforrásainak Védelmére Szolgáló Nemzetközi Unió) meghatározás szerint „a környezeti nevelés olyan értékek felismerésének és olyan fogalmak meghatározásának folyamata, amelyek segítenek az ember és kultúrája, valamint az őt körülvevő biofizikai környezet sokrétű kapcsolatának megértéséhez és értékeléséhez szükséges készség és hozzáállás kifejlesztésében. A környezeti nevelésnek gyakorlati vonatkozásai is vannak a környezet minőségét érintő döntéshozatalban és egy széles értelemben vett viselkedésmód kialakításában” (PALMER, J. – NEAL, P. 1998).

A Magyar Nemzeti Alaptanterv (2003) megfogalmazása szerint „A környezeti nevelés átfogó célja, hogy elősegítse a tanulók környezettudatos magatartásának, életvitelének kialakulását annak érdekében, hogy a felnövekvő nemzedék képes legyen a környezeti válság elmélyülésének megakadályozására, elősegítve az élő természet fennmaradását és a társadalmak fenntartható fejlődését”.

A 2004 szeptemberében induló tanévben már Magyarországon is minden iskolában követelmény volt, hogy környezeti nevelési programmal is rendelkezzen, ezért fontos és aktuális a környezeti neveléssel foglalkozó kutatás, még napjainkban is (GULYÁS M. 2004).

A környezeti nevelés fogalmat manapság egyre inkább kezdi követni a „fenntarthatóság” ami különbség arra utal, hogy a környezetről a társadalom jövőjére irányul át a figyelem (LAKATOS GY. et al. 2007). A fenntarthatóság céljainak megfogalmazása mögött az a belátás érvényesül, hogy a természeti környezet megóvása, megőrzése csak a társadalom és gazdaság fenntarthatóságának elérésével együtt remélhető.

Az eddigi elvárás az volt, hogy egy tanárnak kettős feladata van a környezeti nevelés során, amikor oktatja saját szaktárgyát és kitér a környezet védelem, nevelés kérdéseire is (*I. táblázat*) (SCHRÓTH Á. 2004)

1. táblázat

Környezeti nevelés lehetőségei		
Évfolyam	Téma	Módszertani és megoldás
7. évf. biológia	Tájak és életközösségek. Az élőlények rendszerezése. Ismerjék meg a földi élővilág sokféleségét, legyenek tudatában ennek értékével. Életközösségek megismerése védelmük fontossága.	Az életközösségek pusztulásainak okai, védelmük fontossága, az el sivatagosodás veszélyei.
8. évf. biológia	Az emberi szervezet felépítése és működése. A légzőszervekre ható környezeti ártalmak, dohányzás káros hatásainak ismertetése, valamint az egészséges táplálkozás fontossága.	Az egészséges életmód ismérvei, a szív és érrendszeri megbetegedések megelőzésének lehetőségei.
10. évf. biológia	Az állatok, növények, gombák életműködései.	A növényvédő szerek és rovarirtók használatának veszélyei, a biodízel fogalma, a savas eső és a szennyezett városi levegő káros hatásai.
11. évf. biológia	A sejtek felépítése és anyagcseréje, az ember önfenntartó tevékenysége.	A mindennapok egészségügyi ismeretei, szenvedély betegségek, a dohányzás káros hatásai.
12. évf. biológia	Genetikai ismeretek, populációgenetika alapjai, az élővilág evolúciója.	A sokféleség megőrzése az állatkeretek, rezervátumok, az ember szerepe a természetes életközösségek megőrzésében, a bioszféra múltja, jelene, és jövője.

A környezeti problémákkal való foglalkozás megkívánja azt a szemléletet a tanulóktól, hogy képesek legyenek megérteni a globális problémák fontosságát, és ezáltal környezettudatos magatartást tanúsítsanak.

**Beépíthető – környezeti nevelést érintő – témák a biológiába és a kémiába**

- A háztartás veszélyes anyagai,
- Veszélyes hulladék kezelése,
- Szennyvízkezelés,
- Levegőszennyezés,
- Műtrágyák, növényvédő szerek káros hatásai,
- Komposztálás,
- Talajszennyezés,
- Az UV sugárzás hatása az élőlényekre,
- Génmanipuláció,
- Környezeti minőség fogalmának meghatározása,
- A levegő minősége, zajártalmak.

Az előző témák beépítése a tananyagba azért is lenne fontos, mivel a tanulók nap-mint nap hallanak a médiában a fenti problémákról, mégis tájékozatlanok e témákban és számos tévképzet alakul ki bennük ezekkel a kérdésekkel kapcsolatban. Természetesen figyelni kell arra, hogy a környezeti nevelés témája mindig megfeleljen az életkori sajátosságoknak.

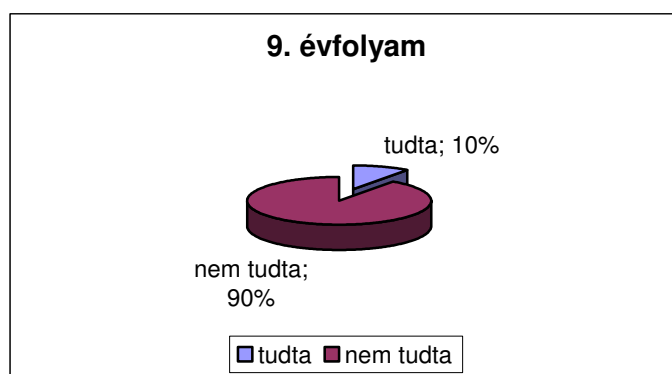
### 3. Óramodell

- 1) Készíts elő egy olyan témát, amellyel gyakran találkozunk a tanulók a mindennapi életben, ezért érdeklődőbbek lesznek (pl. vízszennyezés).
- 2) Alkoss olyan bevezető kérdéseket, amelyek aktivizálják a tanulókat (pl. mit tennél ha...).
- 3) A tanulók alkossanak csoportokat és minden csoport más-más kérdésre keresse a választ, könnyítésképpen használjunk olyan színes segédanyagokat, melyekben megtalálják a választ.
- 4) Az óra végén minden csoport mutassa be a saját választott témáját (pl. szennyvíztisztítás).
- 5) A végén, pedig összegezzük a hallottakat, és kérjük ki diákjaink véleményét arról, hogy ők milyen alternatív megoldásokat javasolnának erre a problémára.

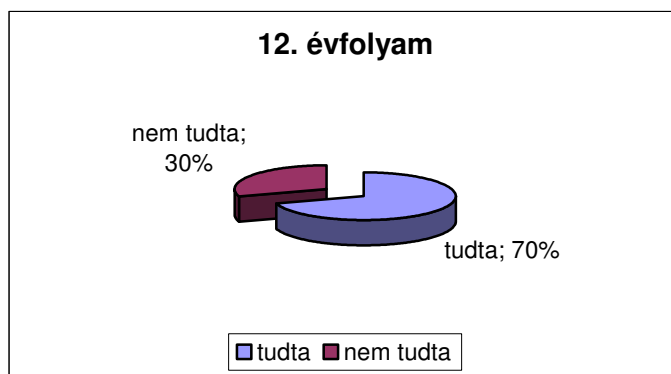
Jelenleg Magyarországon a természettudományi tárgyak bár lehetőséget biztosítanak a környezeti nevelésre, de nem jelentenek optimális megoldást, sőt problémát okoz az, hogy a biológia és kémia, földrajz, fizika óraszámot minimálták, így sokszor a törzsanyag megtanítása is problémát jelent.

Egy felmérés, amelyben azt vizsgáltam, hogy a magyar középiskolás diákok mennyire élnek egészséges és környezettudatos életet, lesújtó eredményeket adott, hiszen a diákok többsége nincs tisztában a globális problémákkal és azok jelentőségével.

A kérdőívet 10 nagy és kisvárosi középiskolában írtuk meg, közel 1200 középiskolás tanulóval. A kérdőív elején azt vizsgáltuk, hogy a gyerekek mennyire élnek egészségesen, dohányoznak-e, és milyen gyakran járnak a természetbe kirándulni. A második részben néhány mondatban kellett kifejtetni egy-egy környezetvédelmi problémát. A kérdőív összeállításakor olyan szempontokat vettünk figyelembe, melyek segítségével átfogó képet kaphatunk arról, hogy a magyarországi középiskolákban mennyire vannak tisztában a diákok a fenntartható fejlődés fogalmával, a Magyarországot is oly gyakran érintő globális problémákkal és azokkal az új alternatív megoldásokkal, amelyek kevésbé környezetszennyezők. Az eredmények azt mutatják, hogy a középiskolások körében egyre elterjedtebb a dohányzás, már csak a hecc kedvéért is, egyre kevesebben étkeznek rendszeresen, és egyre többen töltik az időt olyan pótcselekvésekkel, mint a számítógépes játék vagy a plázai csavargás. A globális problémákkal pedig egyáltalán nincsenek tisztában, és sokszor nem is tartják azokat fontosnak, úgy gondolják nem az ő feladatuk, hogy megoldják a világ nagy problémáit. Az 1. és 2. ábrák szemléltetik vizsgálatunk eredményeit.



1. ábra. A 9. évfolyamon végzett felmérés eredménye



2. ábra. A 12. évfolyamon végzett felmérés eredménye

Az ábrák alapján látható, hogy milyen fontos szerepe van egy középiskolás tanárnak abban, hogy a tanulók megfelelő tudásra tegyenek szert a középiskolás évek alatt. Az eredményekből jól látható, hogy négy év alatt akár hétszeres javulást is el lehet érni a környezeti oktatás terén, és a középiskola végére a diákok környezettudatosabban szemlélik a világot.

Ezért nekünk tanároknak az a feladatunk, hogy véghez vigyünk egy olyan szemléletváltást, amely a következő nemzedék környezettudatosabb viselkedését eredményezi, továbbá ha a tanulókat sikerül meggyőznünk ezeknek a problémáknak a fontosságáról, akkor példát mutathatnak a szüleiknek, és talán sikerül kialakítanunk egy élhetőbb életet a jövő nemzedék számára.

#### 4. Javaslat a környezettudatosabb oktatás és nevelés elérésére

A problémára megoldást jelenthetne ha ismeretterjesztő előadásokat szerveznénk a magyarországi középiskolákban, ahol a felhívnánk a gyerekek figyelmét ezen problémákra, és tudatosítanánk bennük, hogy a jövőnk olyan lesz, amilyenné mi alakítjuk, és ha nem óvjuk környezetünket, akkor a Föld erőforrásai kimerülnek.

Napjainkban nemzetközi szervezetek fáradoznak azon, hogy megállítsák környezetünk károsodását. A technikai fejlődés maga után vonja a természeti erőforrások használatát, a környezet bizonyos mértékű átalakítását, de nem mindegy, hogy ez milyen módon történik.

A megfelelő ismeretek mellett az új szemlélet lehetővé teszi annak felismerését, hogy a környezetvédelem nem öncélú tevékenység, hanem társadalmunk és a jövő nemzedék életfeltételeinek megmentését szorgalmazza. Ezen szemlélet kialakítása a természettudományi tárgyak oktatása során valósul meg, ezért fontos, hogy a diákjaink széleskörű tudásra tegyenek szert környezetvédelmi problémákkal kapcsolatban, és elméleti ismereteiket a gyakorlatban is tudják alkalmazni.

Tanítás során tudatosítani kell diákjainkban, hogy az ember termelő-fogyasztó tevékenysége során változásokat okoz a Földi élet szférájában. A változások csökkentése érdekében feladatunk a következő:

- A gyerekek közvetlen környezetének élő és élettelen elemeinek megismertetése.
- A tiszta, esztétikus környezet és az egészséges életmód iránti igény kialakítása.
- Életkornak megfelelően bővíteni kell látókörüket a lokális ismereteken keresztül a globális felé.
- Ismerjék meg a környezetbarát anyagokat és technológiákat.

## 5. Összefoglalás

A környezeti nevelés fontosságára olyan világméretű problémák hívták fel a figyelmet, mint a levegőszennyezés és más globális problémák. Ahhoz, hogy ezekre a problémákra megoldást találjunk, a köztudatba is be kell épülnie ezeknek a témáknak, ezt pedig úgy érhetjük el a legkönnyebben, ha középiskolás tanulókkal is megismertetjük környezetüket és az ahhoz kapcsolódó környezetvédelmi problémákat, erre pedig kiválóan alkalmasak a természettudományi tárgyak, és ha sikerül felkeltenünk tanulóink érdeklődését akkor már megtettük az első lépést afelé, hogy a középiskolákból környezettudatosabb magatartást tanúsító tanulók kerüljenek ki. A 90-es évektől kezdődően az oktatásban is egyre nagyobb hangsúlyt kap a környezeti nevelés. A 2004 szeptemberében induló tanévben már Magyarországon is minden iskolában követelmény volt, hogy környezeti nevelési programmal is rendelkezzen, ezért fontos és aktuális a környezeti neveléssel foglalkozó kutatás, még napjainkban is.

A környezeti nevelés tevékenységet manapság egyre inkább kezdi követni a „fenntarthatóság”, ami különbség arra utal, hogy a környezetről a társadalom jövőjére irányul át a figyelem (LAKATOS GY. 2003, LAKATOS GY. et al. 2007). A fenntarthatóság céljainak megfogalmazása mögött az a belátás érvényesül, hogy a természeti környezet megóvása csak a társadalom tagjainak céltudatos környezetbarát életmódjával és tevékenységével remélhető.

Magyarországon is be kellene vezetni – hasonlóan más Európai országhoz (pl. Németország, Hollandia, Ausztria) –, hogy a középfokú oktatásban kiemelt hangsúlyt kapjon az egészséges életmódra való nevelés mellett egy olyan komplex oktatási forma kialakítása, ahol a környezeti nevelés és a fenntarthatóság pedagógiája egy szerves egységet alkot, és ha ezt sikerülne megvalósítani, akkor egy környezettudatosabb társadalomban élhetnénk.

## Irodalom

- GULYÁS M. (2004) A környezeti nevelés és a személyiségtényezők hatása a környezeti attitűdre. Szakdolgozat, Budapest, pp.1-54.
- JAKUCS, P. – LAKATOS, G. (1990) The ecological aspect of environmental education in Hungary. Higher Education in Europe, XV/4, pp. 24-29.
- LAKATOS GY. (2003) Környezettudomány oktatásának helyzete az európai felsőoktatásban. In: Környezetvédelmi Mozaikok – tiszteletkötet Kerényi Attila 60. születésnapjára, Csorba P. szerk., CIVIS Copy Kft., Debrecen, pp. 277-290.
- LAKATOS GY. – CZUDAR A. – PÁKA SZ. – TÓTH J. (2007) A környezeti nevelés, a fenntarthatóságra való oktatás és a megújuló erőforrások. TSF Tudományos Közlemények, 7, pp. 109-113.
- LÜKŐ I. (2003) Környezet-Pedagógia. Nemzetközi Tankönyvkiadó, Budapest
- PALMER J. – NEAL P. (1998) A környezeti nevelés kézikönyve. Körlánc kézikönyvek 7 Körlánc környezeti nevelési program
- SCHRÓT Á. (2004) Környezeti nevelés a középiskolákban. Trefort Kiadó, Budapest

*Dr. Dobróka Mihály<sup>1</sup> – Herczeg Ádám<sup>2</sup> – Dr. Szabó Norbert Péter<sup>3</sup> – Dr. Turai Endre<sup>4</sup> – Vass Péter<sup>5</sup>*

## **GIS-based system development for processing and publishing geophysical data**

### **Abstract**

In the paper a synthesis of results from GIS (Geographic Information System)-based system development works of near a decade at the Geophysical Department of University of Miskolc is presented. At first, these systems were developed based on Bentley MicroStation open GIS environment, but since 2002, the Intergraph GeoMedia development program has been used for this purpose ([www.intergraph.com/geomediasuite](http://www.intergraph.com/geomediasuite)). At the present time, our department is one of the registered research laboratories of the Intergraph RRL program as from January 1st 2006 (<http://synergy.intergraph.com/orl/member.asp?track=402291>). We overview those upheld M.Sc. theses, which were in the scope of these GIS-based systems development works. Three of them, i.e. GIS system for environmental assessment, GIS system for delineation of oil-contaminations and a GeoMedia WebMap-based system being accessible on the internet, are presented in more detail.

### **1. Összefoglalás**

Az előadás a Miskolci Egyetem Geofizikai Tanszékén közel egy évtizede folyó GIS alapú rendszerfejlesztések eredményeit foglalja össze. Ezek a fejlesztések kezdetben a Bentley MicroStation nyitott GIS rendszer alatt történtek, 2002-től pedig az INTERGRAPH GeoMedia rendszerét használjuk. 2006. január elseje óta a tanszék az INTERGRAPH RRL programjának regisztrált fejlesztő laboratóriuma (Registered Research Laboratory, <http://synergy.intergraph.com/orl/member.asp?track=402291>) lett.

Röviden bemutatjuk azokat a megvédett MSc dolgozatokat, amelyek keretében GIS alapú geoinformatikai rendszerfejlesztések történtek. E mellett három rendszert (a környezetvizsgálathoz kifejlesztett GIS rendszer, az olajszennyezések lehatárolását segítő GIS rendszer, valamint az INTERNET alatt elérhető GeoMedia WEB MAP alatti rendszer) részletesebben is bemutatunk.

### **1. Introduction**

GIS systems assist the storing, processing and analysing data, which are adherent to given points in space. They are able to visualize the spatial distribution of data sets and establish the graphical-alphanumerical (spatial informatical) database connection, which allow the alphanumerical parts of the database linked to the graphical objects of the image to be visualized. To each point of the given spatial reference system, several technical data (temperature, magnetizability, resistivity, radioactive pollution) can be measured. These

---

<sup>1</sup> **Dr. Dobróka Mihály** Miskolci Egyetem, Geofizikai Intézeti Tanszék, Miskolc E-mail: [dobroka@uni-miskolc.hu](mailto:dobroka@uni-miskolc.hu)

<sup>2</sup> **Herczeg Ádám** Miskolci Egyetem, Geofizikai Intézeti Tanszék, Miskolc E-mail: [herczeg.adam@gmail.com](mailto:herczeg.adam@gmail.com)

<sup>3</sup> **Dr. Szabó Norbert Péter** Miskolci Egyetem, Geofizikai Intézeti Tanszék, Miskolc E-mail: [gfnmail@uni-miskolc.hu](mailto:gfnmail@uni-miskolc.hu)

<sup>4</sup> **Dr. Turai Endre** Miskolci Egyetem, Geofizikai Intézeti Tanszék, Miskolc E-mail: [gfturai@uni-miskolc.hu](mailto:gfturai@uni-miskolc.hu)

<sup>5</sup> **Vass Péter** Miskolci Egyetem, Geofizikai Intézeti Tanszék, Miskolc E-mail: [gfvassp@uni-miskolc.hu](mailto:gfvassp@uni-miskolc.hu)



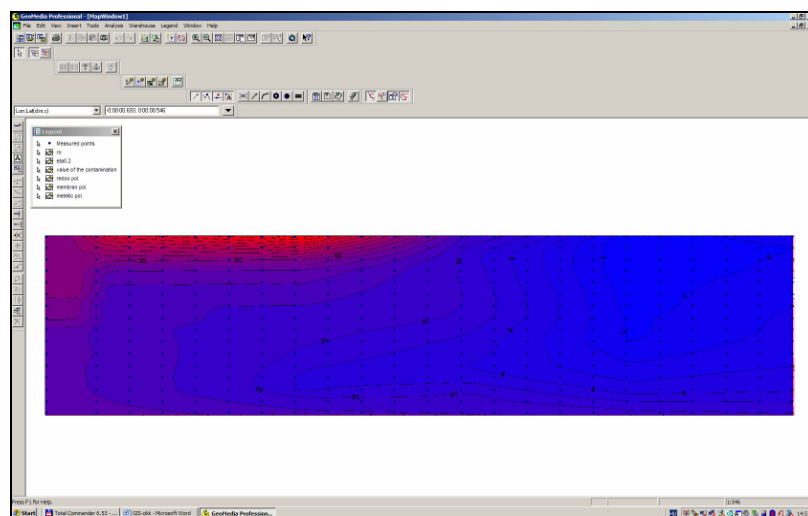
technical data are called thematic dimensions in the terminology and the images of some thematic dimensions are organized into so-termed layers. GIS systems manage the views of the thematic dimensions collaterally. The images of layers can be visualized simultaneously or separately and turned on and off. Geophysics describes the structure of Earth interior and atmosphere by observing different physical fields. Each measurement method provides parameters related to the Earth in space and time (in 4 dimensions - 4D-). In case of even only one method, several parameters like the amplitude, phase, real and imaginary part of frequency-dependent resistivity may belong to only one reference point. In turn geophysical exploration works are based on using various methods in general like gravity, magnetic, electromagnetic, thermal, seismic, radioactive and well-logging, therefore, it is not rare that several hundreds of measured and processed data (parameters) may be concerned with one reference point. GIS systems are applicable to manage several hundreds of parameters together, visualize and analyse of horizontal and vertical picture slices of spatial and temporal distributions of parameters as well as store the alphanumeric values of data in a joint database, from which data can be also read out.

## 2. Own-developed GIS-based geophysical systems

Herewith, we present shortly three GIS-based system developed specially for environmental tests.

In *Fig. 1.* the startpage of a GIS system based on GeoMedia is presented (TURAI, E. et al. 2006), which was developed for analyzing the results of environmental assessment by using geoelectrical measurements in the area of Balmazújváros (N.E. Hungary). The thematic dimensions of the system are hereunder

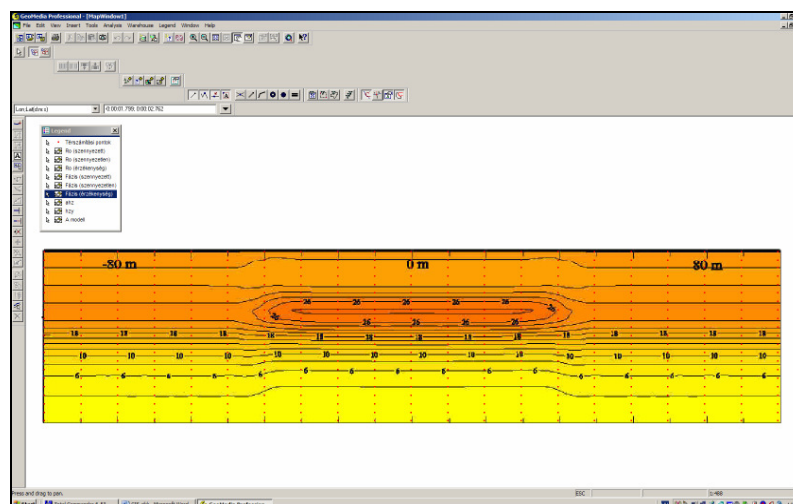
- 1) measurement points (to which the alphanumeric database is linked),
- 2) vertical distribution image of specific resistivity ( $\rho_0$ ),
- 3) vertical distribution image of apparent polarizability related to 0.2 sec reference time ( $\eta_{a0.2}$ ),
- 4) vertical image of the contamination,
- 5) vertical image of membrane polarization spreading,
- 6) vertical image of redox polarization,
- 7) vertical image of metallic polarization.



*Figure 1. GIS system of geoelectrical measurements in Balmazújváros area*

The following GIS system shown in *Fig. 2.* supports the analyses of electromagnetic parameter maps in the event of oil-contamination (KOVÁCS, I. 2003), which contains the next thematic dimensions

- 1) measurement points (to which the alphanumeric database is linked),
- 2) vertical slice of model comprising oil-contamination,
- 3) vertical distribution image of frequency-dependent resistivity in case of contaminated model,
- 4) vertical distribution image of frequency-dependent resistivity in case of uncontaminated model,
- 5) vertical distribution image of the parameter sensitivity of frequency-dependent resistivity for oil-contamination,
- 6) vertical distribution image of the phase of frequency-dependent resistivity in case of contaminated model,
- 7) vertical distribution image of the phase of frequency-dependent resistivity in case of uncontaminated model,
- 8) vertical distribution image of the parameter sensitivity of the phase of frequency-dependent resistivity for oil-contamination,
- 9) vertical distribution image of vertical magnetic-field component,
- 10) vertical distribution image of vertical magnetic-field component normalized to the horizontal magnetic-field component.



*Figure 2. GIS system for oil-contamination investigation by EM method*

System developments based on GeoMedia WebMap support applications right in the Internet (BARCSÁK, G. 2006, HERCZEG, Á. 2007). In *Fig. 3.* a startpage of a GIS system based on WebMap can be seen.

Next we sum up those M.Sc. theses, in which the GIS-based system developments were studied. KRASZNAVÖLGYI, T. (1998) developed an own GIS system based on Microsoft Windows 3.1 and planned its communication with Bentley MicroStation open GIS system. BUKOVSKY, M. (2001) developed a Bentley MicroStation-based system, which generates digital contour-map files automatically by using Golden Software Surfer ([www.goldensoftware.com/products/surfer](http://www.goldensoftware.com/products/surfer)) mapmaker software. Then these files were imported to MicroStation by the help of vector coding. NOVÁK, A. (2002) developed a VLF (Very Low Frequency EM) data-processing system based on GeoMedia open GIS environment. NAGY, SZ. (2003) established a GeoMedia-based GIS system for surface geophysical methods conformable to the assessment of the state of waterbases. KAMRÁS, Á.

(2003) worked out a GeoMedia-based GIS system applicable to 3-D petrophysical purposes. BODA, E. (2004) developed a GIS system on GeoMedia in order to manage geophysical measurement data acquired in Eger Waterworks (North Hungary) for testing the urban waterbase. GERTSMÁR, L. (2004) worked out a GIS system based on GeoMedia for the interpretation of inversion results from VES (Vertical Electrical Sounding) data surveyed along profiles. HEGEDŰS, E. (2004) produced a GeoMedia-based GIS system for VES and IP (Induced Polarization) data management of Alsópáhok (West Hungary).

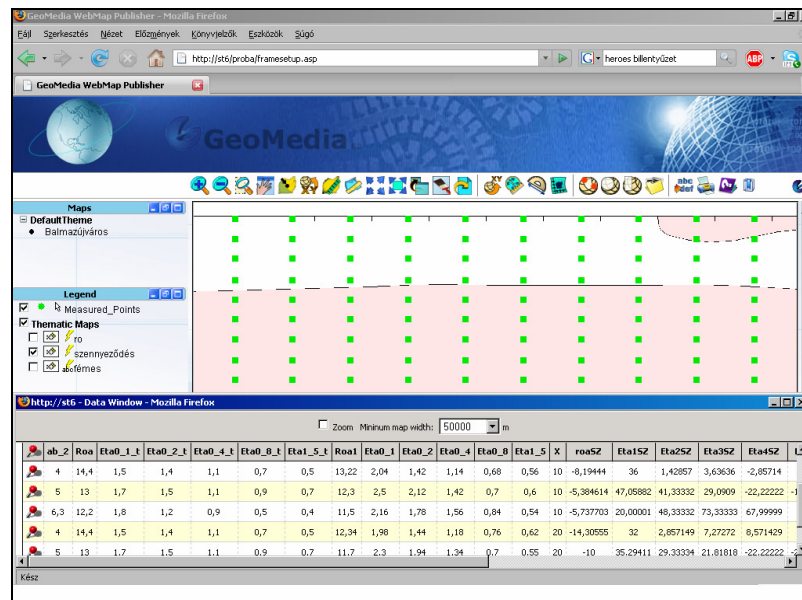


Figure 3. The web-published map of the contamination and a query about the measured data

VASS, P. (2004) developed a system, which makes 2-D image slices from multi-dimensional data sets and generates GIS systems based on GeoMedia automatically. The goal of this software development was to build-up a co-operation between the Surfer (Golden Software Inc.) mapmaker software and the GeoMedia GIS system. The communication and job flow control between the softwares were implemented by using OLE (Object Linking and Embedded) automation technique. The product of this development is a software called GeoProfil. The operation of the software system can be interpreted by the block diagram in Fig. 4. At first the user gives the required input parameters and then the multidimensional database is opened by GeoProfil through the programming interface supported by GeoMedia. It collects the geometrical and attribute data of the reference points belonging to the selected data slice. On the basis of these data it has the thematic maps made by Surfer mapmaker software. The maps are exported in DXF (Drawing Interchange File) file format. After this GeoProfil reads in the geometrical and attribute data of the isoline maps from the DXF files. By means of the geo-encoder component of the GeoMedia it creates lines and polygons from the geometrical data. The geocoded data and the joint attribute data are stored in tables of a MS Access database file. After the data slice has been processed, GeoProfil executes GeoMedia frame system, connects it with the database of the data slice and makes a map-view for the data slice. At last GeoProfil saves its automatically generated settings in a so-called GeoWorkspace file used by GeoMedia. The result of an execution can be viewed in Fig. 5. In pursuance of the process three vertical image slices were made by GeoProfil automatically.

DOLINKA, A. (2005) developed a GeoMedia-based GIS system for cavity detection by electromagnetic methods. NAGY, A. (2005) based on GeoMedia and TARSOLY, L. (2005)

based on Grass open GIS system (<http://grass.itc.it>), established two different systems for delineation of waste sites. SZAMOSFALVI, A. (2006) constructed a GeoMedia-based GIS system for the geophysical survey of geological structures feasible to locate radioactive waste with low/intermediate activity level.

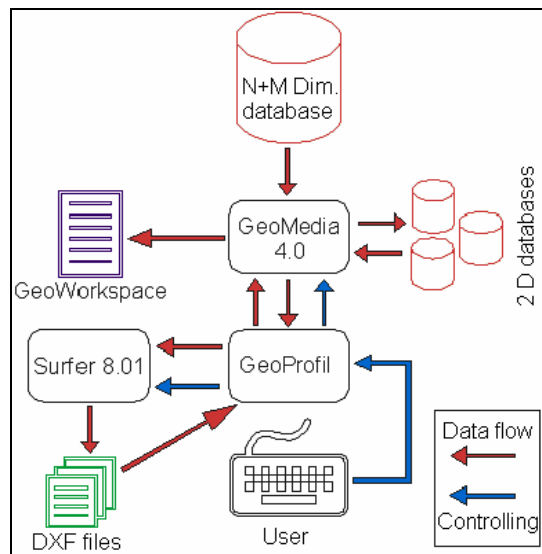


Figure 4. Block diagram of the operation of GeoProfil

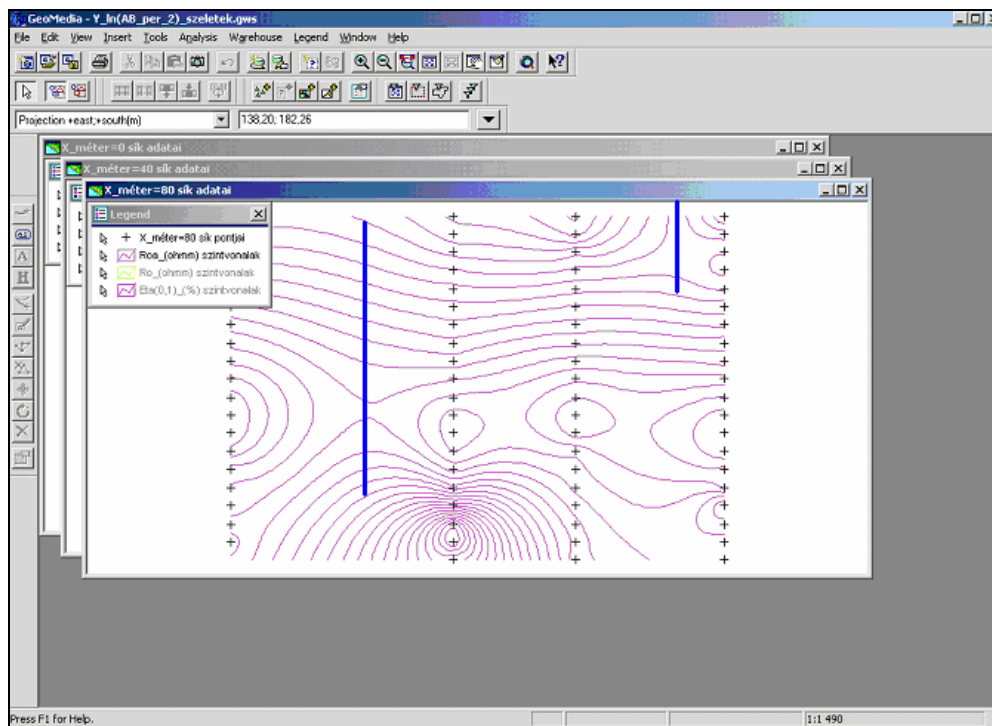


Figure 5. Results from the processing of three vertical slices of images

### 3. Conclusions

In the paper several open GIS-based geophysical systems were overviewed. It is concluded that, these systems can be useful for the both integrated and separated management and

analysis of geophysical data and parameters obtained by data processing. Considering a relatively low price availability of open Geographic Information Systems, therefore the application of them can show a new way in geophysical data and information management.

### Acknowledgements

The authors are grateful for the Intergraph RRL (Registered Research Laboratory) program and the National Science Research Fund of Hungary (project No. T046765) in support of achieving these research and development results. As a member of the MTA-Miskolc University Research Group for Engineering Geosciences the authors thank also the Hungarian Academy of Science for the support.

### References

- BARCSÁK, G. (2006) Development of GIS system based on GeoMedia WebMap. In Hungarian, M.Sc. thesis, University of Miskolc
- BODA, E. (2004) The interpretation of geophysical measurements conducted for the diagnosing the waterbase of Eger Waterworks. In Hungarian, M.Sc. thesis, University of Miskolc
- BUKOVSKY, M. (2001) Development of GIS system based on MicroStation. In Hungarian, M.Sc. thesis, University of Miskolc
- DOLINKA, A. (2005) Detection of near-surface cavities by geophysical methods. In Hungarian, M.Sc. thesis, University of Miskolc
- GERTSMÁR, L. (2004) Study on the inverse processing of VES data surveyed along profiles. In Hungarian, M.Sc. thesis, University of Miskolc
- HEGEDŰS, S. (2004) Study on systems supporting complex processing and interpretation of surface geophysical measurements. In Hungarian, M.Sc. thesis, University of Miskolc
- HERCZEG, Á. (2007) Development of GeoMedia WebMap-based system for publishing „GEO”-data. In Hungarian, M.Sc. thesis, University of Miskolc
- KAMRÁS, Á. (2003) Applying GIS systems for 3-D petrophysical purposes. In Hungarian, M.Sc. thesis, University of Miskolc
- KOVÁCS, I. (2003) Research on the detectability of near-surface oil-contaminations by electro-magnetic geophysical methods. In Hungarian, M.Sc. thesis, University of Miskolc
- KRASZNAVÖLGYI, T. (1998) Software-development supporting for the processing and visualization of geophysical measurement data. In Hungarian, M.Sc. thesis, University of Miskolc
- NAGY, A. (2005) Study on the adaptability of GIS in outlining waste sites. In Hungarian, M.Sc. thesis, University of Miskolc
- NAGY, SZ. (2003) The theoretical and practical analysis of surface geophysical methods' ensemble conformable to the assessment of the state of waterbases. In Hungarian, M.Sc. thesis, University of Miskolc
- NOVÁK, A. (2002) The development of a VLF data-processing system. In Hungarian, M.Sc. thesis, University of Miskolc
- SZAMOSFALVI, Á. (2006) The use of geoelectrical methods for investigating geological formations feasible to locate radioactive waste with low/intermediate activity level. In Hungarian, M.Sc. thesis, University of Miskolc
- TARSOLY, L. (2005) The establishment of Grass GIS system for the delineation landfills. In Hungarian, M.Sc. thesis, University of Miskolc
- TURAI, E. – DOBRÓKA, M. – VASS, P. (2006) Method Development for Waste Site Characterization Using TAU-Transformation of IP Curves. 68th EAGE Conference & Exhibition, 12-15 June 2006, Vienna, Conference CD, ISBN 90-73781-00-0, Extended Abstract-Number: H007, pp.1-5.
- VASS, P. (2004) Visualization possibilities of 3-D geological-geophysical data sets by using an open GIS system. In Hungarian, M.Sc. thesis, University of Miskolc

# KÖRNYEZETKÉMIA

Dr. Szép S. Alexandru<sup>1</sup> – Dr. Harja Maria<sup>2</sup>

## A hulladék kalcium-karbonát környezetvédelmi potenciálja

### 1. Bevezetés

A kalcium-karbonát tartalmú természetes anyagokat – mészkő, márvány, dolomit, kréta – több környezetvédelmi technológia nyersanyagaként alkalmazza. Gondoljunk csak a különböző talajok savasságának csökkentésére (SZÉP, AL. 2005), a kén-dioxid tartalmú füstgázok tisztítására (REMÉNYI K. 2004), a bányászati csurgóvizek semlegesítésére, a bőripari savas szennyvizek tisztításában használt, különböző szemcseméretű kalcium-karbonátra (MILLER, M. 2005; SZÉP, AL. 2005). Ezen területek mellett a kalcium-karbonátot talajjavításra, autópálya- és útalapozásra alkalmazzák (SZÉP, AL. 2005). Mivel minden esetben a nagy karbonát tartalmú és fajfelületű kalcium-karbonátot igénylik, amelyet a kréta kivételével elég költséges előállítani, felvetődött az a kérdés, hogy a vegyipari hulladék kalcium-karbonát nem helyettesíthetné ezt a természetes nyersanyagot? Mint ismert, a nátronlúg és a komplex műtrágya technológiából származó hulladék kalcium-karbonátot már alkalmazzák az üveggyártásban, adalékként az aszfalt mixtúrákban, a mosópor, főleg, a dörzsporcok előállításában (SZÉP, AL. 2005) Mivel a termelt hulladékmennyiség jóval meghaladja ezen alkalmazási területek feldolgozó kapacitását, egy biztosabb, nagyobb anyagigényű technológiára számítva felmértük a hulladék kalcium-karbonát alkalmazhatóságát a kén-dioxid tartalmú gázok tisztításában.

Jóltudott, hogy a modern szénre és kőolajipari termékekre alapozott energiatermelés el se képzelhető az örölt kalcium-karbonát vagy ennek melléktermékei – mész, oltott mész szuszpenzió – alkalmazása nélkül (MALLER, G. 2002), ahol ezeket égés közben, vagy az azt követő gáztisztításban alkalmazzák (DEPRIEST, W. 2003). Az égés utáni gáztisztítás bármely változata – száraz vagy nedves – kis szemcseméretű és nagy aktivitású kalcium-karbonátot vagy dolomitot (CRNKOVIC, P. M. 2006) igényel. Míg a száraz eljárásban úgy a marónátron, mint a NPK hulladék kalcium-karbonát a mészkőnél jobb aktivitással bírt (SZÉP, AL. 2000), addig a nedves kéntelenítésben való szerepe nincs teljesen kikörvonalazódva (SZÉP, AL. – MIHAILA GH. 2005). Épp ezért a kutatásaink célja meghatározni a hulladék kénlekötési kapacitását úgy örölt, mint öröletlen állapotban, és összehasonlítani azt a különböző piacon létező kalcium-karbonát féleséggel.

### 2. A hulladék eredete és főbb tulajdonágai

A kutatásban a komplex műtrágyaipari Norsk-Hydro technológiából kikerült, jelenleg a szántóföldek és legelők minőségének javítására használt hulladék kalcium-karbonátot alkalmazzuk. A hulladék minőségi mutatóinak a kalcium-karbonát tartalmát, a szemcseeloszlást, a bomlási hőmérsékletet és a kristályszerkezetet használtuk (FELLNER, P. 1999). Míg a kalcium-karbonát tartalmat klasszikus, komplexképződéses, sav-bázis semlegesítési reakció, szén-dioxid

<sup>1</sup> Dr. Szép Sándor Alexandru Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem, Műszaki Intézet, Csíkszereda E-mail: alszep@ch.tuiasi.ro

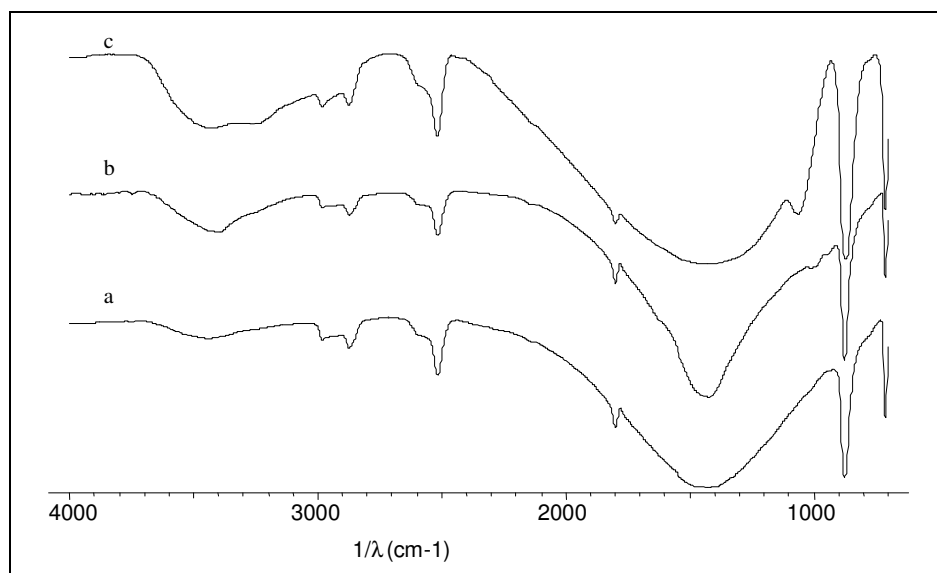
<sup>2</sup> Dr. Harja Maria Jászvásári "Gh. Asachi" Műszaki Egyetem, Vegyés és Környezetmérnöki Kar, Iași, E-mail: mivanciu@ch.tuiasi.ro

mennyiség és hevítési veszteségre alapoztuk, addig a kristályszerkezetet IR spektrumok, a bomlási hőmérsékletet termogravimetriás méréssel végeztük. Az összehasonlításra mészkövet (Alsóváca, Szindi) és analitikai tisztaságú (Chimopar RT) kalcium-karbonátot használtunk. A hulladék kalcium-karbonát tartalma, bár változott az alkalmazott mérések függvényében, sokban nem különbözött a mészkőétől (1. táblázat).

A nagy veszteség és a komplexképződéses módszer arra utal, hogy a hulladék tartalmaz nem karbonát típusú kalciumsókat és természetesen más alkáli-karbonátokat is. Ami a kalcium-karbonát szerkezetét illeti, az IR spektrumok azt bizonyítják, hogy a hulladék sokban nem tér el a természetes mészkövek szerkezetétől, sőt megegyezőnek vehető (1. ábra).

1. táblázat. A 45  $\mu\text{m}$  szemcseméret alatti hulladék kalcium-karbonát tartalma

A karbonát minősége	Hevítési veszteségből	Semlegesítési reakcióból	Komplex képződéses titrálásból
Szindi	98,34 (43,26)	97,65	97,35
Alsóvácai	98,72 (43,44)	96,73	98,73
AZOMURES RT	99,29 (43,68)	98,66	98,22
AZOMURES RT	99,67 (43,85)	95,33	99,36

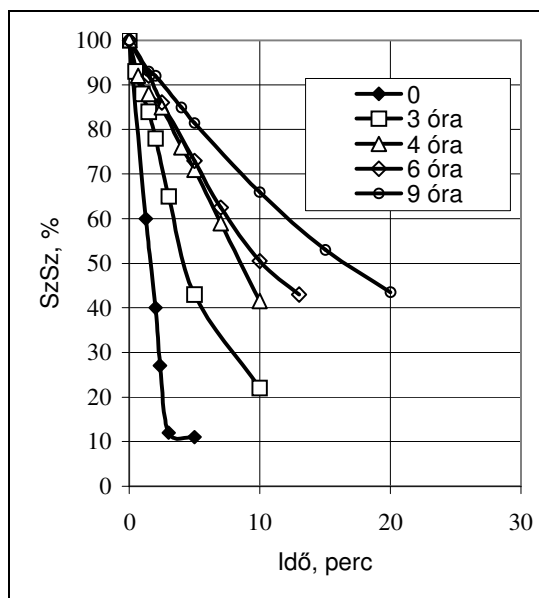


1. ábra. Az alkalmazott kalcium-karbonát tartalmú anyagok IR spektrumai;  
a – alsóvácai, b – szindi, c – hulladék

Ami a hulladék szemcseméret-eloszlását illeti, a mérések azt bizonyították, hogy ez nem felel meg a nedves kénlekötés elvárásainak, hisz a hulladék vizes szuszpenziója még nagy töménységű keverékek esetén sem stabil (SZÉP, AL. 2006). Épp ezért a szemcseméret csökkentését elkerülhetetlennek tarjuk. A szemcseméret csökkentésére az őrlést alkalmaztuk, a keletkezett szuszpenzió minőségi jellemzésére a szemcseméret-eloszlás mellett a szuszpenzió stabilitását és a semlegesítési kapacitást alkalmaztuk. Az őrlést porcelán golyósmalomban végeztük, szakaszos üzemmódban, a szemcseméret-eloszlást egy módosított Galenkamp szedimentációs mérleggel, a szuszpenzió stabilitását ülepedés-méréssel, a semlegesítési kapacitást egy mágneses keverővel és pH-elektroddal ellátott termosztatált üstreaktorban mértük. Ami a szuszpenzió stabilitást illeti, a

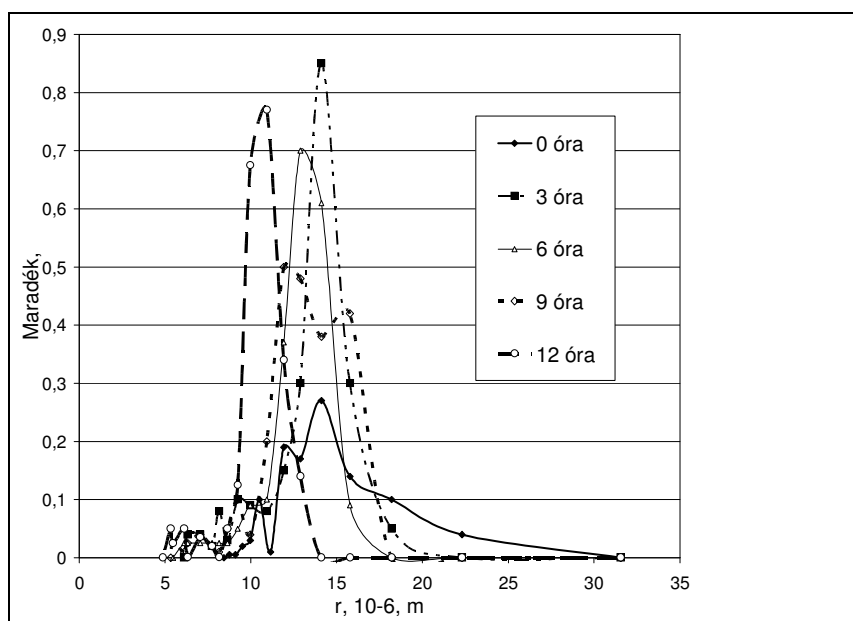


mérések azt bizonyítják, hogy ennek értéke nőtt az őrlési idő növekedésével (2. ábra), a nedves őrlés nagyobb stabilitású szuszpenziót eredményezve, mint a száraz őrlés.



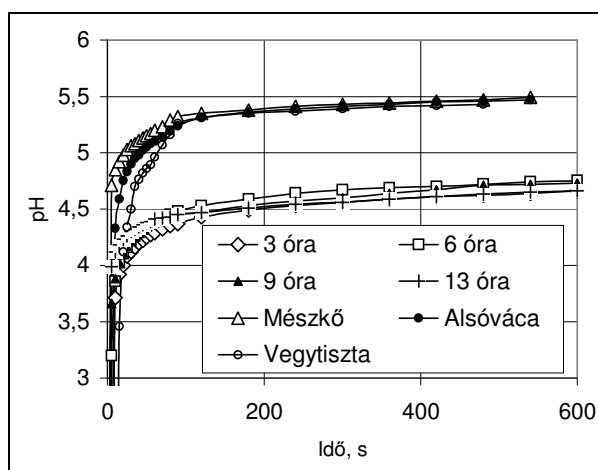
2. ábra. A 10% hulladéktartalmú szuszpenzió szedimentációs száma az őrlési idő függvényében

Az őrlési időtartalom befolyását a szemcseméret eltolódására jól tükrözi a 3. ábra. Mint látható az őrlési idő növekedésével a görbék a kisebb dimenziójú szemcseméret-tartományba tolnak. Addig, amíg a száraz őrléssel kapott szemcseméret őrlési idő függvény meredeksége  $-0,37$ , a nedves őrlés esetében ez kisebb, mint  $-0,51$ . Az őrlési idő pozitívan befolyásolja a semlegesítő



3. ábra. Az őrlési idő befolyása a szemcseméret-eloszlási görbék eltolódására

kapacitást is, mint ahogy a 4. ábrán is jól látható. Ugyanakkor az is leolvasható, hogy bár a kezdeti sebesség az megegyező, a mészkövek és az analitikai tisztaságú kalcium-karbonát semlegesítési kapacitása nagyobb, mint a hulladéké, ami a karbonáttartalom mértékére vezethető vissza.



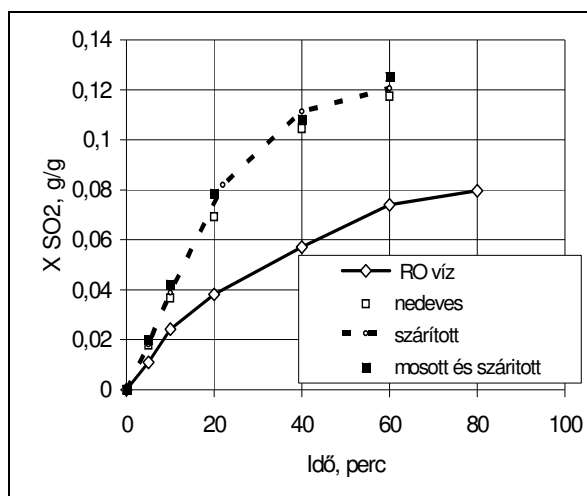
4. ábra. Az őrlési idő befolyása a szuszpenzió semlegesítési kapacitására

### 3. A szuszpenzió kén-dioxid megkötő képessége

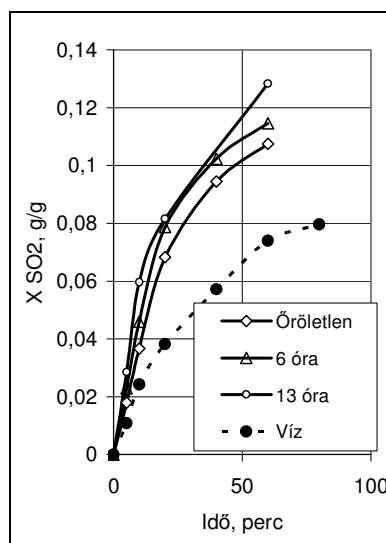
A szuszpenziók kén-dioxid megkötő képességét módosított LEWIS reaktorban végeztük. Mivel élelmiszer adalék minőségű kén-dioxiddal dolgoztunk, a gázkeverésre nem volt szükség, így a szuszpenzió keverését mágneses keverővel oldottuk meg. A kén-dioxid lekötésének változását a többfázisú reakcióelegy elemzésével végeztük. A fecskendővel kivett próbát, gyorsan, a vízzel feltöltött és előre bemért üvegflakonba adagoltuk, majd újra lemértük. Azután, a hozzáadagolt jóddal többletet tioszulfát-oldattal visszatitráltuk. Minden paraméterhatás bemérésekor először elvégeztük a megfelelő RO (fordított ozmózissal kapott) vízbe való abszorpciós kísérletet is. A kén-dioxid lekötő képesség meghatározására, különböző őrlési idő után nyert (0–13 óra), különböző hőmérsékletű (298–313 K) és töménységű (5, 10, 15, 20 g/100 g) szuszpenzióval dolgoztunk, alacsony túlnyomáson (5–17 mm H<sub>2</sub>O), állandó keverési számmal (200 ford./min).

Bár a hulladék feldolgozásnak (szárítás, mosás utáni szárítás) nagy befolyása nem volt a kén-dioxid lekötésére (5. ábra), ahogy az várható volt, az őrlési időnek – lehet az, száraz vagy nedves őrlés – pozitív befolyását észleltük minden kemoszorpciós kísérletnél, úgy mint a 6. ábra is illusztrálja.

A túlnyomás és a szuszpenzió koncentrációnövekedése pozitív hatással van a kén-dioxid abszorpciójára. Bár a néhány mm vízszlop-magasság nem befolyásolta a kemoszorpciós görbék helyzetét (SZÉP, AL. 2007), a szuszpenzió hulladék/víz aránya igen. Már 5 g/100 mL víz koncentrációjú szuszpenzió esetén is az elnyelt kén-dioxid mennyiség duplája a vízben abszorbeálódott. Ahogy nő a szuszpenzió szilárdanyag-tartalma, úgy nő az elnyelt kén-dioxid koncentráció is (7. ábra).

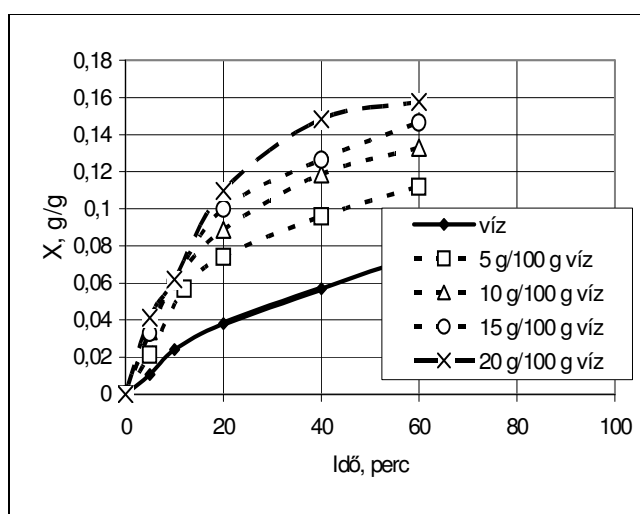


5. ábra. A hulladék minőségének hatása a kén-dioxid lekötési kinetikára

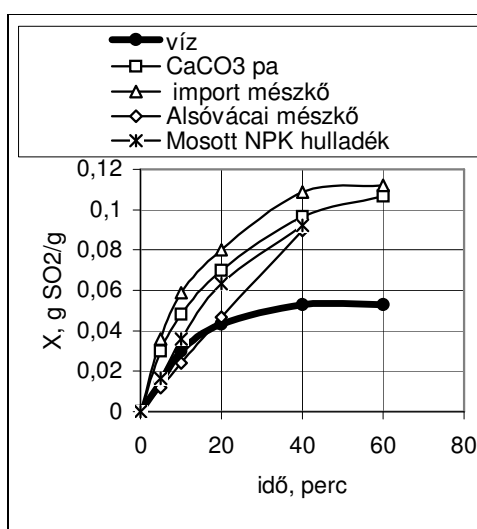


6. ábra. Az örlési idő befolyása a kén-dioxid lekötésére

Mint, ahogy a 8. ábra is tükrözi, az örlött hulladékszuszpenzió kén-dioxid elnyelő képessége megközelíti a vegytiszta kalcium karbonátét, túlszárnyalva az alsóvácai, 45 µm szemcseméret alatti mészkőből előállítottat.



7. ábra. A szuszpenzió hulladéktartalmának hatása a kemoszorpcióra



8. ábra. Az örlött hulladék kén-dioxid lekötőképessége a különböző minőségű természetes kalcium- karbonátokhoz viszonyítva

Ismert, hogy a reakcióval járó abszorpció folyamatok esetén, a reakció hatását az ún. aktiválási tényezővel fejezik ki:

$$E = \frac{N_A'}{N_A} = \frac{k_L \cdot \Delta C}{k_L^0 \cdot \Delta C} = \frac{k_L}{k_L^0} \quad (1)$$

ahol:

- $N'_A, N_A$  a reakció jelenlétében, illetve annak hiányában abszorbeált komponens, mol/m<sup>2</sup>s,
- $k_L, k_L^0$  a reakció jelenlétében és annak hiányában mért anyagátadási tényező, m/s,
- $\Delta C$  az abszorpció folyamat hajtóereje, mol/L.

Átvéve e kétfázisú rendszerekre jellemző módszert, és ezt szuszpenziókra alkalmazva (DAGAONKAR, M. 2001) kiszámítottuk a kalcium-karbonát aktiválási hatását. Mint, ahogy a 2. táblázat is tükrözi, a hulladék kalcium-karbonát vízhez viszonyított aktiválási tényezője kisebb, mint a természetes kalcium-karbonátoké és a vegytiszta kalcium-karbonaté. Őrléssel azonban meg lehet növelni a tényező értékét, olyannyira, hogy megközelíthető a legnagyobb értéket mutató import mészkőből kapott szuszpenzióé.

A szuszpenzió koncentrációjának a befolyását az aktiválási tényezőre a (2) empirikus összefüggéssel írhatjuk le.

$$E = 1 + 0,105 \cdot \bar{C}_{CaCO_3} - 0,0025 \cdot \bar{C}_{CaCO_3}^2 \quad \text{ahol } \bar{C}_{CaCO_3} \text{ g/100mL ben van kifejezve} \quad (2)$$

2. táblázat. Az aktiválási tényező értéke különböző fajtájú karbonátok esetén (A kinetikai görbék adataiból)

Karbonátfajta	Import mészkő	Alsóvácai mészkő	Vegytiszta mészkő	Hulladék	13 órát őrlött hulladék
Az aktiválási tényező értéke	2,11	1,87	2,01	1,87	2,07

Alkalmazva Whitmann ( $E = \frac{Ha}{th(Ha)}$ , ahol  $Ha = \frac{\sqrt{k_1 D_{SO_2L}}}{k_L}$ ) és Dankwerts ( $E = \sqrt{1 + Ha^2}$ ,

ahol  $Ha$  megegyezik az előbbi összefüggésben definiálttal) által javasolt, a rendszer tulajdonságait figyelembe vevő módszereket (diffúziós tényező,  $D_{SO_2L} = 1,7 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ ; reakció sebesség,  $k_1 = 0,2 \text{ s}^{-1}$ ; anyagátadási tényező,  $k_L = 1,636 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$ ), kiszámítottuk a karbonát szuszpenzió által kifejtett aktiválási tényező értékét. A számított értékek, 1,57 és 1,75, elég jól megközelítik a mérésekre alapozottakat, melyek a karbonát hulladék esetén 1,67 és 2,11 között mozogtak.

#### 4. Összefoglalás

A hulladék kalcium-karbonát szemcsemérete bár különbözik a kereskedelmi kalcium-karbonátoktól, azonos kristály és hasonló vegyi összetétele lehetővé teszi a környezetvédelmi technológiák mészkő-helyettesítő adalékaként való felhasználásra. A talajjavításban elért, már több mint négy évtizedes tapasztalat azt igazolja, hogy a hulladék jól helyettesíti az őrlött karbonátot. Ha a talajjavításban a mostani szemcseméret megfelelő, hisz nem csak semlegesítésre, hanem talajállomány megváltoztatására is alkalmas, a száraz vagy a nedves kéntelenítésben, de főleg az utóbbiban, elengedhetetlen a szemcseméret csökkentése. Ami a szemcseméret csökkentését illeti, a kísérletek bebizonyították, hogy száraz, de főleg nedves őrléssel, olyan minőségű szuszpenziót lehet előállítani a hulladékból, amely semlegesítési kapacitása és kén-dioxid megkötő képessége a vegytiszta kalcium-karbonáttal is vetekedik.

A kemoszorpció kísérletek azt bizonyítják, hogy az őrölt hulladék majdnem olyan reakcióképes, mint a vegytiszta karbonát, túlszárnyalva az alsóvácai és a szindi mészkő őrleményt. Kén-dioxid megkötő képessége szempontjából, az őrléssel előállított hulladék éppoly nagy relatív aktiválási tényezőt ( $E = 2,07$ ) biztosít, mint a vegytiszta ( $E = 2,01$ ), vagy a nagyon kis szemcseméretű mészkő ( $E = 2,11$ ). A mért és a számított relatív aktiválási tényező értéke megközelíti egymást, és azt bizonyítja, hogy a hulladék jelenléte a szuszpenzióban 1,57...2,01-szer növeli annak kén-dioxid lekötő kapacitását.

### Köszönetnyilvánítás

A szerzők köszönettel tartoznak a CNCSIS-nek az 558 téma keretében nyújtott anyagi segítségért.

### Irodalom

- CRNKOVIC, P. M. – MILIOLI, F. E. – PAGLIUSO, J. D. (2006) Kinetics Study of the Sulfur Dioxide Sorption by Brazilian Dolomite Using Thermogravimetry. *Thermochimica Acta*, 447, pp. 161-166.
- DAGAONKAR, M. – BEENACKERS, A. C. M. – PANGARKAR, V. (2001) Enhancement of Gas-Liquid Mass Transfer by Small Reactive Particles at Realistically High Mass Transfer Coefficient: Absorption of Sulfur Dioxide into Aqueous Slurries of  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  and  $\text{Mg}(\text{OH})_2$  Particles. *Chemical Engineering Journal*, 81, pp. 203-212.
- DEPRIEST, W. – GAIKWAD, R. P. (2003) Economics of Lime and Limestone for Control of Sulfur Dioxide ([www.lime.org/Wet\\_FGD.pdf](http://www.lime.org/Wet_FGD.pdf))
- FELLNER, P. – KHANDL, V. (1999) Characterization of Limestone Reactivity for Absorption of Sulfur Dioxide from Fume Gases. *Chemical Papers*, 53, 4, pp. 238-241.
- MALLER, G. – HOLLINDEN, J. (2002) Status of Flue Gas Desulfurization FGD Technology ([www.apec-gcfe.fossil.energy.gov/7thtech/p112.pdf](http://www.apec-gcfe.fossil.energy.gov/7thtech/p112.pdf))
- MILLER, M. (2005) US Geological Survey: Minerals Commodity Summaries, January ([www.lime.org](http://www.lime.org))
- REMÉNYI K. (2004) Az energetikai fejlesztés fő irányai. Akadémiai Kiadó, Budapest
- SZÉP, AL. – BARBU, C. H – BURLACU, A. – MIHĂILĂ, GH. (2000) Cercetări privind folosirea carbonatului de calciu precipitat pentru desulfurarea gazelor. *Rev. Chim. (București)* 51, 1, pp. 60-65; 51, 3, pp. 158-163.
- SZÉP, AL. (2005) Varul, Tehnologie și utilizări, Ed. Cermi, Iași
- SZÉP, AL. – MIHAILA, GH. (2005) Studiul cinetic al dizolvării carbonatului de calciu precipitat în soluții de dioxid de sulf. *Rev. Chim. (București)* 56, 8, pp. 768-773.
- SZÉP AL. – MIHAILA GH. – HARJA M. (2006) Characterization of Waste Calcium Carbonate Slurry Prepared by Milling. *Analele Științifice ale Univ. A. I. Cuza Iași, Tom XIV, Seria Chimie*, pp. 99-106.
- SZÉP, AL. – HARJA M. (2007) Studiul absorbției dioxidului de sulf în suspensii de carbonat de calciu rezidual. *Rev. Chim. (București)*, 58, 10, pp. 870-874.

Benedek Szilveszter<sup>1</sup> – Dr. Fülekgy György<sup>2</sup> – Dr. Márton László<sup>3</sup>

## HWP (Hot Water Percolation) talajextrakció alkalmazása a talajok könnyen oldható P és K tartalmának meghatározására ökológiai gazdálkodásban

### Abstract

The HWP (Hot Water Percolation) method is a soil extraction method measuring the available, easily soluble, desorbable elements. It is an important parameter for the quality management in organic farming, because in this mineral fertilizers are not allowed, so the available nutrients have a low quantity. In 2006 and 2007 we collected 17 soil samples from organic farms on typical Hungarian soils and examined them of following parameters: phosphorus and potassium content measured by the HWP and the AL methods, cohesion with the method of Arany, CaCO<sub>3</sub> content, pH and humus content.

Our results can be summarized in the following points:

- 1) 79% of the analysed soil samples have a very good – good AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> content and 22% a very good – good AL-K<sub>2</sub>O content, which is surprising in the organic farming with the aim having a middle PK content. The reason for that is the high fertilization in the conventional farming before changing to organic farming.
- 2) The easily plant available P and K ions examined by the HWP method shows also a high PK content because of the same reason as described in point no 1. The values measured with the AL and HWP methods have also a positive correlation (P: R = 0.6397, K: R = 0.3842).

### 1. Bevezetés

Ökológiai gazdálkodás alatt a szintetikus műtrágyák és növényvédőszer felhasználatát tiltó, szerves trágyázást (istállótrágya, komposzt, zöldtrágya stb.) és biológiai-mechanikai növényvédelmet folytató gazdálkodási formát értünk. A tápanyag-gazdálkodás tekintetében az ökológiai gazdálkodásban szigorúan csak annyi makro- és mikrotápelem kerülhet a talajba, amennyit a növények kivonnak (DIERCKS, R. 1986; KAHNT, G. 1986; FÜLEKY GY. 1999; RADICS, GY. 2001). Ennek értelmében a közepes talaj PK-ellátottság elérése, majd fenntartása a cél, mely optimális tápelem-tartalmat jelent: nincs túl sok tápelem a talajban, de elegendő a növény számára (SCHILLING, G. 2000). Ez az elv csak a talaj tápelem-ellátottságának ismeretében elvégzett trágyázás által valósulhat meg. Fontos továbbá a talaj pillanatnyilag felvehető tápelem-tartalmának ismerete, hiszen ennek mennyisége az ökológiai gazdálkodásban a könnyen felvehető tápelemeket tartalmazó műtrágyák kizárása által alacsony, és így a minőségbiztosítás paramétere is lehet (FÜLEKY GY. 1996). Az ökológiai gazdálkodás gyakorlatában elsősorban a P-trágyázás okoz problémát: a N-ellátás a vetésforgó és a szerves trágyázás által reálisan biztosítható, ellenben a P gyakran limitáló tényező lehet (ENTZ, M. et al. 2001; SCHNUG, E. et al. 2003; WELSH, C. et al. 2006; MÜLLER, T. et al. 2007).

A fentiekben röviden összefoglalt elméleti alapvetésekből kiindulva „Az ökológiai gazdálkodás tápanyag-gazdálkodási rendszerének kialakítása HWP forróvízes talajextrakció

<sup>1</sup> Benedek Szilveszter *Szent István Egyetem, Talajtani és Agrokémiái Tanszék, Gödöllő* E-mail: szil.benedek@gmail.com

<sup>2</sup> Dr. Fülekgy György *Szent István Egyetem, Talajtani és Agrokémiái Tanszék, Gödöllő* E-mail: fuleky.gyorgy@mkk.szie.hu

<sup>3</sup> Dr. Márton László *MTA Talajtani és Agrokémiái Kutatóintézet, Budapest* E-mail: marton@rissac.hu

alkalmazásával” című TDK munka keretében talajmintavételt végeztünk szántóföldi növénytermesztést folytató ökológiai gazdaságokban, az alábbi célok mentén végezve el aztán a talajvizsgálatokat:

- 1) Az ökológiai gazdálkodás tápanyag-gazdálkodásának agrokémiai vizsgálata különös tekintettel a PK-ellátottságra.
- 2) A HWP talajvizsgálati módszer vizsgálata a talajok pillanatnyilag felvehető P és K tartalmának meghatározására.

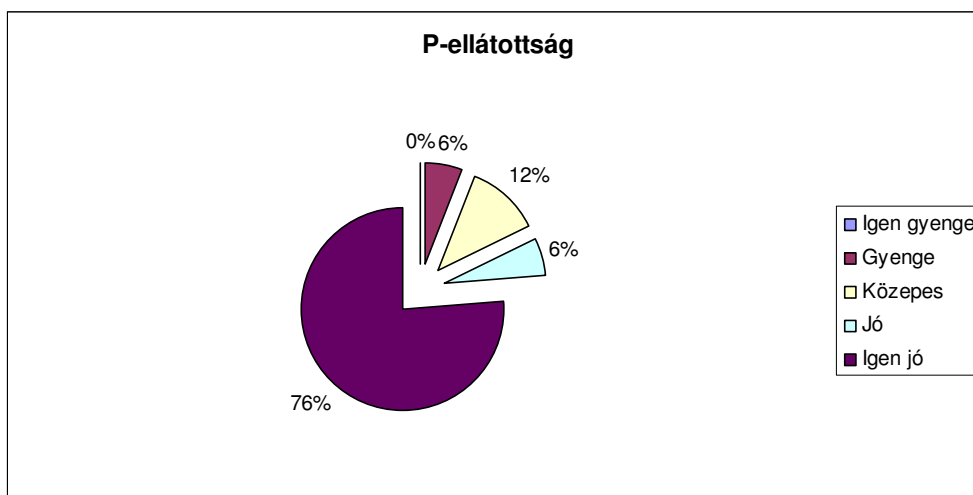
## 2. Anyag és módszer

Európában több vizes kioldáson alapuló talajvizsgálati módszert alkalmaznak (pl. van der Paauw módszer, EUF módszer), ebbe a sorba illeszkedik a talajvizsgálatok módszerei közül különösen jelentős HWP (Hot Water Percolation) forróvizes talajextrakció, mely a talaj pillanatnyilag felvehető tápelemtartalmát, a nagyon jól oldható, ill. deszorbeálható elem mennyiségét határozza meg (FÜLEKY, GY. – CZINKOTA, I. 1993). Vizsgálatunk során 2006–2007 folyamán 7, a Biokontroll Kht. által hitelesített, I, II, III, IV termőhelyi kategóriákon szántóföldi növénytermesztést folytató ökológiai gazdaságból 17 területen vettünk talajmintát a párhuzamos mintavétel elvét alkalmazva, átlónként 20 részmintát begyűjtve a talaj 0–25 cm rétegéből. Az ezeken elvégzett talajvizsgálat az alábbi paraméterekre terjedt ki:  $K_A$ ,  $CaCO_3$  %, pH ( $H_2O$ ), pH (KCl), humusz %, AL- $P_2O_5$ , AL- $K_2O$ , HWP-P, HWP-K.

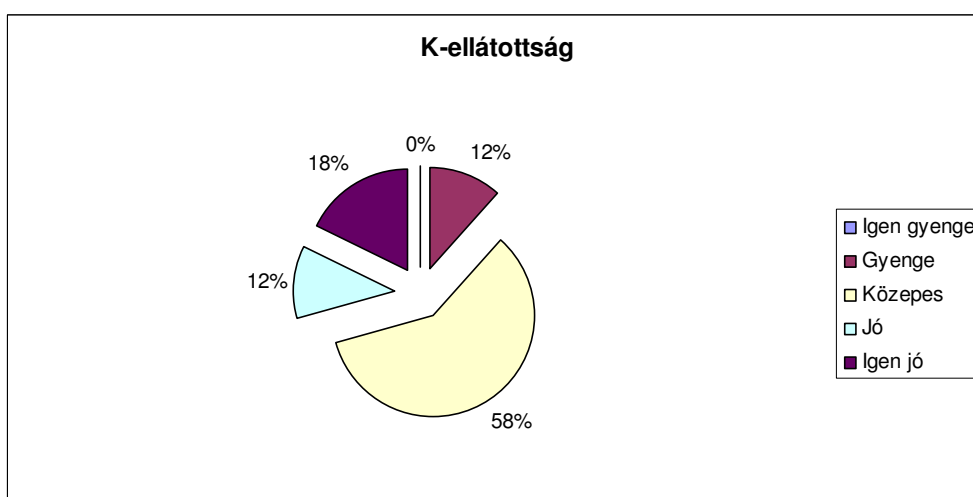
A talajok HWP-P és a HWP-K tartalmának meghatározásakor 100–150 kPa közötti nyomáson néhány perc alatt extraháltuk desztillált vízzel a 30 g légszáraz talajmintát. Az így kapott 100 cm<sup>3</sup> térfogatú extraktumból a foszfort spektrofotométeren, a káliumot pedig lángfotométeren határoztuk meg. A potenciálisan felvehető P és K tartalom meghatározására az AL-módszert alkalmaztuk (EGNER, H. – RIEHM, H. – DOMINGO, W. 1960). Az eredmények kiértékeléséhez a MÉM-NAK műtrágyázási szaktanácsadási rendszert, valamint lineáris regressziót használtunk.

## 3. Eredmények

A vizsgált talajminták 79%-a igen jó-jó AL- $P_2O_5$  ellátottsággal (1. ábra), 22%-a pedig igen jó-jó AL- $K_2O$  ellátottsággal (2. ábra) rendelkezik, amely nem elvárt a közepes tápanyag ellátottságra törekvő ökológiai gazdálkodásban. A vizsgált gazdaságok ökológiai tápanyag-gazdálkodása által nem érhető el ilyen magas tápelem-ellátottság (1. táblázat), hiszen azok szerves trágyázást folytatnak, általában 3–4 évente 30 t ha<sup>-1</sup> mennyiségben. A magas PK-ellátottságra a magyarországi talajok tápanyag-ellátottságának alakulása ad magyarázatot: az intenzív műtrágyázásnak köszönhetően 1987-ben a talajok 83%-a jó-igen jó, 13%-a pedig közepes P, ill. 65%-a jó-igen jó, 40%-a pedig közepes K ellátottságú volt (BUZÁS I-NÉ et al. 1988 in: KOVÁCS G. – CSATHÓ P. 2005). Miután 1990 óta drasztikusan csökkent a felhasznált műtrágyamennyiség, 2000-ben még a talajok 40%-a jó-igen jó, 30%-a pedig közepes P, ill. 40%-a jó-igen jó, másik 40%-a pedig közepes K ellátottságú volt (CSATHÓ P. 2004 in: KOVÁCS G. – CSATHÓ P. 2005).



1. ábra. A vizsgált talajminták P-ellátottsága (saját mérés)



2. ábra. A vizsgált talajminták K-ellátottsága (saját mérés)

Az intenzívről ökológiai gazdálkodásra való átálláshoz a tanúsító szervezetek többsége, így a Biokontroll is három év átállási időt ír elő, azonban a talaj mineralizált P tartalma tíz–húsz évig is a növények számára felvehető formában marad, így a feltöltő trágyázás időszakában felhalmozott tápanyag-készlet még ma is érzékelteti hatását. Nyilvánvaló tehát, hogy a mért magas tápelem-ellátottság nem az ökológiai művelés által jött létre, így egyrészt olyan területeken folytatnak ilyen jellegű művelést, mely nem egyezik annak termelésfilozófiájával, másrészt ezen tartalékok elfogyása komoly problémát fog jelenteni a tápanyag-gazdálkodásban, noha pl. GABEL, D. (2001) szerint az ökológiai művelésben a vártnál lassabban merülnek ki a felhalmozott P és K készletek.

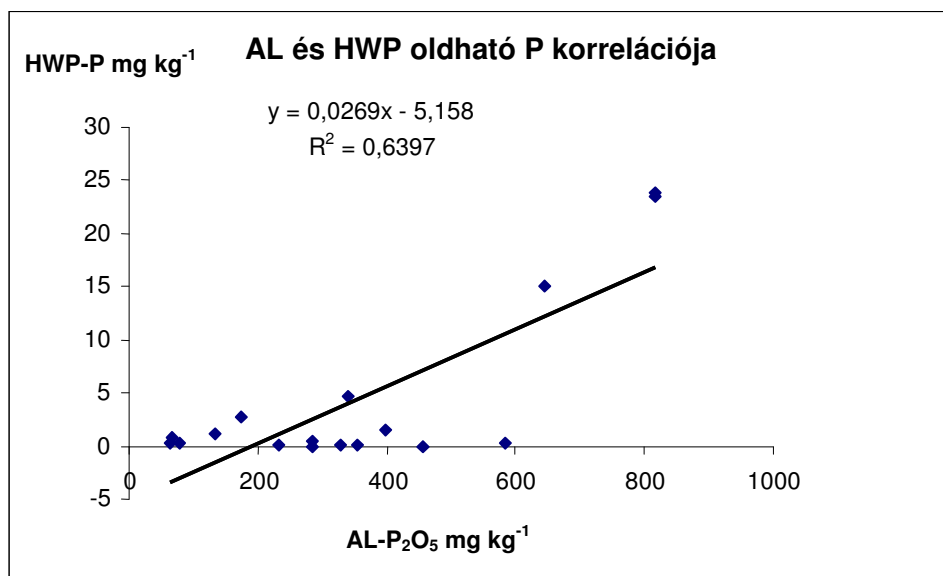
A HWP módszerrel mért értékek pozitív korrelációt (P:  $R = 0,6397$ ) (3. ábra), (K:  $R = 0,3842$ ) (4. ábra) mutattak az AL módszerrel mért értékekkel, mely szintén annak alkalmasságát bizonyítja a növények számára pillanatnyilag felvehető tápelem-mennyiségek megítélésére. A 3. és 4. ábra alapján látható, hogy a HWP módszerrel mért értékek nagyságrendekkel alacsonyabbak az AL módszerrel mért értékekhez képest: előbbi a pillanatnyilag, utóbbi a potenciálisan felvehető tápelem-tartalmat jelenti. Különösen fontos a  $\text{kg ha}^{-1}$ -ban kifejezett HWP-P tartalom (2. táblázat): a minták 65%-a 0,5–1,5 kg között van, mely megfelel a talaj oldott foszfát frakciójának (SCHACHSTSCABEL, P. – BEYME, B. 1980).



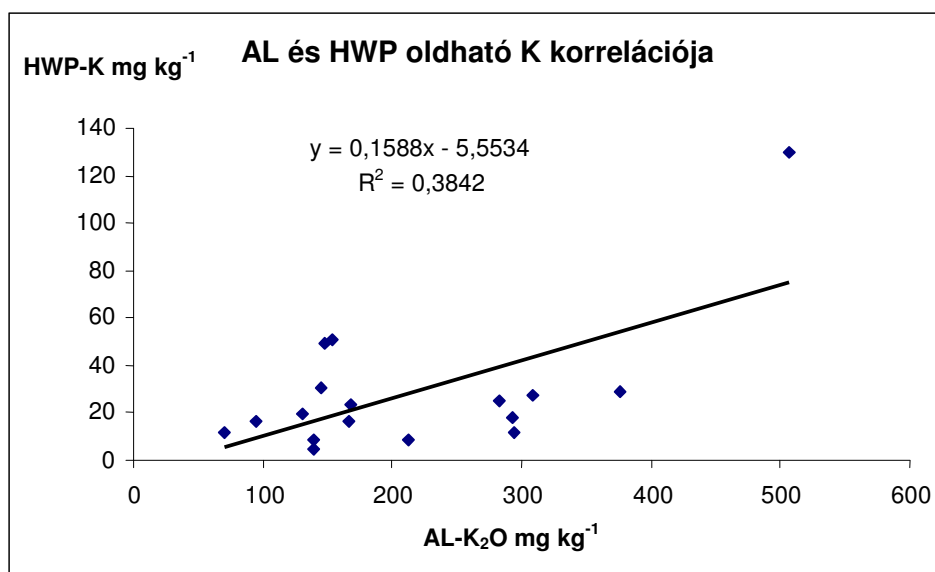
1. táblázat. A mért és a közepes PK-ellátottság közti különbség  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ -ban, ill. az annak megfelelő tápanyagmennyiséget tartalmazó istállótrágya mennyiségében (t) kifejezve (saját mérés és számítás)

Minta	$\Delta\text{P}_2\text{O}_5$		$\Delta\text{K}_2\text{O}$	
	$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$	istállótrágyában (t)	$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$	istállótrágyában (t)
1	530,27	151,5	3,74	0,63
2	759,88	217,10	---	---
3	535,21	159,92	381,49	63,58
4	1506,50	430,43	8,00	1,33
5	---	---	---	---
6	---	---	115,60	19,27
7	1169,29	334,08	---	---
8	980,20	280,06	---	---
9	443,43	126,70	433,91	72,32
10	760,83	217,38	650,78	108,46
11	2340,33	668,67	1308,13	218,02
12	2342,93	669,41	163,80	27,30
13	---	---	---	---
14	308,69	88,20	90,38	15,06
15	171,86	49,10	94,71	15,79
16	1839,83	525,67	156,00	26,00
17	846,50	241,86	---	---

WELSH, C. et al. (2006) megállapítja, hogy az ökológiai gazdálkodásban elsősorban a talaj P tartalmának vízoldható frakciója csökken. Ezt az általunk végzett mérések is megerősítik, hiszen csak két esetben (11, 12 minták) látható kiugróan magas HWP-P tartalom. Ugyanakkor kiugróan alacsony mennyiségek megfelelő HWP-P tartalom is csak két esetben (1, 7 minták) fordul elő. A többi területen – a magas potenciálisan felvehető P tartalomnak megfelelően – a HWP módszerrel is nyomon követhetően folyamatos a növény számára felvehető foszfátionok szolgáltatása, tehát a HWP-P értékek általában a talaj P oldott frakcióját tükrözik. Ebben az esetben a legkisebb mennyiség is releváns, hiszen a talajban lévő P csak minimális mértékben vízoldható.



3. ábra. AL és HWP oldható P korrelációja (saját mérés)



4. ábra. AL és HWP oldható K korrelációja (saját mérés)

#### 4. Következtetések

Bár az ökológiai gazdálkodás definiálta a termelésfilozófiájának megfelelő tápanyag-gazdálkodást, az agrokémiai még nincs megalapozva. Egyrészt azon országok esetében, ahol az 1970-es, 1980-as évek folyamán intenzív műtrágyázás folyt (így hazánkban is) nem szabad figyelmen kívül hagyni a talajok magas tápelem-ellátottságát, mely még akár évtizedekig kitarthat. Egy ilyen módon mintegy determinált területen nem egyedül az ökológiai művelés által jönnek létre a növénytermesztésben elért eredmények. Ezért elengedhetetlen egy ezt figyelembe vevő, hosszú távú tápanyag-gazdálkodási terv

2. táblázat. A vizsgált talajminták HWP P tartalma (saját mérés és számítás)

Minta száma	Minta származási helye	HWP-P, mg kg <sup>-1</sup>	kg P ha <sup>-1</sup> (0–25 cm, ρ=1,3 t m <sup>-3</sup> )
1	Pusztaszabolcs	0,01	0,03
2	Pusztaszabolcs	0,14	0,46
3	Pusztaszabolcs	0,44	1,43
4	Pusztaszabolcs	0,31	1,01
5	Pusztaszabolcs	0,22	0,72
6	Ricse	0,88	2,86
7	Galgahévíz	0,01	0,03
8	Szentbékakálla	1,50	4,88
9	Szentbékakálla	0,12	0,39
10	Szentbékakálla	0,13	0,42
11	Gödöllő	23,80	77,35
12	Gödöllő	23,50	76,38
13	Békésszentandrás	0,33	1,07
14	Békésszentandrás	2,73	8,87
15	Békésszentandrás	1,24	4,03
16	Gödöllő	4,73	15,37
17	Gödöllő	0,42	1,37

készítése. Ehhez szükségesek a talajvizsgálatok, melyben fontos helyet foglalnak el a pillanatnyilag felvehető tápelem-tartalmat meghatározó módszerek, mivel a kijuttatott trágyaszerek nagy része szerves kötésben tartalmazza a növényi tápelemeket, a növény ezeket azonban csak mineralizáció útján, ionos formában képes felvenni, melyek mennyisége a HWP módszerrel határozható meg, hiszen a forróvízes kivonás pontos információt ad a növény számára felvehető tápelemek mennyiségéről és minőségéről (KOVÁCS D. 2001).

## 5. Összefoglalás

A HWP (Hot Water Percolation) forróvízes talajextrakció a talaj pillanatnyilag felvehető tápelemtartalmát, ill. a könnyen oldható, deszorbeálható elem mennyiségét határozza meg. Az ökológiai gazdálkodás minőségbiztosítása szempontjából ez az egyik legjelentősebb paraméter, mivel a műtrágyák kizárása által ebben a gazdálkodási formában nem kerülnek könnyen felvehető tápelemek a talajba, ezért mennyiségük a műtrágyázott talajokkal szemben alacsony. 2006-ban és 2007-ben 17, hazánk főbb talajtípusain működő ökogazdaság területéről származó talajmintán végeztünk a foszfor és kálium tartalom HWP módszerrel történő meghatározása mellett az AL-oldható foszfor és kálium tartalomra, továbbá az Arany-féle kötöttségre, CaCO<sub>3</sub> tartalomra, pH-ra és humusztartalomra kiterjedő laboratóriumi vizsgálatot.

A főbb eredményeket az alábbiakban foglaljuk össze:

- 1) A vizsgált talajminták 79%-a igen jó-jó AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ellátottsággal, 22%-a pedig igen jó-jó AL-K<sub>2</sub>O ellátottsággal rendelkezik, amely nem elvárt a közepes tápanyag ellátottságra törekvő ökológiai gazdálkodásban, és amely a talajok az átállás előtti túltrágyázására vezethető vissza.
- 2) A HWP módszerrel mért értékek a növények által pillanatnyilag felvehető tápelemek mennyiségét mutatják, melyek szintén alátámasztják az előbbi megállapítást, továbbá pozitív korrelációt (P: R = 0,6397, K: R = 0,3842) mutatnak az AL módszerrel mért értékekkel.

## Irodalom

- DIERCKS, R. (1986) Alternativen im Landbau. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 379p.
- EGNER, H. – RIEHM, H. – DOMINGO W. (1960) Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Böden II. Chemische Extraktionsmethoden zur Phosphor und Kaliumbestimmung, Kungl. Lantbrukshögsk Ann. 26, pp.199-215.
- ENTZ, M. H. – GUILFORD, R. – GULDEN, R. (2001) Crop yield and soil nutrient status on 14 organic farms in the eastern portion of the northern Great Plains. Can. J. Plant Sci. 81, pp. 351-354.
- FÜLEKY, GY. – CZINKOTA, I. (1993) Hot Water Percolation (HWP): A new rapid soil extraction method. Plant and Soil, 157, pp. 131-135.
- FÜLEKY GY. (1996) Talajvizsgálatok szerepe a biogazdálkodásban. Környezet és Fejlődés, VI, pp. 5-6.
- FÜLEKY GY. szerk. (1999) Tápanyag-gazdálkodás. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 714.p.
- GABEL, D. (2001) Einfluß der Bodenbewirtschaftung des ökologischen Landbaus auf die Stickstoff-Dynamik während der Umstellungsphase – In: Kandeler, E. et al. Hrsg.: Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, Universität Hohenheim, Stuttgart, p. 191.
- KAHNT, G. (1986) Biologischer Pflanzenbau – Möglichkeiten und Grenzen biologischer Anbausysteme. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 228p.
- KOVÁCS D. (2001) Különböző eljárással készült komposztok összehasonlító vizsgálata. Diplomamunka, Szent István Egyetem, MKK, Gödöllő, 79p.
- KOVÁCS G. – CSATHÓ P. (2005) A magyar mezőgazdaság elemformalma 1901–2003 között. MTA-TAKI, Budapest, 260p.

- MÜLLER, T. – RIEHLE, J. – SCHLEGEL, I. – LI, Z. – SCHENCK ZU SCHWEINSBERG, VON, M. – MICKAN, H. – SABAHI, H. – SCHULZ, R. (2007) Leguminosenkörnerschrote und andere vegetabile Dünger im ökologischen Gemüsebau – In: Zikeli, S. et al. Hrsg.: Beiträge zur 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau Band 1, Universität Hohenheim, Stuttgart, pp. 49-52.
- RADICS L. (2001) Ökológiai gazdálkodás – Általános kérdések, Növénytermesztés, Állattenyésztés. Dinasztia Kiadó, Budapest, 316p.
- SCHACHTSCHABEL, P. – BEYME, B. (1980) Löslichkeit des anorganischen Bodenphosphors und Phosphatdüngung. Zeitschrift f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde, 143, pp. 306-316.
- SCHILLING, G. (2000) Pflanzenernährung und Düngung. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 464p.
- SCHNUG, E. – ROGASIK, J. – HAUEKLAUS, S. (2003) Die Ausnutzung von Phosphor aus Düngemitteln unter besonderer Berücksichtigung des ökologischen Landbaus. Landbauforschung Völkenrode, 53, pp. 1-11.
- WELSH, C. – TENUTE, M. – FLATEN, D. – GRANT, C. – ENTZ, M. (2006) Organic Crop Management and Soil Phosphorus – Better Crops, 90, pp. 6-7.
- Biokontroll Kht (2006) Az ellenőrzés és tanúsítás rendszere. Budapest ([www.biokontroll.hu](http://www.biokontroll.hu))
- MÉM Növényvédelmi és Agrokémiai Központ (1979) Műtrágyázási irányelvek és üzemi számítási módszer. Budapest, 66p.

*Dr. Hegedúsová Alžbeta<sup>1</sup> – Dr. Simon László<sup>2</sup> – Švikruhová Jana<sup>3</sup> – Dr. Boleček Peter<sup>4</sup> – Dr. Hegedús Ondrej<sup>5</sup>*

## **Kadmium indukált fitoextrakciója szennyezett talajból**

### **Absztrakt**

Szlovákiai viszonylatban a dél-szlovákiai régió rendelkezik a legintenzívebb zöldségtermeléssel, és mint korábbi eredményeinkből kitűnik, termőtalajaiban a kadmium feldúsulása jelenti a legnagyobb rizikót. A kadmium a talajban általában nem mozog, ezért a felső szántott rétegben veszélyes mértékben feldúsulhat. Az emberi szervezetre gyakorolt toxikus hatása miatt a kadmiumot az egyik legveszélyesebb nehézfémnek tekintik. Mivel a nehézfémek sem biológiailag, sem kémiailag nem bonthatók le, hatásuk semlegesítésére más eljárásokat kell alkalmazni. Napjaink gyorsan fejlődő környezetvédelmi technológiája a fitoremediáció, amely során a természetben előforduló növények segítségével tisztítják meg a környezeti elemeket a szerves és szervetlen szennyező anyagoktól. A fitoremediáción belül újabb eljárások alakultak ki, amelyek közül munkánk során a fitoextrakciót alkalmaztuk. A fitoextrakció során speciális, a fémek hiperakkumulációjára képes növényekkel vonhatók ki a fémek a talajból (folyamatos fitoextrakció), illetve kelátképzők talajba juttatásával tehető a fémek könnyen felvehetővé nagy biomasszát képező növényfajok számára (indukált fitoextrakció). A betakarított, szennyeződést tartalmazó biomasszából elégetés után visszanyerhetők a koncentrált nehézfémek.

Munkánkban tenyészedényes kísérlet beállításával megvizsgáltuk, hogy egy kadmiummal mesterségesen elszennyezett talajban az EGTA (etilén-bisz(oxi-etilén-nitrilo)tetraecetsav), mint kelátképző serkenti-e a kukorica hajtásának kadmiumfelvételét.

### **1. Bevezető**

Szlovákia földrajzi elhelyezkedése miatt feltételezhető, hogy területe folyamatosan szennyeződik a nagyipari és energetikai komplexumok regionális hatása miatt. A toxikus anyagok akkumulációja a termőtalajban ökológiai rizikót jelent, ugyanis megnehezíti az egészséges élelmiszeripari nyersanyagok előállítását, termelését. Külön veszélyt jelenthet, hogy a szennyezőanyagok kötöttsége a talajokban különféle körülmények, pl. a talajok savanyodása miatt megváltozozhat. Különösen érvényes ez a legkülönbözőbb forrásokból származó nagy biotoxicitású nehézfémekre. A mezőgazdasági termelés során alapvető cél, hogy a termőtalaj használat közben ne szennyeződjék, termékenysége és ökológiai funkciói hosszú távon is megmaradjanak.

Szlovákiai viszonylatban a dél-szlovákiai régió rendelkezik a legintenzívebb zöldségtermeléssel, és mint korábbi eredményeinkből kitűnik, termőtalajaiban a kadmium feldúsulása jelenti a legnagyobb rizikót (HEGEDŰSOVÁ, A. et al. 2000). A kadmium a talajban

<sup>1</sup> **Dr. Hegedúsová Alžbeta** Konstatin Filozófus Egyetem, Kémia Tanszék (Katedra chémie, Fakulta prírodných vied Univerzity Konštantína Filozofa) Nyitra, E-mail: ahegedusova@ukf.sk

<sup>2</sup> **Simon László** Nyíregyházi Főiskola, Tájgazdálkodási és Védékfejlesztési Tanszék, Nyíregyháza E-mail: simonl@nyf.hu

<sup>3</sup> **Švikruhová Jana** Konstatin Filozófus Egyetem, Kémia Tanszék (Katedra chémie, Fakulta prírodných vied Univerzity Konštantína Filozofa) Nyitra, E-mail: jsvikruhova@ukf.sk

<sup>4</sup> **Dr. Boleček Peter** Konstatin Filozófus Egyetem, Biológia és Növénygenetika Tanszék (Katedra biológie a genetiky rastlín, Fakulta prírodných vied Univerzity Konštantína Filozofa) Nyitra, E-mail: pbolecek@ukf.sk

<sup>5</sup> **Dr. Hegedús Ondrej** Konstatin Filozófus Egyetem, Kémia Tanszék (Katedra chémie, Fakulta prírodných vied Univerzity Konštantína Filozofa) Nyitra, E-mail: ohegedus@ukf.sk

általában nem mozog, ezért a felső szántott rétegben veszélyes mértékben feldúsulhat. A növények számára a kadmium könnyen felvehető, és a növényen belül is könnyen szállítódik. Általában lineáris összefüggés van a talajok és a növények kadmiumtartalma között. A növényekben legtöbbször 5–20 mg kg<sup>-1</sup> kadmiumtartalom okoz toxicitási tüneteket. Általában nagy a levélzöldségfélék és a káposztafélék kadmiumtartalma, míg a gabonafélék magvai viszonylag keveset tartalmaznak ebből a nehézféméből. A fenti okok és az emberi szervezetre gyakorolt toxikus hatása miatt a kadmiumot az egyik legveszélyesebb nehézfémnek tekintik (SIMON L. 1999; HEGEDŰSOVÁ, A. et al. 2003a; HEGEDŰSOVÁ, A. et al. 2003b). Mivel a nehézfémek sem biológiailag, sem kémiaiilag nem bonthatók le, hatásuk semlegesítésére más eljárásokat kell alkalmazni. Napjaink gyorsan fejlődő környezetvédelmi technológiája a fitoremediáció, amely során a természetben előforduló növények segítségével tisztítják meg a környezeti elemeket a szervetlen és szerves szennyezőanyagoktól (SIMON L. 2004). A fitoremediáción belül újabb eljárások alakultak ki, amelyek közül munkánk során a fitoextrakciót alkalmaztuk. A fitoextrakció során speciális, a fémek hiperakkumulációjára képes növényekkel vonható ki a fémek a talajból (folyamatos fitoextrakció), illetve kelátképzők talajba juttatásával tehető a fémek könnyen felvehetővé nagy biomasszát képező növényfajok számára (indukált fitoextrakció). Az indukált fitoextrakció során a kelátképzők (pl. etilén-diamin tetraecetsav, etilén-bisz(oxi-etilén-nitrilo)tetraecetsav, pikolinsav, citromsav) kijuttatása után a fémek mobilitása a talajban azonnal megnő (MCGRATH, S. P. et al. 2002; SIMON L. et al. 2003), és a növények néhány napig jelentős mennyiségű fémet vesznek fel a gyökerükbe, amelynek nagy része áthelyeződik a hajtásba. A betakarított, szennyeződést tartalmazó biomasszából elégetés után visszanyerhető a koncentrált nehézfémek.

A fenti előzmények ismeretében tenyészedényes kísérlet beállításával megvizsgáltuk, hogy egy kadmiummal mesterségesen elszennyezett talajban az EGTA (etilén-bisz(oxi-etilén-nitrilo)tetraecetsav), mint kelátképző serkenti-e a kukorica hajtásának kadmiumfelvételét.

## 2. Kísérleti anyag és módszer

*Tenyészedényes kísérlet:* A szennyezetlen csernozjom termőtalaj (vályogos homok, pH<sub>KCl</sub> 7,3) az Érsekújvári Zöldségkutató Intézet kísérleti kertjének 0–20 cm-es rétegéből származott. A 2 mm-es szitán átbocsátott, megfelelően homogenizált, légszáraz talajmintákból 10-10 kg-ot tenyészedényekbe mértük, majd a talajmintákat 2,0, 5,0 és 15,0 mg kg<sup>-1</sup> kadmiummal szennyeztük el oly módon, hogy a talajra 4 héttel a magvak elvetése előtt kadmium-szulfát (3 CdSO<sub>4</sub> · 8 H<sub>2</sub>O) oldatot permeteztünk. A kísérletekhez kontroll talajt használtunk, amely nem részesült ilyen kezelésben. Fedett szabadföldi növénynevelő ketrecekben tenyészedényes kísérletet állítottunk be 3 ismétléssel kukoricával (var. Oskar) (1. ábra).

A kontroll és kadmiumsóval kezelt tenyészedényekben 2-2 növényt neveltünk. A talaj vízkapacitását 50–60% -ra állítottuk be. Tápanyagként nitrogént (0,2 g N kg<sup>-1</sup>) NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-oldat, káliumot (1,5 g K kg<sup>-1</sup>) K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-oldat, és foszfort (0,1 g P kg<sup>-1</sup>) KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>-oldat formájában juttattuk ki a talajba. A kukorica hajtásának kadmiumfelvételét 6 és 12 mmol kg<sup>-1</sup> EGTA (etilén-bisz(oxi-etilén-nitrilo)tetraecetsav) kijuttatásával serkentettük a kísérlet 7. és 8. hetében (az EGTA teljes kijuttatott mennyiségét megfelelően). A kísérletet 9 hét eltelté után bontottuk. A tenyészedények talajának 4 ismétléssel történt megmintázása után a kukorica gyökerét először csapvízzel, majd háromszor váltott desztillált vízzel és ionmentes vízzel gondosan megmostuk. A mintákat aprítottuk, megszáritottuk és megdaráltuk (< 1 mm). A gyökér és hajtás mintákat cc. HNO<sub>3</sub>-val és cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-dal ZA I típusú roncsolóban (JZD Zahnašovice, Cseh Köztársaság) feltártuk, majd a minták kadmium koncentrációját

ETA-AAS (SpectrAAS-200 Varian) technikával határoztuk meg 4 ismétléssel, a nyitrai Konstantin Filozófus Egyetem Természettudományi Karának Kémia Tanszékén.



1. ábra. Tenyészedényes kísérlet beállítása kukoricával (2007. június, Nyitra, Szlovákia)

*Statisztikai analízis:* A kísérleti adatok feldolgozását és rendszerezését Microsoft Excel programmal végeztük. A mérési adatok statisztikai elemzését egyváltozós varianciaanalízissel, Tukey-féle b-tesztel végeztük SPSS program segítségével.

### 3. Eredmények

A tenyészedényes kísérletekben az  $5 \text{ mg kg}^{-1}$  kadmiummal elszennyezett csernozjom termőtalajból a kukorica gyökere  $8,58 \text{ mg kg}^{-1}$ , hajtása  $4,45 \text{ mg kg}^{-1}$  kadmiumot akkumulált.  $6 \text{ mmol kg}^{-1}$  EGTA kijuttatása esetén ez az érték a gyökérben  $9,64 \text{ mg kg}^{-1}$ -ra (12%-os növekedés), a hajtásban pedig  $5,36 \text{ mg kg}^{-1}$ -ra emelkedett (20%-os növekedés).  $12 \text{ mmol kg}^{-1}$  EGTA az adott kadmiumszennyezés esetén a gyökér kadmiumtartalmát  $12,84 \text{ mg kg}^{-1}$ -ra (50%-os növekedés) a hajtását pedig  $11,96 \text{ mg kg}^{-1}$ -ra (169%-os növekedés) növelte.  $12 \text{ mmol kg}^{-1}$  EGTA elősegítette a kadmiumnak a gyökerekből a hajtásba történő szállítását. Ezzel szemben viszont a  $15 \text{ mg kg}^{-1}$  kadmiummal elszennyezett csernozjom termőtalajból a kukorica gyökere  $11,26 \text{ mg kg}^{-1}$ , hajtása  $7,36 \text{ mg kg}^{-1}$  kadmiumot akkumulált.  $6 \text{ mmol kg}^{-1}$  EGTA kijuttatása esetén ez az érték a gyökérben  $18,00 \text{ mg kg}^{-1}$ -ra (60%-os növekedés), a hajtásban pedig  $10,48 \text{ mg kg}^{-1}$ -ra emelkedett (42%-os növekedés).  $12 \text{ mmol kg}^{-1}$  EGTA az adott kadmiumszennyezés esetén a gyökér kadmiumtartalmát  $8,87 \text{ mg kg}^{-1}$ -ra (22%-os csökkenés) a hajtását pedig  $6,93 \text{ mg kg}^{-1}$ -ra (5%-os csökkenés) csökkentette (1. táblázat).

Az eredmények azt igazolták, hogy a kukorica gyökerének kadmiumfelvétele  $6 \text{ mmol kg}^{-1}$  EGTA kezelés hatására a kontroll kísérletekhez viszonyítva statisztikailag szignifikánsan nőtt  $5$  és  $15 \text{ mg kg}^{-1}$  kadmiummal elszennyezett talajon, hasonlóképpen a kukorica hajtásának kadmiumfelvételéhez  $6$  és  $12 \text{ mmol kg}^{-1}$  EGTA kezelés hatására  $5 \text{ mg kg}^{-1}$  kadmiummal elszennyezett talajon (1. táblázat).

1. táblázat. Kukorica gyökerének és hajtásának kadmiumfelvétele EGTA kezelés hatására (szabadföldi tenyészedényes kísérlet, Nyitra, 2007)

Kezelések	Gyökér	Hajtás
	Cd (µg/gramm szárazanyag)	
Kontroll	0,38 <sup>a</sup>	0,39 <sup>a</sup>
5/0	8,58 <sup>b</sup>	4,45 <sup>ab</sup>
5/6	9,64 <sup>b</sup>	5,36 <sup>b</sup>
5/12	12,84 <sup>bc</sup>	11,96 <sup>d</sup>
15/0	11,26 <sup>bc</sup>	7,36 <sup>bcd</sup>
15/6	18,00 <sup>c</sup>	10,48 <sup>cd</sup>
15/12	8,87 <sup>b</sup>	6,93 <sup>bc</sup>

Megjegyzés: Egyváltozós variancia-analízis, Tukey-féle b-teszt. Az azonos oszlopban található különböző betűindexet kapott értékek szignifikánsan ( $P < 0,05$ ) különböznek egymástól.

A 2. és 3. táblázat a kukorica gyökerének és hajtásának szárazanyag-hozamát és zöldtömegét szemlélteti. Az adatok alapján nyilvánvaló, hogy a kadmiumszennyezés nem csökkentette le a növény szárazanyag-felhalmozását, illetve zöldtömegét. Mindez a kukorica kadmiumszennyezést tűrő képességével hozható kapcsolatba. A kijuttatott kelátképző szer megnövelte ugyan a kukorica kadmiumfelvételét, de látható fitotoxicitási tüneteket a növényeken nem okozott.

2. táblázat. Kukorica gyökerének és hajtásának szárazanyag akkumulációja EGTA kezelés hatására (szabadföldi tenyészedényes kísérlet, Nyitra, 2007)

Kezelések	Gyökér	Hajtás
	Szárazanyag (g/tenyészedény)	
Kontroll	1,57 <sup>a</sup>	2,00 <sup>a</sup>
5/0	1,00 <sup>a</sup>	1,67 <sup>a</sup>
5/6	1,07 <sup>a</sup>	1,87 <sup>a</sup>
5/12	1,23 <sup>a</sup>	2,07 <sup>a</sup>
15/0	1,20 <sup>a</sup>	2,13 <sup>a</sup>
15/6	0,93 <sup>a</sup>	2,13 <sup>a</sup>
15/12	1,07 <sup>a</sup>	2,13 <sup>a</sup>

Megjegyzés: Egyváltozós variancia-analízis, Tukey-féle b-teszt. Az azonos oszlopban található különböző betűindexet kapott értékek szignifikánsan ( $P < 0,05$ ) különböznek egymástól.

3. táblázat. Kukorica gyökerének és hajtásának zöldtömege (össztömege) EGTA kezelés hatására (szabadföldi tenyészedényes kísérlet, Nyitra, 2007)

Kezelések	Gyökér	Hajtás
	Zöldtömeg (g/ tenyészedény)	
Kontroll	109,8 <sup>a</sup>	341,4 <sup>a</sup>
5/0	71,9 <sup>a</sup>	359,6 <sup>a</sup>
5/6	80,9 <sup>a</sup>	342,6 <sup>a</sup>
5/12	93,8 <sup>a</sup>	334,0 <sup>a</sup>
15/0	89,2 <sup>a</sup>	369,5 <sup>a</sup>
15/6	87,0 <sup>a</sup>	343,0 <sup>a</sup>
15/12	88,8 <sup>a</sup>	352,2 <sup>a</sup>

Megjegyzés: Egyváltozós variancia-analízis, Tukey-féle b-teszt. Az azonos oszlopban található különböző betűindexet kapott értékek szignifikánsan ( $P < 0,05$ ) különböznek egymástól.



#### 4. Következtetés

Tenyészedényes kísérletben tanulmányoztuk, hogy a csernozjom talajba mesterségesen kijuttatott  $5 \text{ mg kg}^{-1}$  és  $15 \text{ mg kg}^{-1}$  kadmiumszennyezés esetén a kelátképző EGTA (etilén-bisz(oxi-etilén-nitrilo)tetraecetsav) talajba juttatása milyen mértékben emeli meg a kukorica gyökerének és hajtásának kadmiumfelvételét. Megállapítottuk, hogy a kukorica gyökerének kadmiumfelvétele  $6 \text{ mmol kg}^{-1}$  EGTA kezelés hatására a kontroll kísérletekhez viszonyítva statisztikailag szignifikáns mértékben nő, mind az  $5$ , mind pedig a  $15 \text{ mg kg}^{-1}$ -os kadmiumszennyezés esetén. Hasonló jelenséget tapasztaltunk a kukorica hajtásának kadmiumfelvételében  $6$  és  $12 \text{ mmol kg}^{-1}$  EGTA kezelés hatására  $5 \text{ mg kg}^{-1}$  kadmiummal elszennyezett talajon. Mindez megerősíti MCGRATH, S. P. et al. (2002) korábbi megfigyeléseit, mely szerint a talaj EGTA-kezelése előseíti a növények Cd-felvételét. Előző kutatási eredményeink alapján megállapítottuk, hogy Dél-Szlovákia jó minőségű termőtalajának kadmiumszennyeződése nem haladja meg az  $1 \text{ mg kg}^{-1}$ -ot. Az ilyen talajokon termesztett zöldségfélék kadmiumtartalma azonban már megközelíti a maximálisan megengedett határértéket (pl. az  $1 \text{ mg kg}^{-1}$  kadmiumot tartalmazó talajon termesztett sárgarépában  $0,1 \text{ mg kg}^{-1}$  kadmiumot mértünk (HEGEDŰSOVÁ, A. et al. 2006; HEGEDŰSOVÁ, A. et al. 2004). Eredményeink alapján megállapítható, hogy ha egy kadmiummal mérsékelten ( $5 \text{ mg kg}^{-1}$  Cd) szennyezett termőtalajba  $12 \text{ mmol kg}^{-1}$  EGTA-t juttatunk, a kukorica hajtásában 169%-al növekszik a kadmiumtartalom. Ha mindez szabadföldi körülmények között is teljesül, akkor akár 1 éven belül a talaj kadmiumszennyezettségét kukorica termesztésével és EGTA kijuttatásával olyannyira le tudjuk csökkenteni, hogy a talaj zöldségtermesztésre alkalmassá válhat. Mivel a kukorica nagy zöldtömeeggel rendelkező növény, a kadmiummal mérsékelten elszennyezett biomasszáját – ellenőrzött körülmények között elégetve azt – bioenergetikai célra fel lehet használni.

A fenti munkát a VEGA 1/4370/07 és az OTKA T043479 kutatási programok támogatták.

#### Irodalom

- HEGEDŰSOVÁ, A. – HEGEDŰS, O. – BELKO, I. (2004) Existuje riziko kumulácie kadmia v mrkve a hlávkovom šaláte? *Záhradníctví* 8/4, s. 28-29. ISSN 12123781
- HEGEDŰSOVÁ, A. – HEGEDŰS, O. – MUSILOVÁ, J. (2006) Riziká kontaminácie pôd kadmium. Vedecká monografia. FPV UKF Nitra. 85 s. ISBN 80-8094-047-9
- HEGEDŰSOVÁ, A. – HEGEDŰS, O. – VALŠÍKOVÁ, M. (2003b) Pohyb kadmia v systéme pôda – rastlina. Kvalita rostlinné produkce: Současnost a perspektivy směrem k EU. *VÚRV, Praha*, s. 115-122. ISBN 80-86555-22-4
- HEGEDŰSOVÁ, A. – HEGEDŰS, O. – VOLLMANNOVÁ, A. (2000) Kontaminácia poľnohospodárskych pôd a zelenín ťažkými kovmi na južnom Slovensku. *Hort.Sci. /Pragua/* 27 (2), pp. 57-64
- HEGEDŰSOVÁ, A. – JOMOVÁ, K. – VOLLMANNOVÁ, A. – TÓTH, T. (2003a) Tranfer kadmia z kontaminovaných pôdných substrátov do konzumných častí vybraných druhov zeleniny. *Phytopedon* 2, Bratislava, ISSN 1336-1120
- MCGRATH, S. P. – ZHAO, F. J. – LOMBI E. (2002) Phytoremediation of metals, metalloids and radionuclides. *Advances in Agronomy*, 75, pp. 1-56.
- SIMON L. szerk. (1999) Talajszennyeződés, talajtisztítás. *Környezetügyi Műszaki Gazdasági Tájékoztató*. 5. kötet, Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest, pp. 1-221.
- SIMON L. (2004) Fitoremediáció. *Környezetvédelmi Füzetek*, Azonosító: 2318. BMKE OMIKK, Budapest, pp. 1-59.
- SIMON L. – SZEGVÁRI, I. – CSILLAG, J. (2003) Impact of picolinic acid on the chromium accumulation in fodder radish and komatsuna. *Plant and Soil*, 254, pp. 337-348.
- VAN ENGELEN D. L. – SHARPE-PEDLER, R. C. – MOORHEAD, K. K. (2007) Effect of chelating agents and solubility of cadmium complexes on uptake from soil by (*Brassica juncea*). *Chemosphere*, 68, pp. 401-408.

Dr. Farsang Andrea<sup>1</sup> – Cser Viktória<sup>2</sup> – Dr. Barta Károly<sup>3</sup>

## Indukált fitoextrakciós eljárás terepi alkalmazása enyhén szennyezett kotrási iszapon Esettanulmány a Mártélyi-Holtág kotrási iszapján

### Abstract

Our research shows the results and discussions of field experiments based on induced phytoextraction. The studied polluted material originates from one of the oxbow lakes of the Tisza river near Mártély (SE Hungary). This slurry has moderated metal contamination (Cu, Zn) which can be derived from the natural sedimentation processes. Passive phytoextraction experiments have been in process in six study plots with various plants since 2005. This investigation was completed with induced phytoextraction from spring of 2007. The research shows the results connected to the plants *Helianthus annuus*, *Brassica juncea* and *Brassica napus*. It is focused on the changes in the different soil layers and the differences between the results of the induced and the passive phytoextraction treatments and between the control plot without treatment.

### 1. Bevezetés

A talaj szennyezettségének csökkentésre alkalmas új és ígéretes módszer a fitoremediáció, azaz olyan eljárások sorozata, melyek során a növényekkel (és társult mikroorganizmokkal) csökkenthető a talaj környezetszennyező anyagainak koncentrációja, illetve azok transzportja egy elfogadható kockázati szintre mérsékelhető (CUNNINGHAM, S. D. et al. 1995, 1996; SALT, D. E. et al. 1998; MÁTHÉNÉ GÁSPÁR G. – ANTON A. 2004; SIMON L. 2004).

A fitoremediációnak több technikája különböztethető meg az eltávolítás mechanizmusa alapján. A fitodegradáció esetében a növény maga, vagy a rizoszféra közreműködésével elbontja, mineralizálja a biodegradálható vegyi anyagokat. A rizofiltráció lényege, hogy a növények gyökérzete és a gyökérszónában élő mikroorganizmusok együttműködve kötik meg, szűrik ki és bontják le a vízben található szennyezőanyagokat. Ez elsősorban szennyvizek, csurgalékvizek kezelésére alkalmas módszer. A fitostabilizáció során a szennyezőanyagot tűrő növényekből álló takaróréteg fizikai jelenlétével akadályozza meg a szennyezett talaj levegőbe (csökkenti az eróziót és a deflációt), valamint felszíni és felszín alatti vizekbe való bejutását (CUNNINGHAM, S. D. et al. 1995, 1996; SALT, D. E. et al. 1998; MÁTHÉNÉ GÁSPÁR G. – ANTON A. 2004). A fitoextrakció során a növények a gyökérzetükön felveszik, majd valamely szövetükben felhalmozzák a szennyezőanyagokat, elsősorban nehézfémeket (BLAYLOCK – HUANG 2000). Ez történhet passzív fitoextrakcióval, amikor a gyorsan fejlődő nagy biomasszát képező fajokkal (pl. nyárfa, fűzfa hibridek), vagy folyamatos fitoextrakcióval, amikor ún. hiperakkumuláló fajokkal (növény hajtásában a fémtartalom meghaladja az 1000 mg/kg szárazanyag értéket) ültetjük be a szennyezett területet. Egyes

<sup>1</sup> Dr. Farsang Andrea *Szégedi Tudományegyetem, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Széged* E-mail: andi@earth.geo.u-szeged.hu

<sup>2</sup> Cser Viktória *Szégedi Tudományegyetem, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Széged* E-mail: cserwiki@freemail.hu

<sup>3</sup> Dr. Barta Károly *Szégedi Tudományegyetem, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Széged* E-mail: barta@earth.geo.u-szeged.hu

esetekben megoldás lehet az ún. indukált fitoextrakció, amikor kelátképzők talajba juttatásával megnövelik a fémek mobilitását és ezáltal növényi felvehetőségüket (CUNNINGHAM, S. D. et al. 1995, 1996; KÁDÁR 1998; SALT, D. E. et al. 1998; MÁTHÉNÉ GÁSPÁR G. – ANTON A. 2004). A fitoextrakció, egyik változata az indukált fitoextrakció, melynek során kelátképzőket juttatnak a talajba. Ezzel a módszerrel a növények fémfelvétele, illetőleg fémakkumulációja sokszorosára növelhető (SIMON L. 1999.).

A fitoremediációs talajtisztítási módszerek előnye a kisebb költség (megtakarítjuk a talaj kitermelési és elszállítási költségeit). Hátrányt jelent viszont a hosszú kezelési idő és a keletkező növényi anyag megfelelő kezelése (GLASS, D. J. 2000).

Kutatásunk célja a kis koncentrációban – elsősorban geogén eredetű – szennyezést tartalmazó mártélyi kotrási iszapban indukált fitoextrakciós technika alkalmazása volt, majd eredményeinek értékelése, hatékonyságának bemutatása, összevetve a passzív fitoextrakcióval.

## 2. Mintaterület bemutatása

A Mártélyi Holt-Tisza rekultivációs munkálatai során a holtágból kikerülő kotrási iszapok egy részét hat kísérleti parcellában helyeztük el (10 × 30 m) úgy, hogy a területet felépítő homokos üledékek 30 cm-es iszapborítást kaptak (1.kép). Ezen felül minden parcellán kialakítottunk egy 4 m<sup>2</sup>-es aláfóliázott térrészt, amelyen az átszivárgó vizeket egy perforált, alulról zárt PVC-cső gyűjti össze (2.kép). Ezzel lehetőségünk nyílik mind az átszivárgás mennyiségi meghatározására, mind pedig az összegyűjtött víz nehézfém-tartalmának mérésére, monitorozására.

kísérleti parcellák

zagykazetták



1. kép. A mártélyi mintaterület parcellái

2. kép. Mártélyi mintaparcellák, mérőkút

## 3. Mintaterület nehézfém szennyezettsége

A szikkasztott kotrási iszap átlagmintáiban az egyes nehézfém koncentrációkat vizsgálva és a hatályos határértékekkel összevetve megállapítható, hogy a Cr, a Ni és a Zn határértéket meghaladó koncentrációban van jelen. A Cu, Pb és Cd koncentráció határérték alatti, illetve azt egyes pontokban kis mértékben meghaladó.

Mivel a nehézfémek mennyisége kétszeresénél jobban nem haladja meg a megengedett határértéket, ezért találtuk a területet alkalmasnak az indukált fitoextrakciós eljárásra alkalmasnak.

1. táblázat. Mártélyi mintaparcellák nehézfém szennyezettsége (királyvizes feltárás) a határértékkel összevetésben (10/2000. (VI.2.) KöM-EüM-KHVM együttes rendelet)

Parcella sorszáma	Cu ppm	Ni ppm	Co ppm	Cr ppm	Cd ppm	Pb ppm	Zn ppm
1t	66,4	60,8	12,25	116,3	1,63	71,17	242,9
2t	61,03	73,36	12,39	130,7	1,43	69,9	230,0
3t	63,62	77,74	9,28	119,3	1,15	63,61	245,8
4t	58,34	74,41	9,88	109,7	1,03	71,49	233,4
5t	84,59	78,01	13,96	127,1	1,28	88,59	374,7
6t	53,83	65,69	90,65	116,3	1,47	64,15	279,6
Határérték – B*(királyvizes feltárás, ppm)	75	40	30	75	1	100	200

#### 4. Indukált fitoextrakció

A kelátok olyan sajátos szerkezetű összetett vegyületek, melyek kötetlen elektronpárral rendelkeznek, és ezáltal fémionokkal (megfelelő pH mellett) igen nagy stabilitású komplexet tudnak képezni. Vízzoldhatóságuknak köszönhetően, a talajba juttatva a fémek mobilitását azonnal megnövelik, és ezáltal a növényi felvehetőség a sokszorosára emelkedik. Alkalmazásuk előnye a természetbe történő kihelyezésének lehetőségében rejlik, amelyet viszonylag gyors bomlásuk tesz lehetővé (kb. 3 nap). Az alkalmas kelátok megválasztásával (optimális paraméterek beállítása mellett) konkrét fémcsoportok mobilizálhatók, és ezáltal indukált fitoextrakcióra alkalmazhatóak. Különböző kelátokkal más és más fémcsoportok mobilizálhatók. A kelátos kezelést kifejtett növényeken kell végezni, majd a kezelést követően a szennyezett biomasszát 2–3 nap múlva el kell távolítani a talajból. (SIMON L. 1999.)

Az eredményeknek megfelelően elsősorban a Zn és a Cu mobilizációját tűztük ki célul. Ehhez kelátként az EDTA-t választottuk (FARSANG A. et al. 2007), amelynek kihelyezésre kerülő mennyiségét a Lakanen-Erviö nehézfém feltárás alapján számoltuk ki. A megfelelő mennyiségű EDTA-t olyan mennyiségű desztillált vízben oldottuk, hogy az a talajra kihelyezve maximum a felső 10 cm-es zónába szivároghasson be. Ehhez több talajtani paramétert kellett figyelembe vennünk; úgymint porozitás, szántóföldi vízkapacitás, Arany-féle kötöttség, a talaj vízvezető képessége stb.

A terepi kihelyezésénél az alábbi mechanizmus alapján jártunk el:

- megfelelő mennyiségű és hígítású oldat elkészítése; szállítása azonnal (tekintettel az EDTA bomlására);
- kezelendő terület és kontroll terület kijelölése;
- átlag talajmintavétel 0–10 cm, 10–20cm (gyökérszóna), 20–30 cm szintből kezelés előtt;
- átlag növényminta vétel;
- kezelés: kannával kilocsolva a kelátos oldatot, minél közelebb a talajhoz, egyenesen, a felső 10–15 cm a célzóna;
- Spriccflaskával növények vizes lemosása, hogy a növényi részekre került esetleges EDTA-t eltávolítsuk, de a talajba nagymértékű vizes bemosódás ne történjen;
- kelát kihelyezés után 4–5 nap várakozás, közben csapadékjelentések figyelése, majd a kísérlet bontása;
- kezelt területről átlag talajmintavétel (0–10 cm, 10–20 cm, 20–30 cm-es mélységből);
- átlag növényminta vétel;
- laborban azonnal a talajból EDTA visszatitrálása – komplexometriás módszerrel –

annak vizsgálatára, hogy az EDTA elbomlott-e;

- Talaj és növény laboratóriumi vizsgálata (fémtartalom vizsgálata királyvizes és Lakanen-Erviö feltárással).



3. kép. A repce parcella kelátkezelése



4. kép. A napraforgó kelátkezelése Mártélyon

A kezeléseket megelőző ill. lezáró mintavételezések alkalmával mintaterületenként 3 párhuzamos átlagmintával dolgoztunk.

A repcében és a barna mustárban (3-4. parcella) kijelölt 1-1 m<sup>2</sup>-es folt EDTA-val való belocsolása történt meg 2007. április 23-án. Majd 7 nappal később az április 30-ai alkalommal betakarítottuk az EDTA-val kezelt repcét és barna mustárt, illetve talajmintát vettünk a talaj három szintjéből az EDTA elbomlásának vizsgálatára, illetve nehézfém-tartalom változásainak monitorozására.

2007. június 30-án a napraforgóban 2 m<sup>2</sup>-es foltot locsoltunk be EDTA-s oldattal. Ezzel párhuzamosan növény- és talajmintát vettünk a kezelés előtti fémtartalom megállapítása céljából.

5 nappal később, július 4-én megtörtént a kezelt terület mintázása, szintén növény és 3 szintű talajmintavétellel. A begyűjtött átlagmintákból 1:10 ultra tiszta desztillált vizes talajkivonatot készítettünk és metil-timolkék indikátor jelenlétében cink-szulfát mérőoldattal komplexometriás módszerrel határoztuk meg az esetlegesen talajban maradt EDTA mennyiségét.

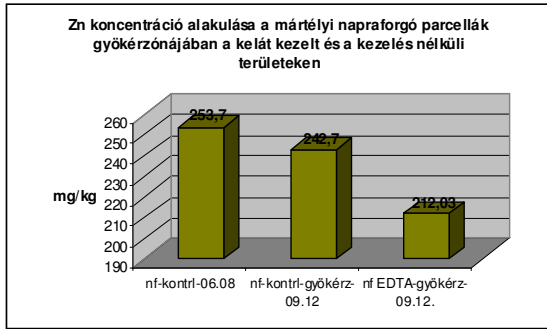
2007. szeptember 12-én a kísérletsorozat zárásaként talajmintát gyűjtöttünk mind a kezelt területek, mind a kezeletlen kontroll területek alól.

## 5. Terepi indukált fitoextrakció eredményei

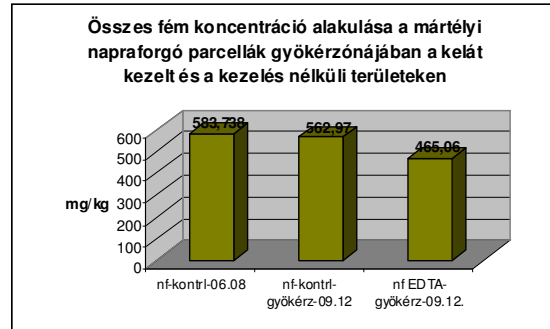
### 5. 1. Napraforgó (*Helianthus annuus*)

A kezelést megelőző gyökérvonás vizsgálatokhoz képest a keláttal kezelt napraforgó példányok gyökérvonájában minden esetben alacsonyabb volt a fémkoncentráció, mint a kontrollként hagyott, kezeletlen napraforgó egyedek esetében.

Az eredmények alapján megállapítottuk, hogy EDTA kezeléssel – fémenként változóan – átlagosan 10–15%-kal nagyobb növényi elemfelvétel érhető el (2. ábra), mint a kezelést elhagyva. A Zn esetében – melyre a konkrét kelátkezelés irányult – 16%-os csökkenés volt kimutatható a talajban. Ez 4-szer hatékonyabb, mint a kontrollterületek passzív fitoextrakciója.



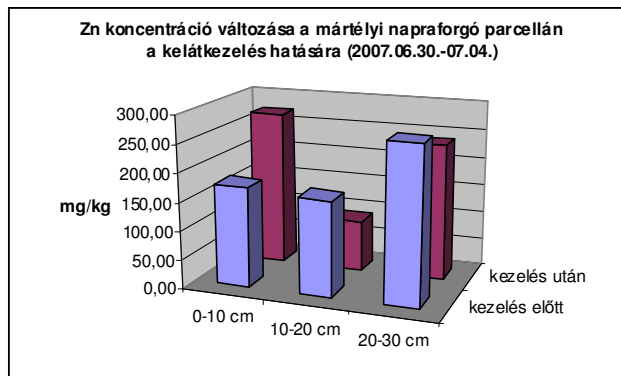
1. ábra. Zn koncentráció alakulása a mártélyi napraforgó parcellák gyökérszónájában a kelátkezelt és a kezelés nélküli területen



2. ábra. Összes fém koncentráció alakulása a mártélyi napraforgó parcellák gyökérszónájában a kelátkezelt és a kezelés nélküli területen

A kelátkezelés hatását a talaj fémkoncentrációjára szintenként vizsgálva megállapítható (3. ábra), hogy jelentős mértékű fémcsökkenés a gyökerekkel legsűrűbben átszőtt 10–20 cm-es rétegben érhető el. A felső 0–10 cm-es rétegben minden vizsgált fém esetében koncentrációnövekedést tapasztaltunk. Ennek oka több tényezőre vezethető vissza: az elemfelvételt gátolja a gyors kiszáradás, valamint a kelátkezeléssel oldatba vitt fémek az erőteljes evaporáció és a növényi gyökerek szívóhatása miatt felkerülnek a 0–10 cm-es rétegbe, ahol fémsók formájában kicsapódnak.

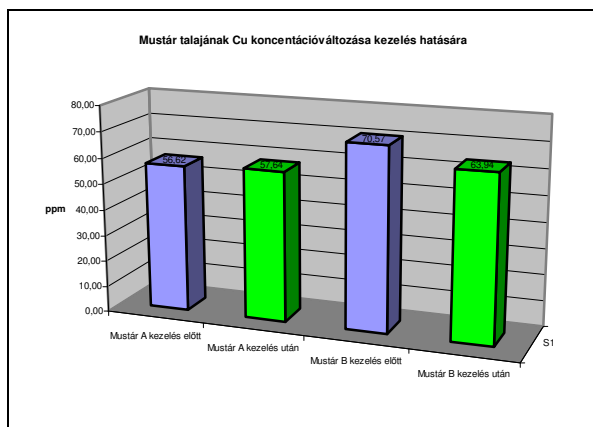
A 20–30 cm-es rétegben a kijuttatott kelátképző nem okozott nehézfém mobilitás növekedést, ez alátámasztja, hogy a talaj vízgazdálkodási tulajdonságai (talaj vízbefogadó/víz tartó képessége) alapján kiszámított kelátoldat mennyisége és az öntözés intenzitása megfelelő volt, a lemosódás elkerülését tekintve. A július 4-én gyűjtött talaj egyetlen szintjében sem volt kimutatható az EDTA jelenléte.



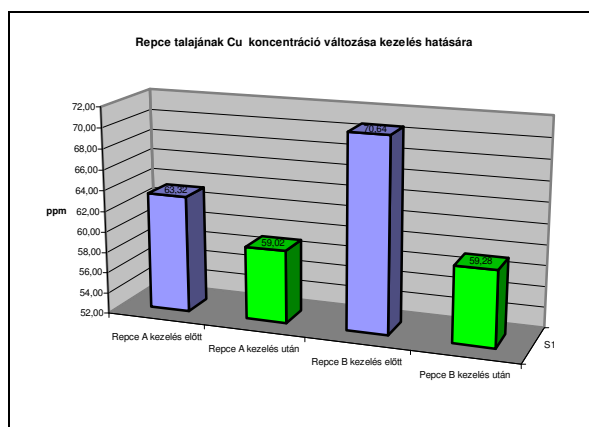
3. ábra. Zn koncentráció változása a mártélyi napraforgó parcellán a kelátkezelés hatására

## 5. 2. Repce és mustár parcellák – kelátkezelés hatása a talajban

A mustár esetében a kezelés hatására a Zn koncentrációjának változása nem volt számottevő (4. ábra). A másik célcsoportként választott Cu a B szintben 9%-os csökkenést hozott a talajban (5. ábra). A 0–10 cm-es szint esetében itt is megjelent 1% -os emelkedés, melyet a napraforgónál leírtakra vezettünk itt is vissza.

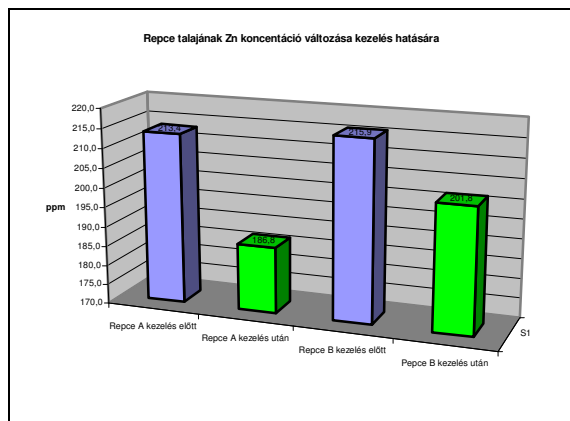


4. ábra

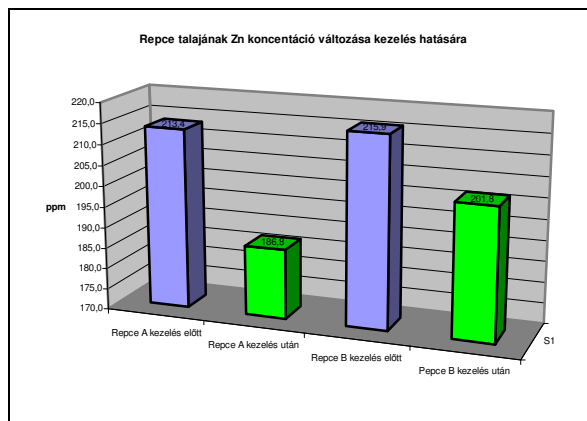


5. ábra

A repcénél mindkét fém esetében bekövetkezett a csökkenés a kezelést megelőző állapotokhoz képest. Az Zn esetében a 0–10 cm-es szintben 12,5%-os még a 10–20 cm-es szintben 6,5%-os fémcsökkenés volt mérhető. A Cu esetében felső szintben 6,8%-kal, még a 10–20 cm-es szintben 16%-kal csökkent az adott fém a kezelés hatására.



6. ábra



7. ábra

A kísérletek során gyűjtött, a felső 30 cm-es rétegen átszivárgó vizek elemzése alapján megállapítható, hogy a kelátkezelés nem eredményezte a fémkoncentráció növekedését.

## 6. Összegzés

Munkánk célja, hogy átfogó, szemléletes képet adjon egy konkrét esettanulmány bemutatásán keresztül az indukált fitoextrakciós kutatásainkról.

Mintaterületünkön, Mártélyon, 2005 óta hiperakkumuláló növényfajokkal passzív fitoextrakciós eljárás folyt. Ezt kiegészítve 2007 tavaszán 3 mintaparcellán indukált fitoextrakciós technika terepi vizsgálata történt. Az indukált fitoextrakciós eljárásunk főbb lépései a következők voltak:

- a megfelelő kelát kiválasztása, megfelelő fémcsoportok mobilizálása;
- a választott kelát optimális mennyiségű desztillált vízben történő oldása, majd terepi kihelyezése, figyelembe véve a talajtani paramétereket, a leszivárgás elkerülése végett;
- talaj nehézfém tartalom változásának nyomon követése kezelés előtt és után;
- kelát bomlásának nyomon követése; komplexometriás visszatitrálással, titrálással;

- eredmények kiértékelése és összevetése a passzív fitoextrakciós területek eredményeivel.

Az indukált fitoextrakciós eljárás eredményessége mindhárom mintaparcellán megmutatkozott. A legjelentősebb változásokat a napraforgóval és repcével beültetett területeken mutattuk ki. A nehézfém felvétele – és ezáltal a talaj szennyezettségének csökkenése – elsősorban a 10–20 cm-es talajsztíra, azaz a növény fő gyökérzóna szintjére lokalizálódott. A feltalajban már jóval kisebb mértékű fémfelvétel valósult meg.

### Irodalom

- CUNNINGHAM, S. D. – BERTI, W. R. – HUANG, J. W. (1995) Phytoremediation of contaminated soils. *Trends Biotechn.* 13., pp. 393-397.
- CUNNINGHAM, S. D. – ANDERSON, T. A. – SCHWAB, A. P. – HSU, F. C. (1996) Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. *Adv. Agron.* 56, pp. 56-114.
- FARSANG A. – CSER V. – BARTA K. – MEZŐSI G. – ERDEI L. – BARTHA B. – FEKETE I. – POZSONYI E. (2007) Indukált fitoextrakció alkalmazása extrémén szennyezett földszerű anyagon. *Agrokémia és Talajtan*, 56, 2, pp. 317-333.
- GLASS D. J. (2000) Economic potential of phytoremediation – In: Raskin I. – Ensley B. D. eds.: *Phytoremediation of toxic metals. Using plants to clean up the environment.* John Wiley & Sons Inc. New York, pp. 15-31. ISBN 0-471-19254-6.
- MÁTHÉNÉ GÁSPÁR G. – ANTON A. (2004) Toxikus-elem szennyeződés káros hatásainak mérséklése fitoremediációval. *Agrokémia és talajtan*, 53, pp. 413-432.
- SALT, D. E. – SMITH, R. D. – RASKIN, I. (1998) Phytoremediation. *Ann. Rev. Plant Physiol. Plan Molec. Biol.* 49, pp. 643-668.
- SIMON L. (2004) Fitoremediáció. *Környezetvédelmi Füzetek.* BME OMIKK, Budapest, 58p.
- 10/2000. (VI.2.) KöM – EüM – FVM-KHVM együttes rendelet. A felszín alatti víz és a földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékekről.



*Kánnai Piroska*<sup>1</sup> – *Balogh Klára*<sup>2</sup> – *Molnár Mónika*<sup>3</sup> – *Dr. Gruiz Katalin*<sup>4</sup> – *Dr. Fenyvesi Éva*<sup>5</sup>

## **Ciklodextrinek alkalmazása szerves szennyezőanyagok biodegradálhatóságának jellemzésére**

### **Abstract**

Biodegradability of pollutants is a crucial factor at risk assessment of a polluted site and at planning a bioremediation technology.

Biotests are suited to evaluate the bioavailability, biodegradability but they are time-consuming, have low reproducibility and expensive. A fast, cheap physico-chemical method, e.g. extraction is needed to estimate the bioavailability. The solvents do not extract the biodegradable compounds from the soil selectively.

Our experiments are based on achievements of English researchers who used aqueous cyclodextrin (CD) solution to extract PAH compounds (REID, B. J. 2000). We tried their method for diesel oil and mazout contaminated soils. Biotests and CD extraction were compared in case of spiked soils and soils with aged contamination. Microbiological activity, toxicity, biodegradability were measured by the biotests and non exhausting extractions were made with random-methylated-BCD (RAMEB) and hydroxypropyl-BCD (HPBCD) to define the biodegradable fraction of pollutants.

The extractable petroleum hydrocarbons (EPH) were measured before and after the biological treatments by solvent extraction and gas chromatography.

During the treatments the soil microflora was activated proved by the enhanced oxygen consumption and carbon dioxide production.

The gas chromatography examinations showed the results of two opposite processes: the decrease of concentration in consequence of the biodegradation and the increase of concentration because of the enhanced availability of the pollutants caused by the enhanced microbial activity. The mobility of pollutants was effected.

More pollutants were extracted with RAMEB than with HPBCD but the bioavailable fraction could be evaluated by extraction with HPBCD.

### **1. Bevezetés**

Napjaink egyik legsúlyosabb környezeti problémája a talajba kerülő olajszennyeződés, amely különböző mértékben károsíthatja az ökoszisztémát. Az ökológiai hatások az olaj típusától, mennyiségétől, a szennyeződés korától, a talaj tulajdonságaitól függenek. Kockázatot jelentenek a talajra, a talajvízre és a felszíni vizekre egyaránt.

A szennyezett talaj kockázatának becslésére valamint bioremediációs technológia tervezésekor fontos ismerni, hogy a szennyezőanyag mekkora hányada biodegradálható.

<sup>1</sup> **Kánnai Piroska** *Cyclolab Kft.; Eötvös Loránd Tudományegyetem, Analitikai Kémiai Tanszék; Aqua Concorde Kft., Budapest* E-mail: kannai@freemail.hu

<sup>2</sup> **Balogh Klára** *CycloLab Kft., Budapest*

<sup>3</sup> **Molnár Mónika** *Budapesti Műszaki Egyetem, Alkalmazott Biotechnológia és Élelmiszertudományi Tanszék, Budapest* E-mail: molnar.monika@t-online.hu

<sup>4</sup> **Dr. Gruiz Katalin** *Budapesti Műszaki Egyetem, Alkalmazott Biotechnológia és Élelmiszertudományi Tanszék, Budapest* E-mail: gruiz@mail.bme.hu

<sup>5</sup> **Dr. Fenyvesi Éva** *CycloLab Kft.; Aqua Concorde Kft., Budapest* E-mail: fenyvesi@aqua-concorde.hu

Egyes biotesztek alkalmasak a biológiai hozzáférhetőség jellemzésére, de az áruk, kis pontosságuk és lassúságuk miatt egyre nagyobb az igény gyors fizikai-kémiai módszerekre. A hagyományos oldószeres extrakció kimerítő, a teljes szennyezőanyag-tartalom feltárására törekszik, de a biológiailag hozzáférhető, a mikrobák által lebontható frakció ennek általában csak egy kisebb hányada. Egy tanulmány nem kimerítő butanolos extrakciót ajánl a poliaromás szénhidrogének (PAH) biológiai hozzáférhetőségének mérésére (LISTE, H-H 2002). A gilisztatesztben a biológiai hozzáférhetőség és a butanollal extrahálható anyagmennyiség között megfelelő korrelációt tapasztaltak egyes PAH-okra, azonban a mikrobiológiai hozzáférhetőség esetén ez már nem volt érvényes.

A PAH-vegyületek biodegradálhatóságának becslésére ciklodextrines extrakciós módszert javasoltak (REID, B. J. 2000, 2005; DOICK, K. J. 2005). Mi ezt a módszert próbáltuk ki kétféle keverék-szennyezőanyagra (a könnyebben biodegradálható dízelolajra és a nehezen lebomló pakurára). Egy régebben és egy frissen szennyezett talajt hasonlítottunk össze mindkét szennyezőanyag esetén. Az eredményeket összevetettük egy, a biodegradálhatóság jellemzésére elterjedt biológiai vizsgálat eredményeivel. Megvizsgáltuk még egy ökotoxikológiai teszt segítségével, hogyan változott a talajok toxicitása a kísérletek során, valamint szerves oldószeres extrakció utáni gázkromatográfiával nyomon követtük a szennyezőanyagok koncentrációjának változását.

Mivel eddig még nem publikáltak összehasonlító vizsgálatokat arra vonatkozóan, hogy melyik ciklodextrin a legalkalmasabb a biológiai hozzáférhetőség becslésére, ezért célunk volt, hogy összehasonlítsuk kétféle ciklodextrin-származék: a random metilezett és a hidroxipropil- $\beta$ -ciklodextrin (RAMEB és HPBCD) extrakciós hatékonyságát gázkromatográfiás vizsgálatok alapján.

## 2. Anyagok és módszerek

### 2.1. Felhasznált anyagok

A szennyezéshez felhasznált dízelolaj a Mol Rt. Üzemanyag-töltő állomásainak egyikéről származik, míg a pakura a pestszentlőrinci pakurátavak fenékiszapjából. A vegyszerek analitikai tisztaságúak (Reanal, Merck) voltak.

Kétféle, technikai minőségű ciklodextrin-származékot használtunk: RAMEB-et (random metilezett  $\beta$ -ciklodextrin) (Wacker Chemie, München, Németország) és HPBCD-t (hidroxipropil  $\beta$ -ciklodextrin) (CycloLab Kft., Budapest).

### 2.2. A vizsgálatokhoz felhasznált talajok

- Kontroll: a Budai hegységből származó Raman-féle barna erdő talaj, mely az USA Talajtani Szolgálat által kidolgozott textúraminősítés szerint iszapos vályogtalaj.
- Dízelolajjal szennyezett erdőtalaj. Az erdőtalajt magunk szennyeztük kb. 30 000 mg kg<sup>-1</sup> dízelolajjal.
  - DR: kb. 2 hónapos mesterséges szennyezés.
  - DF: a felhasználás előtt 1 héttel mesterségesen szennyezett erdőtalaj.
- Pakurával szennyezett talaj.
  - PR: Pakurával (3 000 mg kg<sup>-1</sup>) szennyezett talaj a Budapesti XVIII. kerületi pakurátároló-telep szennyezett területéről, az ún. pakurátavak környékéről származik, ahol több évtizedes folyamatos szennyezésnek volt kitéve.
  - PF: a felhasználás előtt 1 héttel mesterségesen szennyezett erdőtalaj (30 000 mg kg<sup>-1</sup>).

- OECD talaj (mesterséges) összetevői: 10% tőzeg, 20% kaolinit agyag (min. 30% kaolinittartalommal), 70% ipari kvarc homok.

## 2.3. Biológiai módszerek a talajmikroflóra és a talajaktivitás jellemzésére

### 2.3.3. A talajlégzés mérése: Zárt palack teszt

A laboratóriumban leggyakrabban alkalmazott légzési tesztek egyik típusa a zárt palack teszt, mely távol áll ugyan a valóságban előforduló légzési folyamatok modellezésétől, de egyszerűen kivitelezhető és kiértékelhető módszer, a szerves anyagokkal szennyezett talaj mikrobiológiai állapotáról ad felvilágosítást.



1. ábra. A kis mérőedényes légzésmérő rendszer felépítése

A manometrikus oxigénmeghatározás elve azon nyugszik, hogy az élő szervezetek az oxigén elfogyasztása mellett egyidejűleg széndioxidot állítanak elő. Az utóbbi gázt megköti egy abszorpciós szer, és ennek eredményeként nem szabad gázként jelenik meg, amiből következően a nyomás megváltozása kizárólag az oxigénfogyasztásra vezethető vissza. Az általunk használt készülék az 1. ábrán látható.

A mintatartó edényekben (250 ml) elhelyeztük a talajmintát (100 g), majd hozzáadtuk a szükséges adalékanyagokat. Ezután az edényben elhelyezett anyagokat keveréssel homogenizáltuk, majd csatlakoztattuk az ~1 g NaOH-ot tartó edényt. A mérés ideje alatt állandó hőmérsékletet, és napsugárzástól mentes környezetet biztosítottunk, mert ezek mind hatással vannak a mért nyomásértékekre. A változásokat az idő függvényében rögzíti a készülék. A zárt palack teszttel biológiai oxigénigényt (BOI-t) mértünk, 5 napos kísérlet során 25 °C-on.

### 2.3.4. Collembola (*Folsomia candida*) mortalitási teszt

Ökotoxikológiai vizsgálatok szükségesek a szennyezőanyagok hatásának, egymás és a mátrix közötti kölcsönhatások eredményének jellemzéséhez.

Az általunk alkalmazott tesztorganizmus a *Folsomia candida* (Collembola) faj az ugróvillások rendjébe tartozik, ősi rovar. Apró (3–4 mm hosszú) fehér állatkák érzékenyen reagálnak a talajgőzökre, és dermálisan is érintkeznek a vizsgálandó talajjal.

A fajt két hétig tartó akut tesztnek vetettük alá, azt vettük figyelembe, hogy hány százalékban maradnak meg az állatok a vizsgált mintán.

Az állatok laborkörülmények között gipszből és aktív szénből készített mesterséges aljzaton tarthatóak életben, szárított sütőélesztővel táplálhatóak. A vizsgálathoz azonos korú (14 napos) állatokat kell felhasználni (szinkron populáció).

Az előkészített, légszáraz talajokból hígítási sort készítettünk, szennyeződést nem tartalmazó OECD talajjal. Ezekből a hígításokból a teszthez 20–20 g-ot mértünk befőttes üvegekbe, vízzel megnedvesítettük és élesztőt szórtunk a tetejükre. Az üvegekbe 10-10 db rovarot juttattunk. A tesztanyagokat 14 napig sötét, 20–25 °C-os helyen tartottuk. Egy hét után a talajt vízzel felfuszpendáltuk. A felszínen úszkáló állatokat megszámláltuk, a minta hígításaiból az LC<sub>20</sub>-at és LC<sub>50</sub>-et – a 20 és az 50%-os pusztulást okozó koncentrációt vagy dózist (LD<sub>20</sub> és LD<sub>50</sub>) – határoztuk meg.

## 2.4. Szennyezett talaj extrakciója ciklodextrin oldatokkal

3 g talajmintát 50 ml vizes ciklodextrin oldattal (10% RAMEB, 10% HPBCD) 2 órán át ultrahangos fürdőben extraháltunk. Az extrakció után a centrifugált extraktum 40 ml-ét, aminek pH-ját 100 µl 6 N HCl hozzáadásával 2-re állítottuk be, szilárd fázisú extrakcióval vízmentesítettük. A szilárd fázisú extrakcióhoz Isolute TPH jelű adszorbenst (International Sorbent Technology) használtunk. A komponenseket hexán–aceton (2:1) elegybe vittük át, majd gázkromatográfiásan vizsgáltuk.

## 2.5. Összes extrahálható szénhidrogéntartalom meghatározása

Az összes extrahálható szénhidrogén-tartalmat (EPH) az MSZ 21470-94:2001 számú magyar szabvány szerint határoztuk meg a következőképpen: 5-5 g talajmintát 2×10 ml hexán–aceton (2:1) eleggyel ultrahangos fürdőben 10-10 percig extraháltunk, az extraktumot egy éjszakán keresztül ülepítettük, majd gázkromatográfiásan vizsgáltuk. Az extraktum 4 ml-ét levegőn beszárítottuk, majd az extraktumtartalmat gravimetriásan mértük (SEM, solvent extractable material).

## 2.6. Kromatográfiás körülmények

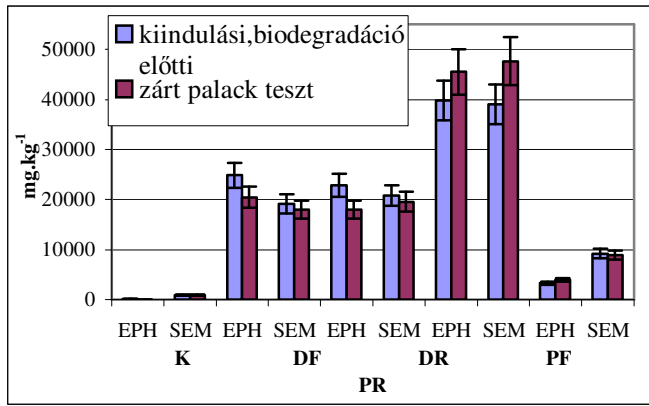
Vizsgálatainkhoz a lángionizációs detektorral (FID) és Shimadzu AOC-5000 automata mintaadagolóval felszerelt Shimadzu GC-17A gázkromatográfot használtuk. A split-splitless injektort splitless módra, 0,5 perces splitless idővel állítottuk be. Vivőgázként héliumot (99,999%), míg segédgázként nitrogént (99,999%), szintetikus levegőt (99,999%) és hidrogént (Whatman Hidrogén generátorból) alkalmaztunk. A vivőgáz lineáris áramlási sebessége 14 cm/sec volt. Az analitikai oszlopunk BP1 (13m x 0,2 mm x 0,11µm) volt, melyet 50 °C-on tartunk 3 percig, majd 315 °C-ra fűtjük 10 °C/min-es felfűtési sebességgel, ezen a hőmérsékleten tartjuk 12 percig. Az injektort és a detektort 325 °C-on tartjuk. Mindig 2 µl térfogatú mintát injektáltunk. Mind a dízelolajjal, mind a pakurával szennyezett talajok vizsgálatára dízelolaj hexános oldataival készített kalibrációs egyenest használtunk.

## 3. Eredmények és értékelés

### 3.1. A szennyezőanyag-tartalom változása

A vizsgálandó talajok nedvesség- és tápanyagtartalmának beállításával biztosítottuk a feltételeket a szennyezőanyag lebontásához. Ezután a nedvesített, tápanyaggal ellátott talajokban megindult mikrobiológiai lebomlási folyamatokat zárt palack tesztben követtük nyomon 5 napon keresztül.

A kétféle talajban, a légzési teszt előtt és után oldószeres extrakcióval gravimetriásan mért extraktum-tartalmat (SEM) és a gázkromatográfiával meghatározott extrahálható szénhidrogén-tartalmat (EPH) a 2. ábrán szemléltetjük. A talajok jelölése: D és P a dízelolaj és pakura szennyezettségre utal, az F és R pedig a szennyeződés korára (friss és régi).



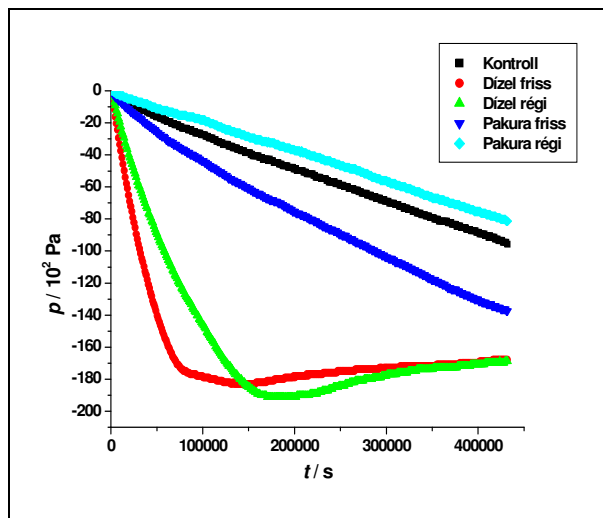
2. ábra. A talajok gázkromatográfálható és gravimetriásan mérhető extrahálható szénhidrogén-tartalma (EPH és SEM-tartalma) a biodegradációs kezelés előtt és után

A pakurával frissen szennyezett talaj esetében a zárt palack teszt után megnőtt az extrahálható szénhidrogén-tartalom, a mikrobiológiai tevékenység következtében feltáródás következett be. A kezelés hatására a mikrobák mobilizálják (biotenzid termeléssel) a pakura komponenseket, így azok szerves oldószerben oldhatóbbá válnak. A régóta pakurával szennyezett talaj esetében a teszt nem okozott számottevő változást. A dízelolajjal szemben a pakura vizsgálatakor a SEM-értékek általában magasabbak, mint az EPH, mivel a pakura magas forrponú frakciója nem mérhető gázkromatográfiásan. Így a SEM szolgáltat jellemzőbb információt a talaj aktuális állapotáról.

### 3.2. A biodegradáció és a biológiai hozzáférhetőség jellemzése biológiai módszerekkel

#### 3.2.2. A biodegradálhatóság vizsgálata zárt palack tesztben

A zárt palack tesztben a mikrobák oxigénfogyasztását mérjük az idő függvényében. A tesztek eredményei szerint a szennyezőanyag gyors biodegradációja elkezdődött, amit a nyomáscsökkenés görbék mutatnak a 3. ábrán.



3. ábra Nyomáscsökkenés az 5 napos zárt palack teszt során

Az extrahálható, gázkromatográfálható szénhidrogén-tartalom és a gravimetriával meghatározott extrakt-tartalom hasonlóan változott a kísérletek során. A kontroll talajból csak kis mennyiségű mátrixkomponenst nyerhetünk ki.

Mind a frissen, mind a régóta dízelolajjal szennyezett talajokban kismértékben csökkent a szennyezőanyag-tartalom a zárt palack tesztben végzett kezelés hatására. Dízelolaj esetén kisebb SEM-értékeket kapunk, mint EPH-t, mivel a minták beszárítása közben elpárolog a komponensek egy része.

A meredeken induló görbék arra utalnak, hogy a dízelolaj sokkal gyorsabban és könnyebben bontható a mikrobák számára, mint a nagy mólsúlyú pakurakomponensek. Látjuk, hogy a frissen szennyezett talajokban gyorsabban bontják a szennyezőanyagot a mikrobák, mint a régebben szennyezett talajokban. Ez a megállapítás érvényes mindkét vizsgált szennyezőanyagra: gyorsabban aktiválódnak a szénhidrogénbontó sejtek a friss szennyeződések esetében, hiszen nagyobb a hozzáférhető frakció, míg a régi szennyeződés már részben adszorbeálódott, kevésbé hozzáférhető.

Megfigyeltük, hogy a pakurával régen

szennyezett talajnak még a kontroll talajénál is kisebb az aktivitása, ami arra utal, hogy a szénhidrogének már biológiailag nem vagy nehezen elérhetőek.

A dízelolajjal szennyezett talajoknál hamar elfogy az oxigén: a friss szennyeződés esetén kb. 20 óra, a régebbi esetén kb. 45 óra alatt. A másik három talajra jóval kevésbé meredek lefutást látunk, és a vizsgálat ideje alatt (kb. 120 óra) nem fogy el a rendelkezésre álló oxigén.

### 3.2.4. Toxicitás jellemzése egy talajlakó állati tesztorganizmussal

Az ökotoxikológiai eredmények értékelésénél a mérési végpontokból (elpusztult állatok száma az OECD talajhoz képest) statisztikai módszerrel határoztuk meg a vizsgálati végpontokat: az állatok 20 és 50%-ának elpusztulásához vezető talajkoncentráció értékeket ( $LD_{20}$  és  $LD_{50}$ ). Minél nagyobb az  $LD_{50}$  értéke, annál kevésbé toxikus egy anyag.

Ellentétes változásokat figyeltünk meg a kétféle szennyezőanyag esetén: A dízelolajjal szennyezett talajok toxicitása nőtt a zárt palack teszt után a szennyeződés korától függetlenül (friss esetén 1,64 mg/kg-ról 1,53-ra, réginél 2,52-ről 2,18-ra csökkent az  $LD_{50}$  értéke).

Ezzel szemben a pakurával szennyezett talajok toxicitása nagymértékben csökkent (nagyon toxikusról toxikus szintre), mind a mesterségesen (frissen) szennyezett talajban, mind a szennyezett területről származó, koros szennyeződésű talajban. Az előbbi esetben az  $LD_{50}$  közel kétszeresére (2,93-ról 5,42-re), míg a régebben szennyezett talaj esetében 30–40%-kal nőtt (9,80-ról 12,70-re), összhangban a mikrobiális aktivitást jellemző teszt (oxigén-fogyasztás) eredményeivel.

A hatások kétféle folyamat eredőjeként foghatók fel: a mikrobiális tevékenység hatására nő a szennyezőanyagok hozzáférhetősége (feltáródás) és megindul a lebomlás. Az előbbi a toxicitás növekedését, az utóbbi csökkenését okozza.

### 3.3. Ciklodextrines extrakció

A talajminták nem-kimerítő extrakcióját kétféle ciklodextrin: RAMEB és HPBCD 10%-os vizes oldataival végeztük. Mindkettő komplexet képeznek a talaj legtöbb szerves szennyezőanyagával (SZANISZLÓ, N. 2005), ami ezen anyagok oldékonyságának növekedését, az oktanol–víz megoszlási hányados csökkenését okozza. Főleg a RAMEB jó szolubilizálószer a szénhidrogéneknek.

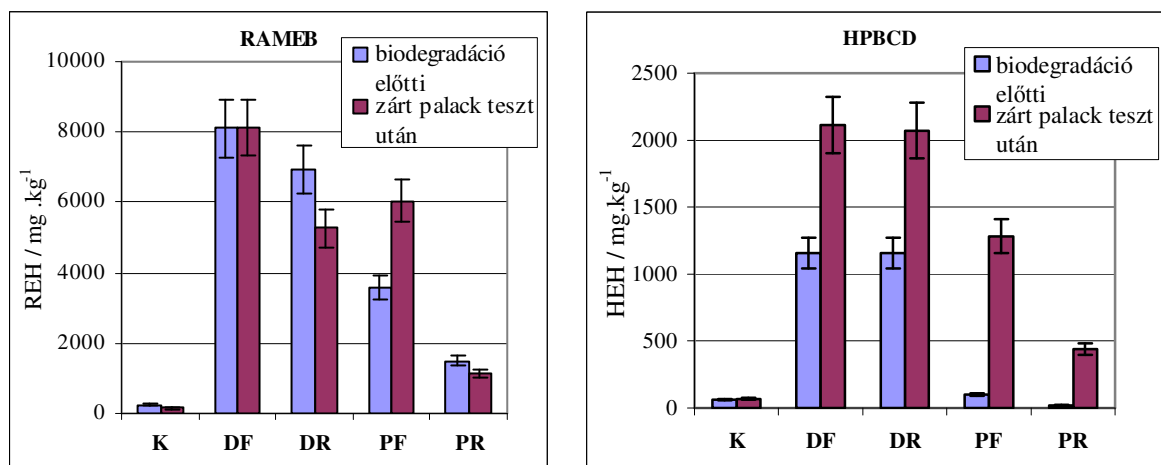
A RAMEB-oldattal extrahálható szénhidrogén-tartalom (REH) szélesebb mólsúlytartományt ölel fel és nagyobb, mint a HPBCD-oldattal extrahálható szénhidrogén-tartalom (HEH).

A RAMEB-oldattal és a HPBCD-oldattal kapott eredményeket a 4. ábra szemlélteti.

A kiindulási talajokat összehasonlítva egyértelműen látszik, hogy a frissen szennyezett talajokból többet extrahálunk RAMEB-oldattal, mint a régebben szennyezettekből, pedig a két dízelolajjal szennyezett talaj teljes extrakcióval kinyerhető EPH-tartalma kb. azonos (20 000 – 25 000 mg kg<sup>-1</sup>), a pakuratartalomban viszont jelentős a különbség (kb. 10-szeres) (1. ábra).

A zárt palack teszt után a régi szennyeződések esetében lecsökkent a kiindulási értékhez képest a REH, míg a friss pakuraszennyeződés esetén növekedést tapasztalunk, ekkor tehát éppen az a frakció válik hozzáférhetőbbé, amelyet a RAMEB-oldattal ki tudunk nyerni.

HPBCD-oldattal jóval kevesebb szennyezőanyagot extraháltunk, mint RAMEB-oldattal, ez megfelel előzetes várakozásainknak. Itt nagymértékű növekedés látszik a zárt palack teszt végrehajtása után. Ezt a nagyobb mólsúlyú komponensek részleges lebontásával magyarázzuk.



4. ábra. A RAMEB-oldattal (REH) és a HPBCD-oldattal (HEH) extrahálható szénhidrogéntartalmak kezelés előtt és után

### 3.4. Korreláció a négyféle szennyezett talaj O<sub>2</sub> fogyasztása és EPH-ra vonatkoztatott HEH értékei között

A kísérletsorozat adatainak feldolgozása során összefüggést kerestünk a biológiai, ökotoxikológiai tesztek és a kémiai extrakciók eredményei között. A kiindulási talajban a biológiailag hozzáférhető (biodegradálható) frakciónak tekintett HEH/EPH arány és a biológiai eredmények között látszik összefüggés a kevés adat (összesen 4 féle talaj) ellenére. Különösen szoros korrelációt találtunk a zárt palack tesztben mért oxigénfogyasztás értékével.

## 4. Összefoglalás

Szénhidrogén-eredetű szennyezőanyagok biológiai hozzáférhetőségét vizsgáltuk talajból biológiai és kémiai módszerekkel. Nem-kimerítő extrakciós próbákat végeztünk vizes ciklodextrin oldatokkal a biológiai hozzáférhetőség kémiai modellezésére, a biodegradálható szennyezőanyag-frakció meghatározására.

Egy-egy régebben és frissen szennyezett talajt hasonlítottunk össze mikrobiális aktivitás, toxicitás, biodegradációs képesség szempontjából mind dízelolajos, mind pakurás szennyeződés esetén.

Megállapítottuk, hogy a kezelés (tápsóadagolás, nedvesítés) során aktiválódott a mikroflóra, amit a megnövekedett oxigénfogyasztás egyértelműen igazolt. A gázkromatográfiás vizsgálatok és a toxicitás adatok bizonyítják, hogy nőtt a hozzáférhető szennyezőanyag koncentrációja, feltáródás következett be a kezelés hatására. A frissen szennyezett talajban általában nagyobb mértékű biológiai aktivitást találtunk, mint a régen szennyezettekben. Megállapítottuk azt is, hogy a nehezebben bontható pakurával szennyezett talajokban kisebb a biológiai aktivitás, mint a könnyen bontható dízelolajjal szennyezett talajokban.

A kétféle ciklodextrin-származék közül a RAMEB vizes oldata minden esetben több szennyezőanyagot extrahált, mint a HPBCD oldata, viszont azt tapasztaltuk, hogy a HPBCD-oldatos extrakció alapján becsült koncentráció tekinthető a biológiailag elérhető szennyezőanyag-frakciónak.

## Köszönetnyilvánítás

A kutatásokat a Jedlik Ányos Kutatás–fejlesztési Program (NKFP-3-020/2005) és a Gazdasági Versenyképesség Operatív Program (GVOP- 3.1.1.-2004-05-0257) támogatta.

## Irodalom

- DOICK, K. J. – DEW, N. M. – SEMPLE, K. T. (2005) Linking Catabolism to Cyclodextrin Extractability: Determination of the Microbial Availability of PAHs in Soil. *Environ. Sci. Technol.* 39, 8858-8864.
- LISTE, H-H. – ALEXANDER, M. (2002) Butanol extraction to predict bioavailability of PAHs in soil. *Chemosphere*, 46, pp. 1011–1017.
- REID, B. J. – STOKES, J. D. – JONES, K. C. – SEMPLE, K. T. (2000) Nonexhaustive Cyclodextrin-Based Extraction Technique for the Evaluation of PAH Bioavailability. *Environ. Sci. Technol.* 34, pp. 3174-3179.
- REID, B. J. – SWINDELL, A. L. – ALLAN, I. J. – SEMPLE, K. T. (2005) Predicting bioremediation endpoints based on cyclodextrin extractable fractions. 8<sup>th</sup> In Situ and On Site Bioremediation Symposium, Baltimore, June 6-9, F.15/1-F.15/7
- SZANISZLÓ, N. – FENYVESI, É. – BALLA, J. (2005) Structure-stability Study of Cyclodextrin Complexes with Selected Volatile Hydrocarbon Contaminants of Soils. *J. Incl. Phenom. Macrocycl. Chem.* 53, pp. 241-248.



László Ildikó<sup>1</sup> – Hadik Péter<sup>2</sup>

## Polychlorinated biphenyls (PCBs) measurement with solid phase extraction (SPE) from water

### Abstract

In order to improve the efficiency and cost-effectiveness of the PCB analysis with solid phase extraction (SPE) was applied to clean-up and extraction procedure. This paper describes a simple procedure for the quantitative procedure for analyzing of 10 polychlorinated biphenyl congeners in large volume water sample. They are PCB 18, 28, 44, 52, 101, 118, 138, 149, 153, 180. The goal of this study was to develop a new analytical method based on the solid phase extraction of PCBs from water sample using SPE sorbent. Determination of PCBs was carried out using GC mass spectrometer with electron ionization in the selected ion monitoring mode. The PCB measurement was studied in four types of SPE cartridges (C<sub>18</sub>, C<sub>8</sub>, HR-P, ENV+), from which the best is the HR-P sorbent. In this type of sorbent the relative standard deviation is the lowest (RSD: 1–8%) and also suitable the recovery (80–103%). For many of the PCBs the limits of detection (LOD) of HR-P sorbent were determined in the range of 0.5 ng/l. The most PCB congener had limit of quantification (LOQ) of 1.5 ng/l.

### 1. Introduction

Polychlorinated biphenyls (PCBs) are ubiquitous persistent organic pollutants (POPs) in our environment. They can be found in the atmosphere, aqueous media, soil etc. (FISK, A. T. et al. 2005; EL-KADY, A. A. et al. 2007). Commercial PCB mixtures have been used in a wide variety of applications, including dielectric fluids in capacitors and transformers, heat transfer fluids, hydraulic fluids, lubricating and cutting oils, and as additives in pesticides, paints, copying paper, adhesives, sealants and plastics. The PCBs may accumulate relatively in large quantities in the human body. They are soluble in fats and they are violent poisons. These organic pollutants are considered very hazardous for the environment, even though at trace levels, owing to their high specific toxicological potential, their persistency and cumulability in the biological materials (in human tissues and lipids, HONG, J. E. et al. 2007). Although the water solubility of these compounds is very low (ng/l or lower) which makes a large sample volume are often necessary and incorporate a concentration step in the analytical procedure to reach the required detection limit (WOLSKA, L. et al. 1999).

Determination of their concentration in the natural environment is of great importance because of the carcinogenic and/or mutagenic nature of many PCBs (ROSS, G. 2004). The complexity of environmental samples and the low concentration of PCBs require thorough sample preparation. In the case of aqueous samples, solid phase extraction (SPE) (KISS, GY. et al. 1996) is one of the most frequently used techniques. Moreover, SPE is also very important for the clean-up of complex samples that requires the removal of interfering compounds from complex matrix to increase the selectivity of the entire analytical method. (PAUWELS, A. et al. 1999; DIMITROVIC, J. et al. 2002; RAMOS, J. J. et al. 2007). These SPE methods compared

<sup>1</sup> László Ildikó Közép-dunántúli Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség (Central-Transdanubian Environmental Protection, Nature Conservancy and Water Policy Inspectorate) Székesfehérvár E-mail: laszloi@freemail.hu

<sup>2</sup> Hadik Péter Közép-dunántúli Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség (Central-Transdanubian Environmental Protection, Nature Conservancy and Water Policy Inspectorate) Székesfehérvár E-mail: hadikp@freemail.hu

with liquid–liquid extraction (LLE) offer the advantages of simplicity, reduced solvent usage and higher throughput.

This paper describes a simple procedure for the quantitative procedure for analyzing of 10 polychlorinated biphenyl congeners in large volume water sample. They are PCB 18, 28, 44, 52, 101, 118, 138, 149, 153, 180. The goal of this study was to develop a new analytical method based on the solid phase extraction of PCBs from water sample. The procedure involved sample clean-up using a combination of SPE cartridge. The author used SPE technology instead of traditional LLE method. The using of SPE sorbents reduces elution volumes. PCBs have low polarity SPE of pollutants from aqueous media is usually carried out on a bonded octadecyl-silica stationary phase. In this study, the extraction using four type SPE sorbent (C<sub>18</sub>, C<sub>8</sub>, HR-P, ENV+). On the basis of comparison of the SPE stationary phases the Isolute HR-P sorbent was chosen because it can be used for wide range of PCBs. After that 0.9 l of water spiked at three different levels of concentration (2, 20 and 100 ng/l of each native PCB congener). Repeatability experiments with the HR-P sorbent were performed previous levels of concentration. The instrumental technique was gas chromatography mass spectrometry with electron ionization in the selected ion monitoring mode.

## 2. Experimental

### 2.1. Materials

Methanol, n-hexane and dichloromethane (high-purity, suprasolv grade) were obtained from Merck (Germany). A standard stock solution (PCB mixture) containing 10 pollutant PCBs (10 µg/ml of each compound in heptane) [2,2',5-trichloro-biphenyl (PCB-18); 2,4,4'-trichloro-biphenyl (PCB-28); 2,2',3,5'-tetrachloro-biphenyl (PCB-44); 2,2',5,5'-tetrachloro-biphenyl (PCB-52); 2,2',4,5,5'-pentachloro-biphenyl (PCB-101); 2,3,4,4',5-pentachloro-biphenyl (PCB-118); 2,2',3,4,4',5'-hexachloro-biphenyl (PCB-138); 2,2',3,4',5',6-hexachloro-biphenyl (PCB-149); 2,2',4,4',5,5'-hexachloro-biphenyl (PCB-153); 2,2',3,4,4',5,5'-heptachloro-biphenyl (PCB-180)] were from Supelco (USA). Labelled <sup>13</sup>C<sub>12</sub>-PCBs 28, 52, 101, 138, 153 and 180 standard (5 µg/ml of each compound in nonane) were purchased from Cambridge Isotope Laboratories (USA). For PCB two working solutions were prepared in hexane 50 ng/ml of labelled <sup>13</sup>C<sub>12</sub>-PCBs (used as recovery standard solution) and 50 ng/ml 4,4-difluoro-biphenyl and decachloro-biphenyl (used as injection/internal standard for recovery calculations). These solutions and all samples were stored at -20 °C. Super-purity water produced by an ELGA Water purification system (Vivendi Water Co., UK) was used throughout the experiments. The SPE cartridges of C<sub>18</sub> Chromabond (Macherey-Nagel) and C<sub>8</sub> (500 mg/10 ml; IST, UK) are modified silica. HR-P (200 mg/3 ml; Chromabond, Macherey-Nagel) and ENV+ (200 mg/3 ml; IST, UK) SPE column consisted of hyper-crosslinked styrene-divinylbenzene copolymer.

### 2.2. Sample preparation procedures

For simplicity reasons four type SPE sorbent (C<sub>18</sub>, C<sub>8</sub>, HR-P, ENV+) were selected for the first experiment (*Table 1*). HR-P spe columns (packed with cross-linked styrene-divinylbenzene-copolymer) were selected with respect to their sorption properties (non polar interaction, high capacity and the lowest RSD). In all experiments, before use, the SPE cartridges were placed in an VacMaster 10 (Weber) apparatus attached to a water aspirator via a pressure metering valve activated and conditioned one cartridge of methanol, which is the

organic modifier of the sample. A 45 ml volume of methanol and recovery standards were added into the samples. They were labeled  $^{13}\text{C}_{12}$ -PCBs (28, 52, 101, 138, 153 and 180) congeners. After that 0.9 l sample was loaded into the cartridge with 5–15 ml/min flow-rate. Sample loading was followed by washing with super-purity water, than drying for 15 min under vacuum. The PCBs were eluted using 7 ml dichloromethane and 5 ml n-hexane. The volume of eluate was reduced under a gentle stream of nitrogen up to an appropriate volume (1 ml) for analysis by GC-MS. Finally, internal standards were added into concentrated samples. Analysis was performed in the selected ion monitoring mode and the two most intense ions of the molecular ion cluster were monitored for the unlabelled and labelled standard isomers.

### 2.3. Analytical procedure

The extracts were analyzed by GC-MS, using an AutoSystem XL gas chromatograph and a TurboMass quadrupole mass spectrometer, both from Perkin Elmer Instruments.

Standards and samples were injected in splitless mode (2  $\mu\text{l}$ ; injection rate: 2  $\mu\text{l/s}$ , purge delay time of 1 min). Chromatographic separation was carried out on a low bleed GC capillary column Rtx-5Ms (60 m, 0.25 mm I.D., 0.25  $\mu\text{m}$  film thickness) (Restek) was used with helium as the carrier gas at a constant flow rate of 1.0 ml/min. The following oven temperature program was applied: 100  $^{\circ}\text{C}$  for 5 min, ramped at 18  $^{\circ}\text{C}/\text{min}$  to 220  $^{\circ}\text{C}$ , then at 7  $^{\circ}\text{C}/\text{min}$  to 310  $^{\circ}\text{C}$ , held for 6 min. The temperatures of the injection port and transfer line were 280 and 310  $^{\circ}\text{C}$ , respectively. The ion source was operated in the electron impact ionization mode (EI: 70 eV, 280  $^{\circ}\text{C}$ ). The MS was operated in selected ion monitoring (SIM) mode. Two quantifying ions were used to monitor in each analyte (MSZ 1484-11: 2003).

## 3. Results and discussion

### 3.1. Quality assurance

Our lab is operating a quality assurance system according to MSZ EN ISO/IEC 17025:2005 and is accredited for the analyses of PCBs (no. NAT-1-0957/2007). The PCB extracts were analyzed by GC-MS, using the internal standard method. In quantitative analysis, the PCB concentration in large volume water sample is calculated with the help of a calibration curve. Calibration curves were established from six points within the concentration range 5–100 ng/ml, each containing 50 ng/ml of internal standards (ISTD) (4,4 diphluoro-biphenyl and decachloro-biphenyl). Results of the analytical technique were corrected by using the recovery standard. Blank samples were also run with each block of ten samples to assess for co-eluting interferences. Blank analysis indicated no significant interference co-elutions with analyte peak and duplicate standard compounds. In the case of method application for routine analysis a solvent blank sample (from the whole SPE process) and recovery were analysed with all samples. The MS response and the calibration curve were checked by injection of the daily check standard solution. The relative sensitivity of check standard obtained could not differ more than 25% of the average relative sensitivity of the calibration standards.

### 3.2. Optimization of the SPE

The recovery rates for each fortified sample were determined by adding the injection standards to the sample extract just before GC-MS analysis. Recoveries found for labeled  $^{13}\text{C}_{12}$ -PCBs (28, 52, 101, 138, 153 and 180) congeners (recovery standard) were added to samples before the extraction step, where not smaller than 50% in every case, however the spiked PCB recoveries from samples were satisfactory. The results of PCBs is summarized in *Table 1 and 2*.

Determination of every PCB compound was performed using deionized water spiked with different amounts of analytes. In *Table 1* complete recovery information and the RSDs of each compound is shown. The recovery was close to 100% for many analytes. Some had lower recovery. Recoveries in the range of 80–116% were obtained for all target compounds, except for the case of  $\text{C}_{18}$  cartridge (71–107%). The relative standard deviations (RSDs) for reproducibility were between 1 and 13% respectively, except for the case of  $\text{C}_{18}$  cartridge, which was 3–50%.

*Table 1. Percentage recoveries related to addition of PCB- $^{13}\text{C}_{12}$  as a recovery standard, and relative standard deviations (%) of PCBs spiked into water sample with four sorbent*

Compounds	Mean recovery (RSD) <sup>a</sup> spike (100 ng PCB per 0.9 l water sample) <sup>b</sup>			
	$\text{C}_8$	ENV+	HR-P	$\text{C}_{18}$
PCB-18	103 (4)	102 (6)	91 (7)	102 (3)
PCB-28	87 (3)	82 (10)	80 (3)	71 (9)
PCB-44	98 (4)	97 (7)	93 (1)	96 (20)
PCB-52	88 (5)	87 (7)	86 (4)	88 (17)
PCB-101	95 (5)	96 (2)	92 (1)	91 (22)
PCB-118	82 (3)	86 (13)	85 (2)	79 (39)
PCB-138	98 (12)	99 (2)	94 (3)	85 (29)
PCB-149	116 (13)	115 (4)	103 (4)	107 (25)
PCB-153	99 (11)	99 (1)	92 (4)	83 (32)
PCB-180	96 (1)	91 (9)	87 (8)	82 (50)

<sup>a</sup> Average of three samples

<sup>b</sup> Each water sample was spiked with each of the 10 congeners

We used four types of SPE cartridges ( $\text{C}_{18}$ ,  $\text{C}_8$ , HR-P, ENV+), from which the best is the HR-P sorbent. So this type of sorbent we examined thoroughly. Repeatability experiments were performed at the three concentrations (2, 20 and 100 ng/l) and the results obtained were satisfactory. The values of RSD of the determination of PCBs given in *Table 2* demonstrate that results with sufficient repeatability and recovery can be obtained using this method.

Table 2. Mean absolute recovery and relative standard deviation (%) of PCB congeners with HR-P sorbent (three fortification levels)

Compounds	Mean recovery (RSD)		
	2 ng/l <sup>(b)</sup>	20 ng/l <sup>(a)</sup>	100 ng/l <sup>(a)</sup>
PCB-18	87 (9)	90 (6)	91 (7)
PCB-28	72 (7)	97 (17)	80 (3)
PCB-44	85 (9)	97 (7)	93 (1)
PCB-52	89 (9)	99 (9)	86 (4)
PCB-101	92 (9)	110 (7)	92 (1)
PCB-118	95 (8)	108 (17)	85 (2)
PCB-138	112 (8)	127 (13)	94 (3)
PCB-149	118 (6)	102 (8)	103 (4)
PCB-153	107 (7)	97 (9)	92 (4)
PCB-180	137 (7)	101 (19)	87 (8)

<sup>a</sup> Average of three samples

<sup>b</sup> Average of five samples

### 3.3. Detection and quantification limits

Limits of detection (LOD) were evaluated from the ratio of noise/peak height. The peak of analyte should be at least three times higher than the noise. Limit of detection (LOD) at  $S/N = 3$  (signal-to-noise ratio:  $S/N$ ), as well as the limits of quantification (LOQ) at  $S/N = 10$ , were determined for every compound using the above mentioned analytical conditions. LOD and LOQ using this procedure is summarized in Table 3. Total amount of PCB was 16 ng/l.

We had performed experiments on these analytes seven replicates. The concentration of PCBs was at 1 ng/l. The RSD of PCBs were below 10%. Limit of detection (LOD) ranged from 0.4 to 0.6 ng/l for PCBs and quantification limits were set to concentration levels about three-times higher. The values of LOQ were 1–2 ng/l for PCBs, due to HR-P sorbent high reproducibility, and low relative standard deviation.

Table 3. Limits of detection (LOD) and limits of quantification (LOQ) for every compound under investigation (ng/l) with HR-P sorbent

Compounds	LOD (ng/l)	LOQ (ng/l)
PCB-18	0.5	1.4
PCB-28	0.6	1.9
PCB-44	0.4	1.5
PCB-52	0.5	1.5
PCB-101	0.5	1.7
PCB-118	0.4	1.4
PCB-138	0.5	1.8
PCB-149	0.4	1.3
PCB-153	0.4	1.5
PCB-180	0.6	1.9

## 4. Conclusions

It is important to develop fast, easy to use devices for detection of PCBs in water samples. The practicability of a SPE procedure in combination with GC-MS for the simultaneous determination of 10 PCB congeners in high volume water samples has been shown. There were some remarkable advantages of the method compared with other techniques (LLE), as the clean-up steps, the use of hazardous solvents were decreased, sample preparation time

decreased and improved sensitivity and repeatability. Reagent consumption per sample is as low as several milliliters, which is by far lower than that in the standard method (LLE). The usefulness of experimental design taken in the optimization of extraction conditions for four SPE cartridges was also shown. In all cases, good sensitivity and reproducibility were obtained. Quantification of analytes was achieved by GC-MS in SIM mode. The SPE method was shown to be consistent at three fortification levels, providing recoveries of 72–137% for PCBs. RSD was less than 19% in every case, which showed the sufficient reproducibility. The reported results demonstrate that all PCBs were able to detect their proper specific congeners at ng/l levels.

### Acknowledgements

The authors would like to thank the Central-Transdanubian Environmental Protection, Nature Conservancy and Water Policy Inspectorate for supporting this project.

### References

- DIMITROVIC J. – CHAN S. C. – CHAN, S. H. Y. (2002) Analysis of pesticides and PCB congeners in serum by GC/MS with SPE sample cleanup. *Toxicology Letters*, 134, pp. 253-258.
- EL-KADY, A. A. – ABDEL-WAHAB, M. A. – HENKELMANN, B. – BELAL, M. H. – MORSI, M. K. S. – GALAL, S. M. – SCHRAMM, K. W. (2007) Polychlorinated biphenyl, polychlorinated dibenzo-p-dioxin and polychlorinated dibenzofuran residues in sediments and fish of the River Nile in the Cairo region. *Chemosphere*, 68, pp. 1660-1668.
- FISK, A. T. – DE WIT, C. A. – WAYLAND, M. – KUZYK, Z. Z. – BURGESS, N. – LETCHER, R. – BRAUNE, B. – NORSTROM, R. – BLUM, S. P. – SANDAU, C. – LIE, E. – LARSEN, H. J. S. – SKAARE, J. U. – MUIR, D. C. G. (2005) An assessment of the toxicological significance of anthropogenic contaminants in Canadian arctic wildlife. *Science of the Total Environment*, 351-352, pp. 57-93.
- HONG, J. E. – PYO, H. – PARK, S. J. – LEE, W. (2007) Determination of hydroxyl metabolites of polychlorinated biphenyls in plasma and tissue by gas chromatography/mass spectrometry. *Journal of Chromatography B*, 856, pp. 1-8.
- KISS, GY. – VARGA-PUCHONY, Z. – HLAVAY, J. (1996) Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in precipitation using solid-phase extraction and column liquid chromatography. *Journal of Chromatography A*, 725, pp. 261-272.
- PAUWELS, A. – WELLS, D. A. – COVACI, A. – SCHEPENS, P. J. C. (1999) Improved sample preparation method for selected persistent organochlorine pollutants in human serum using solid-phase disk extraction with gas chromatographic analysis. *Journal of Chromatography B*, 723, pp. 117-125.
- RAMOS, J. J. – GÓMARA, B. – FERNÁNDEZ, M. A. – GONZÁLEZ, M. J. (2007) A simple and fast method for the simultaneous determination of polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in small volumes of human serum. *Journal of Chromatography A*, 1152, pp. 124-129.
- ROSS, G. (2004) The public health implications of polychlorinated biphenyls (PCBs) in the environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 59, pp. 275-291.
- WOLSKA, L. – GALER, K. – GÓRECKI, T. – NAMIESNIK J. (1999) Surface water preparation procedure for chromatographic determination of polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls. *Talanta*, 50, pp. 985-991.

*Helenkár András<sup>1</sup> – Zsigrainé Dr. Vasánits Anikó<sup>2</sup> – Perlné Dr. Molnár Ibolya<sup>3</sup>  
– Dr. Záray Gyula<sup>4</sup>*

## **Nem-szteroid típusú fájdalomcsillapítók meghatározása tandem tömegspektrometriával kapcsolt gázkromatográfiás elemzéssel a Duna folyóból és ivóvízből**

### **1. Bevezetés**

A környezetvédelmi analitika aktívan kutatott területévé vált a gyógyszerek (antibiotikumok, gyulladásgátlók, fájdalomcsillapítók, epileptikumok, koleszterin- és lipidszint szabályozók stb.), kozmetikumok és a háztartásban használt egyéb vegyszerek (Pharmaceutical and Personal Care Products, PPCP) környezeti jelenlétének vizsgálata. Napjainkban közel 100 000 különböző kémiai anyagot tart nyilván az Európai Unió, amelyekből 30 000 vegyület termelése meghaladja az évi 1 tonnát (GIGER, W. 2002) Nem csoda, hogy előbb-utóbb ezen anyagok a természetbe kikerülve a bioszféra minden elemére hatást gyakorolnak, a mikroorganizmusoktól kezdve az emberekig.

Mintegy húsz évvel ezelőtt kezdtek el először felszíni vizekben gyógyszermaradványok után „kutatni”, amely vizsgálatok során a leggyakrabban használt gyógyszereket 1 µg/L nagyságrendben határozták meg folyóvizekből (RICHARDSON, M. L. 1985). Ezen gyógyszerek egy része változatlan formában, más része metabolitjaival együtt választódik ki az emberi és állati szervezetekből. A vízoldhatóbb metabolitokból a szennyvíztisztítás során, – a mikroorganizmusok lebontási mechanizmusának köszönhetően – újra felszabadulhatnak az eredeti drogok (TERNES, T. A. 2001; SORENSEN, B. H. 1998). A szennyvíztisztítási eljárás során az ülepítés és a biodegradáció jelenti a két legfontosabb eltávolítási lépést.

*Ternes* és munkatársai részletesen elemezték németországi szennyvíz be- és kifolyó mintákat, amely vizsgálatok során átlagosan 60%-os tisztítási hatékonyságot állapítottak meg, ami azonban egyes vegyületeknél csak 7%-ot (karbamazepin), míg másoknál 99%-ot (szalicilsav) jelentett (TERNES, T. A. 1998). Nagyon hasonló eredményeket hozott az a nemzetközi felmérés, melyet az Európai Unió kezdeményezésére végeztek a Poseidon együttműködés keretében (TERNES, T. A. 2004). Az országok közötti összehasonlító vizsgálatsorozat általános tapasztalata, hogy a szennyvíztisztítókból kikerülő víz, vegyülettípustól függően 100–3500 ng/L koncentrációban tartalmaz gyógyszermaradványokat (TERNES, T. A. 2001; BEAUSSE, J. 2004; ÖLLERS, S. 2004). Ezen anyagok bekerülnek a felszíni vizekbe, és a hígulás miatt körülbelül egy-két nagyságrenddel csökken a koncentrációjuk 2–400 ng/L-re (TERNES, T. A. 1998, 2001; ÖLLERS, S. 2004). A parti szűrésű kutakon áthaladva ezen anyagok az ivóvízbe is juthatnak, főleg ha nem kellően hatékony a tisztítás, nem áll rendelkezésre ózonizálás vagy granulált aktív szén eljárás (JONES, O. A. 2005). Bár ezen értékek messze elmaradnak a terápiásan hatékony mennyiségektől, ellenben a hosszútávú, krónikusan mérgező hatásuk még nem kellően tisztázott, főleg a sokféle aktív vegyület egyidejű jelenléte miatt. Így nem tudhatjuk pontosan milyen reakciót váltanak ki az élő szervezetekben (JONES, O. A. 2005).

<sup>1</sup> *Helenkár András* Eötvös Loránd Tudományegyetem, Kémia Intézet, Környezettudományi Kooperációs Kutató Központ, Budapest  
E-mail: andras.helenkar@gmail.com

<sup>2</sup> *Zsigrainé Dr. Vasánits Anikó* Eötvös Loránd Tudományegyetem, Kémia Intézet, Budapest E-mail: vasa@chem.elte.hu

<sup>3</sup> *Perlné Dr. Molnár Ibolya* Eötvös Loránd Tudományegyetem, Kémia Intézet, Budapest

<sup>4</sup> *Dr. Záray Gyula* Eötvös Loránd Tudományegyetem, Kémia Intézet, Környezettudományi Kooperációs Kutató Központ, Budapest  
E-mail: zaray@ludens.elte.hu

## 2. Célkitűzés

Budapest szennyvizének több mint 50%-a tisztítás nélkül kerül a Dunába, amelynek parti szűrési kútjaiból nyerjük a főváros és az agglomeráció ivóvízszükségletének jelentős részét.

Az ELTE Környezettudományi Koordinációs Kutató Központja széles körű vizsgálatokat indított annak tisztázása érdekében, hogy milyen mértékű a környezet terhelése a gyógyszermaradványok szempontjából, és milyen módszerekkel lehetne a károsító hatásokat csökkenteni. Vizsgálatainkat a nem-szteroid jellegű gyulladáscsökkentő és fájdalomcsillapító gyógyszerekkel [non-steroidal anti-inflammatory drugs (NSAIDs)] kezdtük, mivel ezen anyagok – forgalmazott éves mennyiségüket tekintve, előzetes kalkulációk szerint – mérhető koncentrációban lesznek jelen, nemcsak a szennyvízben, de a Duna vizében is (VARGA M. 2006).

## 3. Irodalmi áttekintés – Analitikai módszerek

Az NSAIDs csoportjába tartozó vegyületek (ibuprofén, naproxen, ketoprofén és diklofenák) meghatározására mind nagyhatékonyságú folyadékkromatográfiás/(tandem) tömegspektrometriás (HPLC/(MS)/MS), mind gázkromatográfiás/(tandem) tömegspektrometriás (GC/(MS)/MS) módszereket egyaránt használnak.

A karboxilcsoportot tartalmazó gyulladáscsökkentő vegyületeknél a „savas drogok” megnevezés is használatos. Legtöbbször származékkészítési lépés előzi meg a GC/MS elválasztásukat (CARBALLA, M. 2004; RODRÍGUES, I. 2004). Mérgező hatása ellenére sokan alkalmazzák a diazometánt metil-észterek előállítására (TERNES, T. A. 1998, 2001; ÖLLERS, S. 2004). Sokkal kevésbé mérgező és szélesebb körben elterjedt módszer a szililezés, amely minden aktív hidrogént tartalmazó szerves vegyület esetén alkalmazható. Az így keletkezett származékok kellő illékonysággal, nagyobb termikus stabilitással, kevésbé poláros karakterrel, illetve előnyös fragmentálódási tulajdonságokkal jellemezhetők.

A HPLC meghatározások előnye, hogy nincs szükség származékképzési reakcióra, viszont a nagyszámú szennyezőanyag jelenléte miatt megbízható eredményt csak az MS/MS detektálás nyújt. További problémát jelent, hogy a nagymértékű „ion elnyomás” jelensége miatt a vizsgált komponensek ionizálhatósága csak kismértékű, így a kimutatási határok magasabbak, mint a GC/MS technika alkalmazása esetén.

## 4. Anyagok és módszerek

### 4.1. Felhasznált anyagok és reagensek

A mérésekhez kizárólag analitikai tisztaságú vegyszereket használtunk. Piridint, hidroxilamin\*HCl-ot a Reanal-tól (Budapest, Magyarország); hexánt, metanolt, etil-acetátot, hexametil-diszilazánt (HMDS), trifluor-ecetsavat (TFA), valamint a standard vegyszereket, mint ibuprofént { $\alpha$ -metil-4-(izobutil)-fenilecetsav}, naproxent {-(-)-6-metoxi- $\alpha$  metil-2-naftalin ecetsav}, ketoprofént {2-(3-benzoil-fenil)propionsav} és diklofenák nátrium sóját {2-[(2,6-diklórfenil)- amino] fenilecetsav nátrium sója} a Sigma -tól (St. Louis, MO, USA) szereztük be.

A Dunából származó vízminták szűréséhez (GF/A 125 mm, Ø, Cat No 1820-125) üvegmikroszűrőt alkalmaztunk, Whatman (Maidstone, UK); a szilárdfázisú extrakciós (SPE) mintaelőkészítést Oasis, HLB 6cc tölteteken végeztük, Waters (Milford, MA, USA).



## 4.2. Vízminták

Az ivóvízmintákat (3L) az ELTE Lágymányosi campusának vízhálózatából, a Duna vízből származó mintákat (3L) Budapesten, a Petőfi-híd budai hídfőjénél vételeztük 2007. 12. 12-én.

## 4.3. Alkalmazott műszerek

A mérések a Varian 4000 GC-MS/MS (Varian, Walnut Creek, CA, USA) típusú tömegspektrométerrel kapcsolt gázkromatográfiás rendszerrel történtek, belső ionizációs módban, amelyet Varian CP-8400 automata mintaadagolóval és Varian CP-1079 programozottan fűthető injektorral szereltek fel.

Kolonnaként SGE forte capillary (Victoria, Ausztrália) 30m x 0,25 mm x 0,25 µm oszlopot alkalmaztunk. A transfer line, a manifold és az ionsapda hőmérséklete rendre 300 °C, 210 °C és 80 °C voltak. A szilárdfázisú extrakciót (SPE) Visiprep DL (Supelco, Bellefonte, PA, USA) vákuummal segített, nagy térfogatú adagolóval ellátott mintaelőkészítő egységgel végeztük. A minták előkészítéséhez Büchi Rotavapor R-200-as rotációs berendezést, valamint Büchi V-700-as vákuum pumpát használtunk, mindkettőt a Büchi cégtől (Flawil, Svájc).

## 4.4. Származékká alakítás körülményei

Az SPE mintaelőkészítés után a rotációs vákuum-berendezés által szárazra párolt eluátumokat a gázkromatográfiás vizsgálatokhoz először származékká kell alakítani. A mintákhoz először 125 µL hidroxil-aminos piridint adtunk, amelyet az oximálási reakciólépéshez 30 percig 70 °C-on tartottunk. Ezután lehűtve 225 µL HMDS-t, majd 25 µL TFA-at adtunk, majd ismételtelen 90 percig 70 °C-on termosztáltuk az oldatokat a szililezési reakció teljességéig.

## 4.5. GC/MS/MS körülmények

Gázkromatográfiás vizsgálataink során „on column” 1 µl-es térfogatú mintákat injektáltunk. Vívógázként 6.0-as héliumot használtunk, amelynek áramlási sebessége konstans 1 ml/perc volt. A kolonnatér hőmérsékletprogramja 16,5 perces; 1 perc után 100 °C-ról indult, majd 20 °C/perces felfűtési sebességgel 300 °C-ra fűtöttük, amelyen 5,5 percig termosztáltuk.

A tandem tömegspektrometriás módszer optimalizálása során a következő paramétereket találtuk a legjobbnak: az AGC Target TIC 20 000 counts, az ion time 45 000 µs, a prescan 1500 µs, a filament 40 µA, a scan-elés sebessége 0,22 s/scan, valamint a multiplier-re adott feszültség +250 V. Az izolációs ablakot az ibuprofén és a naproxen esetén 3.0 m/z-nek, valamint a ketoprofén és a diklofenák esetén 5.0 m/z-nek választottuk. A CID feszültség 0,75 V volt, kivéve a diklofenák esetén (1,5 V).

## 5. Eredmények

A környezeti minták elemzése olyan modern műszeres analitikai módszereket igényel, amelyeknél a kimutatási [limit of detection (LOD)] és meghatározási határ [limit of

quantitation (LOQ)] a lehető legkisebb. Vízminták GC/MS/MS elemzésénél ezt a célt több módszerrel is elérhetjük. Az SPE folyamatban a mintadúsítás nagysága az áteresztett vízmennyiséggel egyenesen arányos, ennek határt szabhat a töltet eltömődése, amely azonban ivó- és felszíni vizek esetén nem jelentős. A nagymintatérfogatú GC-s mintaadagolás (10–100 µL) szintén gyakran alkalmazott technika, ezen eljárás viszont hosszadalmas optimálással jár és csak „tisztá” minták esetén alkalmazható kellően hatékonyan.

A tandem tömegspektrometriás analízisekkel nemcsak a kimutatási határok csökkenthetők, hanem a módszer szelektívebbé is tehető azáltal, hogy egy adott molekula-, vagy fragmension – ütközéssel indukált disszociációban (collision induced dissociation, CID) – további jellemző fragmension képződésére készítetünk.

### 5.1. MS/MS módszer optimálási lépései

Előzetes vizsgálataink alapján rezonáns módban kezdtünk dolgozni, mivel így szelektívebb eredményeket kaptunk. A molekulaionok és a trimetilszilil-vegyületekre jellemző metilgyökvesztéssel keletkező ionok (POTAPOV, A. I. 2004), mint szülőionok alkalmazásával csak igen kis intenzitású fragmensionokat kaptunk. Az 1. táblázat tartalmazza a kiválasztott szülőion és leányionok szelektív tömegeit és lehetséges tömegvesztéseik magyarázatát. Az ibuprofén és a naproxen esetében egyaránt a dekarboxilezett forma bizonyult a legkedvezőbb kiindulási szülőionnak. A CID értékek optimálását az automata módszerfejlesztő program (AMD) segítségével végeztük. A diklofenák esetében mintegy kétszeres érték bizonyult a legkedvezőbbnek, amit a klór atomok leszakításához szükséges nagyobb energiákkal tudunk értelmezni (VERENITCH, S. S. 2006).

1. táblázat. Optimált MS/MS paraméterek

Vegyület	Szülőion (PI) (m/z)	Alsó szelektív tömeghatár (m/z)	CID (V)	Leányionok (m/z)
Ibuprofén	161 [M-TMSCOO] <sup>+</sup>	70,9	0,75	145 [PI-CH <sub>4</sub> ] <sup>+</sup> , 131
Naproxen	185 [M-TMSCOO] <sup>+</sup>	81,5	0,75	170 [PI-CH <sub>3</sub> ] <sup>+</sup> , 153 [PI-CH <sub>3</sub> -OH] <sup>+</sup> , 142
Ketoprofén	324 [M-TMSO] <sup>+</sup>	142,7	0,75	308 [PI-CH <sub>4</sub> ] <sup>+</sup> , 250, 206 [PI-TMSCOOH] <sup>+</sup>
Diklofenák	242 [M-TMSOH-Cl] <sup>+</sup>	106,6	1,50	214 [PI-CO] <sup>+</sup> , 206 [PI-HCl] <sup>+</sup> , 178 [PI-CO-HCl] <sup>+</sup>

Az MS/MS módszer többi paraméterét is lépésenként optimáltuk, de ezeknek már nem volt jelentős hatásuk a válaszjel nagyságára.

### 5.2. A szelektív ion monitoring (SIM) és az MS/MS módszerek összehasonlítása

Az optimált MS/MS módszert összehasonlítottuk a csoportunk által már régebb óta használt GC/MS/SIM technikával, az ivóvíz és a budapesti Duna-víz NSAIDs tartalmának elemzésére.

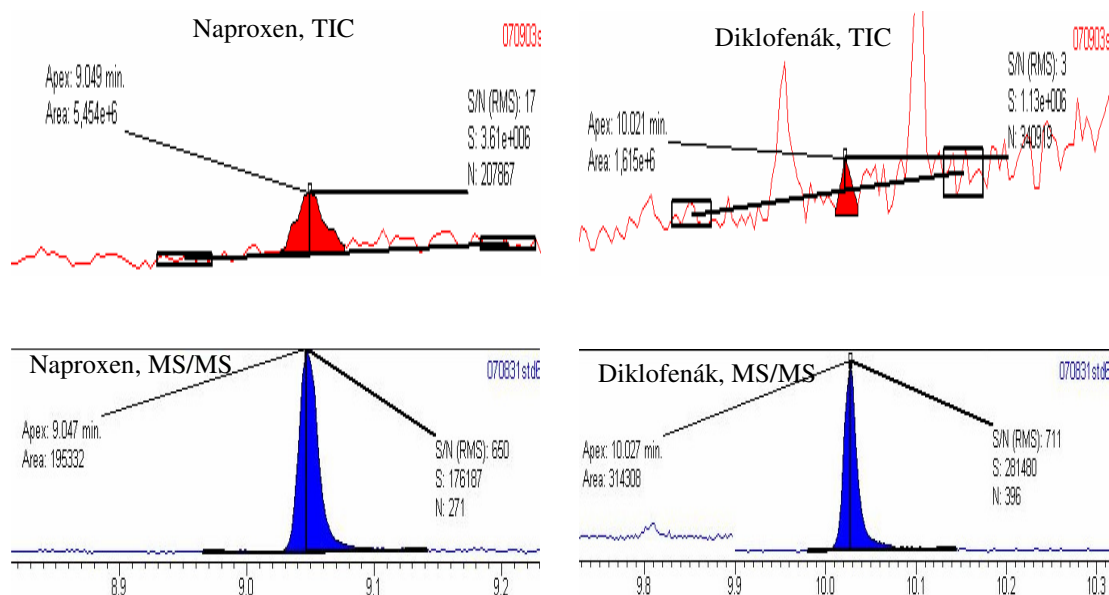
2. táblázat. SIM és MS/MS módszerek analitikai teljesítmény jellemzőinek összehasonlítása

Vegyület	MS módszer	Mennyiségi meghatározás ionjai*	R <sup>2</sup>	LOQ (ng/L)	Ismételhetőség (R.S.D. %) n = 3	S/N hányados: (MS/MS)/SIM** n = 3
Ibuprofén	SIM	160+235+264+278	0,9959	0,4	5,1	1,7
	MS/MS	145+131	0,9995	0,4	4,9	
Naproxen	SIM	185+244+288+302	0,9976	1,0	2,9	2,3
	MS/MS	170+153+142	0,9989	0,4	6,0	
Ketoprofén	SIM	104+324+398+412	0,9989	1,0	8,7	1,7
	MS/MS	308+250+206	0,9995	1,0	9,9	
Diklofenák	SIM	214+243+278+368	0,9993	0,4	10,4	2,8
	MS/MS	214+206+178	0,9993	0,2	3,5	

\* A tömegértékeket ±1 m/z tömeggel kiegészítve mértük.

\*\* 50 pg/μl injektált minta esetén az S/N értékek átlagos szórása 30 % volt.

A módszerek analitikai teljesítmény jellemzőit a 2. táblázatban hasonlítottuk össze. A LOQ értékének az analitikai kalibráló görbe azon legkisebb pontját tekintettük, amelynél már koncentrációarányos válaszjelet kaptunk. Mindkét módszer linearitási koncentráció-tartománya az 5–500 ng/L értékek közé esett, amelyre illesztett egyenes megbízhatósága (R<sup>2</sup>) mindegyik esetben megfelelő volt. Az adatokból kitűnik, hogy a naproxen és a diklofenák esetében fele akkora LOQ értékeket kaptunk az MS/MS módszerrel, mint a SIM módszerrel, amíg az ibuprofén és a ketoprofén esetében ugyanakkorák ezen értékek. A csoportunk által kidolgozott tandem tömegspektrometriás módszer segítségével nagymértékben csökkenthető a LOQ, amelyet jól szemléltet az 1. ábra a naproxen és a diklofenák esetén. Az MS/MS kromatogramban mintegy 38- illetve 237-szeres S/N növekedést értünk el a totál ion (TIC) felvételekhez képest, míg 2–3-szoros növekmény volt tapasztalható a SIM módszerhez képest is (2. táblázat).



1. ábra. Totál ionkromatogram, TIC (piros) és az MS/MS (kék) felvételek terület és S/N értékei naproxen és diklofenák esetén

Duna-víz 3L-es mintáinak szilárdfázisú extrakciós dúsítása, valamint a származékká alakítás utáni gázkromatográfiás elemzése során mind a négy vizsgált vegyület mérhető

koncentrációban azonosítottuk, míg az ivóvízből nem tudtuk kimutatni őket (< LOQ), (3. táblázat).

3. táblázat. Ivó- és Duna-víz NSAIDs szennyezettsége

Vegyület	Ivóvíz 3L ng/L n = 9	Duna- víz 3L ng/L (R.S.D. %) n = 9	
		SIM	MS/MS
Ibuprofén	< LOQ	96 (9,6)	76 (5,4)
Naproxen	< LOQ	67 (11,5)	62 (3,8)
Ketoprofén	< LOQ	305 (5,3)	107 (6,7)
Diklofenák	< LOQ	212 (5,8)	224 (4,2)

## 6. Összefoglalás

A módszert sikeresen alkalmaztuk a Duna folyó vizének, valamint ivóvizek gyógyszermaradvány-szennyezettségének meghatározására. A vételezett ivóvízben egyetlen minta esetén sem találtunk kimutatható mennyiségű drogot. A Duna-vízben az irodalmi eredményekkel összhangban, 62–305 ng/L koncentrációban mutattuk ki az NSAIDs vegyületeket. A két eltérő módszerrel közel azonos eredményeket kaptunk, kivéve a ketoprofént, amely esetben az MS/MS módszer nagyobb szelektivitása miatt kaphattunk kisebb értéket. Jövőbeni kísérleteink ezen eltérés tisztázására is fognak irányulni.

## Köszönetnyilvánítás

Köszönetünket fejezzük ki a Környezettudományi Kooperációs Kutató Központ által nyújtott segítségért.

## Irodalom

- BEAUSSE, J. (2004) Selected drugs in solid matrices: a review of environmental determination, occurrence and properties of principal substances. *Trends in Analytical Chemistry*, 23, (10-11), pp. 753-761.
- CARBALLA, M. – OMIL, F. – LEMA, J. M. – LLOMPART, M. – GARCIA-JARES, C. – RODRIGUEZ, I. – GOMEZ M. – TERNES, T. A. (2004) Behaviour of pharmaceuticals, cosmetics and hormones in a sewage treatment plant. *Wat. Res.* 38, pp. 2918-2926.
- GIGER, W. (2002) Dealing with risk factors. *EAWAG News*, 53, pp. 3-5.
- JONES, O. A. – LESTER, J. N. – VOULVOULIS N. (2005) Pharmaceuticals: a threat to drinking water? *Trends in Biotechnology*, 23, (4), pp. 163-167.
- ÖLLERS, S. – SINGER, H. P. – FASSLER, P. – MÜLLER, S. R. (2001) Simultaneous quantification of neutral and acidic pharmaceuticals and pesticides at the low-ng/l level in surface and waste water. *J. Chromatogr. A*, 911, pp. 225-234.
- POTAPOV, A. I. – VORONTOV, A. V. (2004) Investigation of fragmentation pattern of bis(trimethylsilyl) ester of 3-mercaptopropionic acid. *International Journal of Mass Spectrometry*, 235, pp. 163-170.
- RICHARDSON, M. L. – BOWRON, J. M. (1985) The fate of pharmaceutical chemicals in the aquatic environment. *J. Pharm. Pharmacol.* 37, pp. 1-12.
- RODRÍGUES, I. – CARPINTEIRO, J. – QUINTANA, J. B. – CARRO, A. M. – LORENZO, R. A. – CELA, R. (2004) Solid-phase microextraction with on-fiber derivatization for the analysis of anti-inflammatory drugs in water samples. *J. Chromatogr. A*, 1024, pp. 1-8.

- SORENSEN, B. H. – NIELSEN, S. N. – LANZKY, P. F. – INGERSLEV, F. – HOLTEN LÜTZHOFT, H. C. – JORGENSEN, S. E. (1998) Occurrence, Fate and Effects of Pharmaceutical Substances in the Environment. A Review. *Chemosphere*, 36, (2), pp. 357-393.
- TERNES, T. A. (1998.) Occurrence of drugs in german sewage treatment plants and rivers. *Wat. Res.* 32, (11), pp. 3245-3260.
- TERNES, T. A. (2001) Analytical methods for the determination of pharmaceuticals in aqueous environmental samples. *Trends in Analytical Chemistry*, 20, (8), pp. 419-434.
- TERNES, T. – JANEX-HABIBI, M.-L. – KNACKER, T. – KREUZINGER, N. – SIEGRIST, H. (2004) Assessment of technologies for the removal of pharmaceuticals and personal care products in sewage and drinking water facilities to improve the indirect potable water reuse. POSEIDON final report (<http://www.eu-poseidon.com>)
- VARGA M. – ZÁRAY GY. (2006) Gyógyszermaradványok az élővizekben. *Vízmű Panoráma (MAVIZ)* 2006/1, pp. 22-25.
- VERENITCH, S. S. – LOWE, C. J. – MAZUMDER, A. (2006) Determination of acidic drugs and caffeine in municipal wastewaters and receiving waters by gas chromatography–ion trap tandem mass spectrometry. *J. Chromatogr. A*, 1116, pp. 193–203.

Jurecska Laura<sup>1</sup> – Gorál Róbert<sup>2</sup> – Dr. Barkács Katalin<sup>3</sup>

## Nitrogénvegyület-formák változása biológiai szennyvíztisztító modellrendszerben

### Abstract

Concentration of inorganic nitrogen-compounds, such as  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SCN}^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ -ions, and also of organic and total nitrogen content was determined in industrial wastewater samples – deriving from a laboratory scale, multi-stage biological treatment system – by spectrometric methods and a total carbon and nitrogen determining Multi N/C 2100S type equipment, respectively. These measurements were regularly carried out during the 7 months long experimental period on the samples of this model system's 4 different reactors (realising the different steps of the purification process), as well as on the raw water and the effluent. The measured data were evaluated and compared, and on the basis of these results the operating parameters of the model system had been periodically altering and was optimised. Thus a higher than 90% transformation during the first 3 purification stages and a removal in the fourth denitrification step relating to the wastewater original nitrogen content ( $420 \pm 56.3$  mg N/L) was achieved. Owing to the proper operational conditions in the last period of the experiment, the effluent of the multi-stage activated sludge model system contained in average a total amount of  $38,4 \pm 8,36$  mg N/L only, meeting thus also the TLV prescriptions.

### Absztrakt

Ipari szennyvíz biológiai tisztítására létesített többlépcsős modellrendszerben vizsgáltuk a következő szerves nitrogénvegyület-formák:  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SCN}^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ -ionok koncentrációjának alakulását fotometriásan, a szerves és az összes nitrogénvegyület mennyiségét pedig egy Multi N/C 2100S típusú, TC/TN mérő (összes szén és nitrogén mérésére alkalmas) készülék segítségével.

Köveztük az egyes nitrogénvegyület-formák koncentrációjának alakulását, valamint egymáshoz viszonyított arányát a rendszer egyes reaktorain belül időben, másrészt összevetettük ezen szempontból a rendszer egyes lépcsőit is. Az eredmények értékelése során nitrogén-anyagmérleget készítve információt nyertünk arról, hogy a különböző üzemeltetési paraméterek mellett hogyan változik a nitrogéneltávolítás mértéke a rendszerben. A tisztítandó, nagy nitrogénvegyület-tartalmú szennyvízre (átlagos kiindulási össznitrogén koncentráció a vizsgálatok során:  $420 \pm 56,3$  mg/L volt) vonatkoztatva, optimált paraméterek esetén, a rendszer nitrogénvegyület átalakítási/eltávolítási (nitrifikáció, denitrifikáció) hatásfoka egyaránt 90% feletti volt. Összességében azt tapasztaltuk, hogy a többlépcsős modellrendszer elfolyó vízében – megfelelő üzemeltetési körülmények betartása mellett – a nitrogénvegyületek együttes koncentrációja átlagosan  $38,4 \pm 8,36$  mg N/L-nek, kibocsátási határértékek alattinak adódott.

<sup>1</sup> Jurecska Laura *Eötvös Loránd Tudományegyetem, Környezettudományi Kooperációs Kutató Központ, Budapest* E-mail: jlaura@freemail.hu

<sup>2</sup> Gorál Róbert *Eötvös Loránd Tudományegyetem, Mikrobiológiai Tanszék, Budapest*

<sup>3</sup> Dr. Barkács Katalin *Eötvös Loránd Tudományegyetem, Környezettudományi Kooperációs Kutató Központ, Budapest* E-mail: katalin.barkacs@kemtch.net

## 1. Bevezetés

Az iparban keletkező szennyvizek élővizekbe vezetve és kommunális szennyvíztelepre kerülve egyaránt komoly problémát okozhatnak, ezért, valamint gazdasági szempontból is egyszerűbb tisztításukat már a keletkezés helyszínén megoldani. Ezek az ipari eredetű vizek gyakorta olyan komponensekkel terheltek, amelyek kommunális szennyvízben nem vagy kisebb koncentrációban fordulnak elő. A szennyezők közül a jelentős egészségügyi és környezetkárosító hatású nitrogénvegyületek eltávolítása egyre gyakrabban jelentkező feladat. A szakirodalomban a nitrogénvegyületek koncentrációjának csökkentésére sokféle biológiai és fizikai-kémiai eljárás alkalmazásáról számolnak be. A fizikai-kémiai eljárások közül gyakori az  $\text{NH}_3$ -gáz pH emeléssel történő kiűzése (stripping), a végpont klórozás és a szelektív ioncsere (LEE, S. et al. 2006). A biológiai tisztítás előnye kisebb költségigénye mellett az, hogy koncentrált szennyezőanyag-tartalom esetén sem jár káros melléktermékek képződésével. A biológiai módszerek közül a konvencionális nitrifikáció, denitrifikáció mellett kísérleteznek ún.  $\text{NO}_x$ , OLAND és CANON eljárásokkal, míg az Anammox, a SHARON-eljárás és az aerob deammonifikáció már ipari méretben is alkalmazott (SCHMIDT, I. et al. 2003; RAMOS, A. F. et al. 2007). A kémiailag összetett, nagy szennyezőanyag-, valamint toxikus anyag tartalmú szennyvizek tisztításakor azonban jelenleg még csak a többlépcsős, eleveniszapos (ill. fixágyat is tartalmazó) rendszerek bizonyultak a legjobbnak, ezekkel jó hatásfokú nitrogéneltávolítást tudtak elérni (VÁZQUEZ, I. et al. 2006; CARRERA, J. et al. 2003)

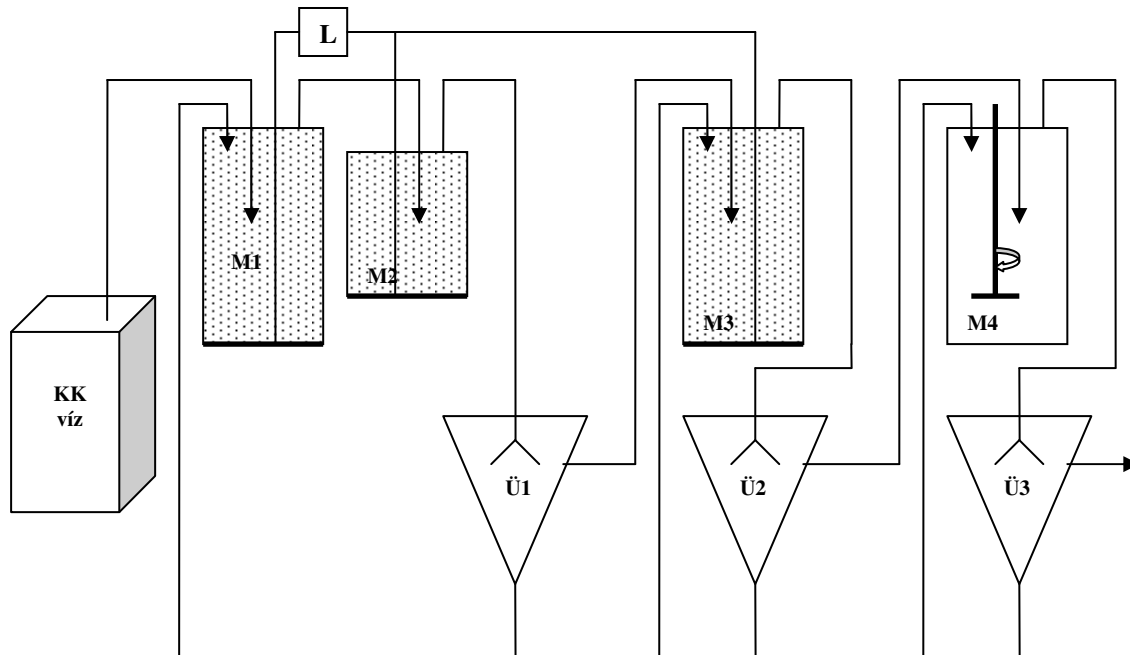
Az általunk tisztítandó szennyvíz egy kokszolómű technológiai vize, melyet kémiai előkezelés (KK) után engedünk a laboratóriumi modellrendszerre. A KK víz kémhatása lúgos, összes nitrogén tartalma igen nagy: ezen belül rodanid tartalma jelentős, található benne cianid is (5–10 mg/L). Emellett nagy mennyiségű szerves anyagot is, főleg fenolszerű vegyületeket tartalmaz (2. táblázat). E víz tisztítására egy több lépcsőből álló, eleveniszapos laboratóriumi modellrendszert létesítettünk. Azt vizsgáltuk, hogyan hat az üzemeltetési paraméterek megváltoztatása az összes nitrogénvegyület és ezen belül az egyes nitrogénvegyület-formák koncentrációjára.

## 2. Kísérleti módszer

A modellrendszer három levegőztetett és egy anaerob reaktorból, valamint három ülepítőből állt, felépítését és a műveleti körülményekre vonatkozó részletes adatokat az 1. ábra mutatja. A modellrendszer működtetéshez KK vizet és üzemi recirkuláltatott iszapot alkalmaztunk. Az M1 jelű első levegőztetett reaktort a fenolos vegyületek eltávolítására, az M2 reaktort a rodanidionok átalakítására létesítettük. Az első két lépcső szétválasztásáról szakirodalmi adatokra alapozva döntöttünk: tekintetbe véve, hogy a fenol degradációs sebessége a rodanidénál nagyobb, továbbá azt, hogy a cianid gátolja a rodanid lebontását (STAIB, C. et al. 2007). A közös ülepítővel (Ü1) rendelkező M1 és M2 egységek azonos körülmények között üzemeltek, a kísérlet során csupán a tartózkodási idő csökkentésére került sor (1. ábra). Az Ü1 ülepítő vize egy kezdeti, hat hetes működési periódust követően az M3 nitrifikációs célú levegőztető reaktorba került, melyhez szintén tartozott egy ülepítő (Ü2). Egy kb. 2 hónapos adaptációs periódus után kezdődött az M3 víz–iszap elegyének pH-beállítása: először kalcium-hidroxiddal, majd nátrium-karbonáttal. Miután stabilizáltuk az egység működését, itt is fokozatos tartózkodási idő csökkentést hajtottunk végre. Az M4 jelű reaktort a kísérlet utolsó három hónapjában működtettük, a denitrifikációs folyamatokhoz anaerob körülményeket biztosítva. Ebben az egységben is pH-szabályozással, tápelem-arány

beállítással optimáltuk a folyamatokat. A denitrifikációhoz szerves szénforrás is szükséges: ennek pótlását eleinte ecetsavval, később (fokozatosan áttérve) metanollal oldottuk meg. Az M4-hez tartozó Ü3 jelű ülepitőből hagyta el a tisztított víz a rendszert. (Az iszap az egyes ülepitőkből a különválasztott recirkulációs rendszereken jutott vissza a megfelelő reaktorba.)

A modellrendszer egyes reaktoraiból, továbbá a KK vízből és az Ü3-as ülepitőből rendszeresen mintát vettünk a kísérlet hét hónapos időtartama alatt. A reaktorokból származó mintákat először centrifugáltuk, majd 0,45 µm pórusméretű membránszűrőn leszűrtük, az egyes komponenseket, így a nitrogénvegyület-formákat is az oldatfázisból határoztuk meg.



KK: kémiai módszerrel előkezelt technológiai víz				T: 22,6 ± 1,1°C	
M1, M2, M3, M4: biológiai reaktorok				L: légbevitel	
Ü1, Ü2, Ü3: ülepitők (V <sub>Ü1</sub> , V <sub>Ü3</sub> : 2,2 L; V <sub>Ü2</sub> : 1,1 L)					
Műveleti egység	V (L)	O <sub>2</sub> mg/L	Víz/iszap térfogatarány	τ <sub>max</sub> (h)	τ <sub>min</sub> (h)
M1	6,6	6,0 – 7,0	1:2	22	11
M2	3,6	7,0	1:2	22	11
M3	6,6	3,0 – 5,0	3:1	49	26
M4	6,6	< 0,1	1:2	26	26

1. ábra. A modellrendszer sematikus rajza

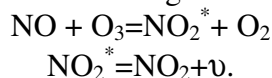
### 3. Az egyes nitrogénvegyület-formák meghatározásának módja

A különböző nitrogénvegyület-formák meghatározását – a rodanid- és a nitrátion kivételével – a vonatkozó magyar szabványokban leírt módszerekkel végeztük el. Az ammóniumion meghatározása indofenol reakció alapján történt, a nitrition koncentrációját azoszínezékké történő átalakítást követően spektrofotometriásan mértük (MSZ-260/9-71; MSZ-260/10-85). A nitrátionok koncentrációját reagens nélküli fotometriás eljárással határoztuk meg, a nitrátionok UV-tartományban mutatott specifikus abszorpciója alapján, a rodanid-meghatározás a Fe<sup>3+</sup>-ionnal való komplexképzést követően spektrofotometriásan történt (ASTM szabványok).

A TN<sub>b</sub> (total bounded nitrogen = összes kötött nitrogén) összegparamétert egy Multi N/C 2100S nevű készülékkel határoztuk meg. A készülék szimultán méri a TOC (total organic



carbon = összes szerves szén) és  $TN_b$  paramétereket. A készülékbe juttatott minta termokatalitikus reakció során, tiszta oxigén atmoszférában ég el szén-dioxiddá és nitrogén-oxidokká. A nitrogén-oxidokat nitrogén-monoxiddá alakítja a készülék, majd ózonnal reagáltatja a következő reakcióegyenleteknek megfelelően:



A detektálás kemilumineszcenciás módszerrel (CL detektorral) történik (FÖRSTER, S. 2006). A készülék előnye, hogy gyors eredményt szolgáltat (egy mérés időigénye: 3–5 perc), és az ún. VITA-módszerrel dolgozik. A módszer – melynek lényege a retenciós időhöz csatolt integrálás – jól reprodukálható analitikai eredményt biztosít, és az elkészített kalibrációk is hosszú ideig (több hónapig) megőrzik stabilitásukat. A készülék méréstartománya 0,1–200 mg/L N-re nézve, a meghatározási határ 100 µg/L. A  $TN_b$  paraméter mérésének előnye, hogy nagyszámú egyedi anyag közös tulajdonsága alapján határoztuk meg, ellenőrző szerepe van a határértékek szempontjából, gyors állapotbecslésre ad lehetőséget, egyedi anyagok nagy munka- és költségigényű elemzésének megtakarítását teszi lehetővé. A  $TN_b$  mérése a szennyvízben a következő nitrogénvegyület-formák meghatározását jelenti:

$$N_{inorg} = NH_4^+ + NO_3^- + NO_2^- + SCN^- + (CN^-)$$

$$TN_b = N_{org} + N_{inorg} \quad (inorg=szervetlen, org=szerves).$$

Kutatócsoportunk korábban igazolta, hogy a készülék valóban csak kötött nitrogén tartalmat mér, és az oldott nitrogéngáz-tartalom nincs hatással a  $TN_b$ -mérésekre (BARKÁCS K. 2007). Végeztünk továbbá méréseket annak megállapítására, hogy az összes nitrogén koncentráció adat függ-e nitrogénvegyület-formáktól. Az egyes nitrogéntartalmú vegyületek azonos nitrogén koncentrációjú oldataira kapott értékeket tünteti fel az 1. táblázat. A mért adatokból megállapítható, hogy a vizsgált speciális ipari víz  $TN_b$  adata olyan nitrogénvegyületek esetén is, mint a rodanid- vagy cianidion tartalmúak, a készülékkel biztosítható 3%-os relatív szórás intervallumon belül van.

1. táblázat. Különböző nitrogénvegyületek azonos (10 mg/L)  $TN_b$  tartalmú oldataira mért összes nitrogénkoncentrációk, ezek szórásai (SD) és relatív szórásai (RSD%) (n=3)

Vegyület	mért TN (µg/L)	SD (µg/L)	RSD %
KSCN	9730	203	2,08
KCN	9600	86	0,90
NaNO <sub>3</sub>	9750	142	1,45
NH <sub>4</sub> Cl	9740	10	0,10
NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	10140	40	0,40
(NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> +KNO <sub>3</sub>	9960	42	0,42
szerves N (o-fenantrolin-hidroklorid)	9750	144	1,47
átlag	9810	95	0,97

#### 4. Mért adatok és értékelésük

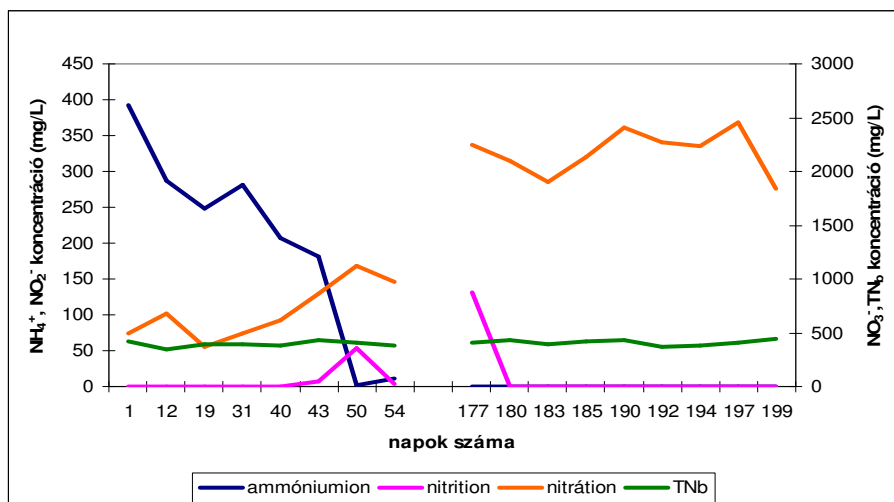
Mint az a 2. táblázatban is látható az M1-ben a fenol degradációja gyakorlatilag teljes volt, és a rodanidionok 90%-a is átalakult. Az M2 reaktorban lebomlott a maradék rodanid és a fenol. A rodanidion méréseink szerint is főleg ammóniumionná és szulfátionná alakult (STAIB, C. et al. 2007). Az összes nitrogéntartalom az első két műveleti egységben hibahatáron belül azonos volt: ez főleg ammónia-nitrogénből állt, de tartalmazott nitrát-nitrogént is. Az első két reaktorban nem történt nitrogéneltávolítás.

2. táblázat. A laboratóriumi modellrendszer jellemző vízminőségi adatok átlag- és szórásértékei (SD)

		pH	fenol (mg/L)	SCN <sup>-</sup> (mg/L)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	TN (mg/L)	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)	KOI (mg/L)
KK víz	átlag	8,51	451	403	258	0,18	1090	472	6,98	161	2477
	szórás	0,10	226	50,3	95,3	0,43	335	97,5	3,18	95,4	756
M1	átlag	6,54	1,56	10,5	289	7,89	662	438	6,30	888	389
	szórás	0,89	3,29	27,4	57,8	14,6	89,8	52,4	4,60	91,4	164
M2	átlag	5,09	0,39	0,46	310	5,36	698	418	12,8	892	167
	szórás	0,45	0,16	0,89	25,0	8,34	81,2	65,1	1,70	75	63
M3	átlag	7,41	0,04	0,20	0,54	7,54	1813	420	5,65	933	278
	szórás	0,25	0,09	0,48	0,98	25,8	702	56,3	4,39	95	120
M4	átlag	8,00	0,01	0,15	0,05	3,37	414	62,7	1,32	912	275
	szórás	0,28	<0,01	0,31	0,05	4,21	155	23,7	0,75	16,8	65
*Ü3	átlag	8,26	0,01	0,11	0,20	1,07	396	54,0	1,32	895	242
	szórás	0,22	<0,01	0,38	0,38	0,96	149	19,8	0,77	68,2	39
*Ü3/1	átlag	7,91	0,09	0,94	1,58	0,44	213	38,4	1,87	947	392
	szórás	0,16	0,20	0,82	2,15	0,86	73	8,4	0,48	90	64

\* Ü3 adatai: a kísérlet 110–170. napjaira vonatkoznak; Ü3/1 adatai: a kísérlet 137–147. napjaira vonatkoznak

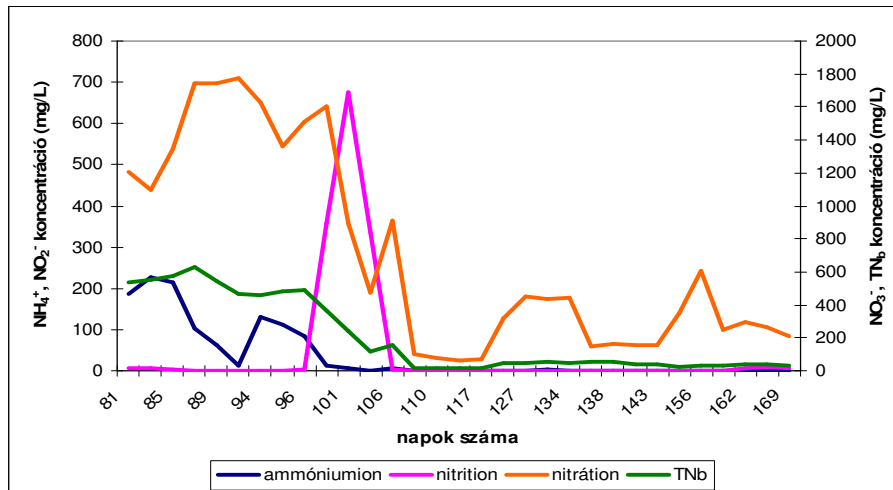
A nitrifikációs műveleti egységre (M3) nagy NH<sub>4</sub><sup>+</sup> tartalmú víz került (az összes nitrogén 75%-a ammónia-nitrogén volt, átlag 310 mg/L). A grafikonon (2. ábra) a nitrát-, nitrit- és ammóniumionok koncentrációinak változását, valamint a TN<sub>b</sub> paraméter alakulását ábrázoltuk a kísérlet kiválasztott szakaszaira. Az M3-as reaktor adaptációs és pH-szabályozott működési szakaszát hasonlíthatjuk össze az ábrán. Az első kiválasztott szakaszban jól megfigyelhető az NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-koncentráció csökkenése és nitrát mennyiségének növekedése, a nitrition koncentrációjában még ingadozás látható, ezt a két hónapos időszakot tekinthetjük az adaptációs periódusnak. A pH stabilizálását követően a nitrition mennyisége a kimutatható határ közelébe került, csakúgy, mint az ammóniumioné. A nitrátion koncentrációja 2000–2500 mg/L-es tartományban változott, vagyis jelentős növekedést értünk el a kiindulási 700 mg/L-es értékhez képest. A nitrifikáció hatásfoka 99% feletti volt, ezt csökkentett tartózkodási idő mellett is tartotta a rendszer, a 2. táblázat az egész időszak átlagértékeit tartalmazza.



2. ábra. Nitrogénvegyület-formák koncentrációinak alakulása az M3-as reaktorban

Az M3 reaktor működésének stabilizálódása után indítottuk be az M4 reaktort. A beindításától kezdve kb. 30 napon át fokozatosan csökkent az ammóniumion és a  $TN_b$  koncentráció, előbbi koncentrációja a kimutatási határ közelébe került (3. ábra). Átmeneti zavart jelez, hogy a nitrition koncentrációja rövid időre 700 mg/L-hez közeli értékre emelkedett. Az első egy hónapos periódust tekinthetjük a mért adatok tanúsága szerint a denitrifikációs egységben az adaptáció időszakának.

Optimált műveleti körülmények tartásával (homogén kevertetés, stabil anaerob körülmények, megfelelő pH és tápelemarány-beállítás (szénforrás és foszfor)) az M4-es reaktorban határérték alatti, átlagosan  $38,4 \pm 8,36$  mg  $TN_b$ /L koncentrációt is el tudunk elérni (2. táblázat; Ü3/1 adatsor).



3. ábra. Nitrogénvegyület-formák koncentrációinak alakulása az M4-es reaktorban

## 5. Összefoglalás

Nagy szennyező- és toxikus anyag tartalmú ipari víz tisztítására létesítettünk egy többlépcsős, eleveniszapos laboratóriumi modellrendszert. A tisztítandó nyersvízből, a modellrendszer egyes műveleti egységeiből és a tisztított vízből rendszeresen vett mintákkal ellenőriztük a főbb szennyező komponensek, köztük elsősorban a nitrogénvegyületek koncentrációjának alakulását. A kísérlet során mért adatainkból kiderült, hogy a rendszer első lépcsőjében lezajlott a fenol eltávolítása, a másodikban a rodanid degradációja, ezt követték a nitrifikációs, illetve a denitrifikációs folyamatok. Az összes nitrogén mennyisége az első három reaktorban nem változott, ezekben adataink alapján csak átalakítás történt, eltávolítás nem. A nitrogéneltávolítás a denitrifikációs egységben zajlott. Az irodalmi adatok szerint az általunk vizsgálthoz hasonló összetételű vizet többlépcsős, fixfilmes eljárással tisztítva 83%-os nitrogéneltávolítási hatásfokot értek el (RAMOS, A. F. et al. 2007). A megfelelő műveleti körülmények betartásával kísérleti modellrendszerünkben az erősen szennyezett ipari vízből 90% hatásfokú nitrogéneltávolítást értünk el, az elfolyó víz  $TN_b$  tartalma gyakorlatilag megegyezett a maradék nitrácion koncentrációjával és egyben határérték alattinak bizonyult.

**Irodalom**

- BARKÁCS K. (2007) Az Analytik Jena Multi N/C 2100S típusú TC/TN mérő készülékével végzett vizsgálatok tapasztalatai. XIII. Vízi Közmű Laboratóriumi Értekezlet, Kecskemét
- CARRERA, J. (2003) Biological nitrogen removal of high-strength ammonium industrial wastewater with two-sludge system. *Water Research*, 37, pp. 4211-4221.
- FÖRSTER, S. (2006) The TN<sub>b</sub> analysis – a comparison of the determination with chemiluminescence detectors and electrochemical solid-state detectors (<http://www.analytikjena.de>)
- LEE, S. (2006) Development of physicochemical nitrogen removal process for high strength industrial wastewater. *Water Research*, 40, pp. 975-980.
- RAMOS, A.F. (2007) Biological nitrogen and phenol removal from saline industrial wastewater by submerged fixed-film reactor. *Journal of Hazardous Materials*, 142, pp. 175-183.
- SCHMIDT, I. (2003) New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. *FEMS Microbiology Reviews*, 27, pp. 481-492.
- STAIB, C. (2007) Thiocyanate degradation during activated sludge treatment of coke-ovens wastewater. *Biochemical Engineering Journal*, 34, pp. 122-130.
- VÁZQUEZ, I. (2006) Study of the aerobic biodegradation of coke wastewater in a two and three-step activated sludge process. *Journal of Hazardous Materials*, 137, pp. 1681-1688.

Kardos Levente<sup>1</sup> – Tarjányné Szikora Szilvia<sup>2</sup> – Dr. Oláh József<sup>3</sup> – Dr. Palkó György<sup>4</sup> – Dr. Barkács Katalin<sup>5</sup> – Dr. Záray Gyula<sup>6</sup>

## Szennyvíziszap és szerves hulladékok együttrohasztásának nyomon követése kémiai és biokémiai módszerekkel

### Abstract

In our experimental work it has been proved that it is possible to increase the quantity of biogas by digesting co-substrate (cellulose waste) with sludge. Comparing to the control period an average gas production increase of 47% was reached by adding grass into a thermophilic (average 55 °C) pilot plant scale reactor. The average daily gas production in the control period was 1.50 Nm<sup>3</sup>, while 2.18 Nm<sup>3</sup> biogas was produced as a result of grass addition. To follow the processes – in addition to the applied control parameters (pH, volatile acid content, alkalinity, gas composition) – enzyme activity measurements were applied. From the enzyme activity tests, the results of the protease and cellulase activity are here described. In the nearly four-month-long experimental period the substrate specific cellulose and protease enzyme activity to be reliable for monitoring the processes. Both tested enzyme activity showed a good correlation with the daily gas production. Using the control parameters it was not possible to follow the changed substrate load. In case of frequent substrate changes quick response can be got by the enzyme activity measurements on the adaptation of the anaerobic system and its activity. Quick, relatively cheap and simple carrying out of these tests make them adaptable the wastewater treatment plant's laboratory provided with only standard equipments.

### 1. Bevezetés

Az anaerob szennyvíziszap kezelés (rohasztás) során a szennyvíziszapból biogáz nyerhető, amelynek energetikai célú felhasználása egy szennyvíztisztító telep számára meghatározó jelentőségű. A lebontás során keletkező biogáz fedezi többek között a szennyvíztisztító telep hő- és villamos energia-fogyasztásának jelentős részét, ezért a biogáz mennyiségének növelése kiemelt feladat. A gázmennyiségének növelését az anaerob lebontás folyamatainak alapos megismerésével érhetjük el. Az anaerob lebontás folyamatát a hőmérséklet, a szubsztrát összetétele, a terhelés, valamint az esetlegesen jelenlévő toxikus anyagok határozzák meg (BENEDEK P. szerk. 1973, OLÁH J. et al. 2005).

A szennyvíziszapból nyerhető biogáz mennyisége növelhető az anaerob fermentorba adagolt egyéb szerves hulladékok (pl. élelmiszeripari, növényi hulladékok) lebontásával. Ma a világon leginkább növényi hulladékokból állítanak elő biogázt, de nem mindegy, hogy milyen növényi hulladékból. 1 kg száraz szervesanyagú repceből 0,9 m<sup>3</sup> biogáz is előállítható, míg

<sup>1</sup> **Kardos Levente** Eötvös Loránd Tudományegyetem, Környezettudományi Kooperációs Kutató Központ, Budapest E-mail: kardos\_levi@freemail.hu

<sup>2</sup> **Tarjányné Szikora Szilvia** Fővárosi Csatornázási Művek Zrt., Budapest

<sup>3</sup> **Dr. Oláh József** Fővárosi Csatornázási Művek Zrt., Budapest

<sup>4</sup> **Dr. Palkó György** Fővárosi Csatornázási Művek Zrt., Budapest E-mail: palkogy@fcsm.hu

<sup>5</sup> **Dr. Barkács Katalin** Eötvös Loránd Tudományegyetem, Környezettudományi Kooperációs Kutató Központ, Budapest E-mail: katalin.barkacs@kemtech.net

<sup>6</sup> **Dr. Záray Gyula** Eötvös Loránd Tudományegyetem, Környezettudományi Kooperációs Kutató Központ, Budapest E-mail: zaray@ludens.elte.hu

1 kg száraz szervesanyagú fűből 0,5 m<sup>3</sup> a megtermelhető biogáz (1.táblázat). Természetesen az alacsonyabb biogáz kihozatalt nyújtó növények rothasztása is lehet gazdaságos, ha megfelelő mennyiségben állnak rendelkezésre, vagy könnyen, gyorsan megtermelhetők. A tervek szerint hazánkban a megtermelt 8–9 millió tonna közötti kukoricából 2 millió tonnát energia előállításra is lehetne fordítani (GARAI T. 2002; PALKÓ GY. et al. 2005).

1.táblázat. A biogáz kihozatal különféle hulladékokból (irodalmi adatok) (GARAI T. 2002; PALKÓ GY. et al. 2005)

Hulladékfajta	Biogáz kihozatal (m <sup>3</sup> /kg száraz szervesanyag)	Metántartalom (V/V%)	A képződött metán (m <sup>3</sup> /kg száraz szervesanyag)
Zöldnövények (átlag)	0,50–0,60	55–60	0,36
Piaci hulladék	0,55–0,60	55–65	0,39
Zsírleválasztó hulladéka	0,60–1,00	70–75	0,75
Burgonyacefre	0,40–0,70	60–65	0,46
Repcezúzalék	0,40–0,90	65–70	0,63
Étkezési maradék	0,80–1,00	60–65	0,65
Folyékony trágya	0,30–0,35	60–65	0,23
Szennyvíziszap	0,44–0,60	65–70	0,42
Fű	0,45–0,50	60–65	0,35

## 2. Kísérleti berendezés és vizsgálati módszerek

Kísérleti munkánkat az Fővárosi Csatornázási Művek Zrt. Dél-pesti Szennyvíztisztító Telepén lévő 3,5 m<sup>3</sup>-es félüzemi fermentorában végeztük közel négy hónapig. Kísérleti munkánk során egy anaerob félüzemi reaktorban (1.kép) termofil körülmények (átlag 55 °C) között cellulóz hulladék (szárított, aprított fű) szennyvíziszappal történő együttes rothasztását végeztük. A fű hulladék adagolását megelőzte egy 36 napig tartó kontroll időszak, amely alatt csak szennyvíziszap rátáplálás történt. A kontroll időszakot 76 napos fűrátáplálási periódus követte, amely alatt minden munkanap 1,5 kg szárított, darált fűvet adagoltunk a 200 dm<sup>3</sup> szennyvíziszap mellett. A folyamatokat a klasszikus ellenőrző paraméterek (pH, illósav, lúgosság, gázmennyiség, gázösszetétel) mellett nyomon követtük enzimatív vizsgálatokkal. Kiemelt helyen kezeltük a szubsztrát specifikus celluláz és proteáz enzimatív méréseket. Iszapmintáink szárazanyag- és szervesanyag-tartalmát az MSZ 318/3-79 alapján, a kémhatást az MSZ 318/4-79 alapján, míg az illósav és a lúgosság meghatározását Standard Methods előírásainak megfelelően végeztük. A biogáz gázösszetételét az MSZ 5313-57 alapján határoztuk meg.



1. kép. A félüzemi reaktorok (Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep, Budapest, FCSM Zrt.)

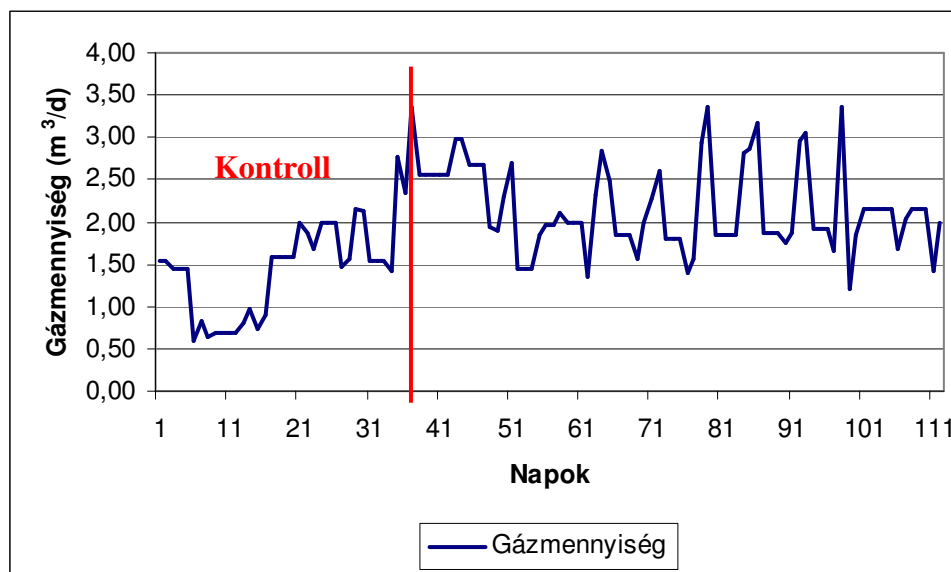
A szennyvíziszapok fermentációját követő enzimaktivitás vizsgálatokra nincsenek általánosan elfogadott, standard módszerek, így ezek kidolgozása külön munkát igényelt. Eddig a dehidrogenáz, a proteáz, a lipáz és a celluláz enzimaktivitást meghatározó módszerekkel foglalkoztunk, amelyek közül ezúttal a szubsztrát specifikus celluláz és proteáz enzimaktivitás mérését ismertetjük.

A celluláz enzimaktivitás mérésénél a rothasztott iszap cellulóz lebontását vizsgáltuk 37 °C-on, 24 órás inkubálás alatt. Minden esetben az iszapminta egy részéhez könnyen bomló cellulóz származékot (karboximetil-cellulóz, CMC), illetve nehezebben bontható tömegállandóságig szárított, darált fűvet adtunk. Az inkubáció után a szuszpenziót lecentrifugáltuk. A centrifugátumban a cellulóz származékokból felszabadult glükózt dinitroszalicilsav (DNSz) reagens hozzáadásával határoztuk meg. A minta a redukáló cukortartalomtól függő mértékben megbarnult, amely 550 nm-en fotometrálnak. Az iszap saját lebontásából származó glükózt szubsztrátot nem tartalmazó vakmintával korrigáltuk. A kiértékelést glükóz kalibrációval végeztük. Az aktivitás egységnyi szerves iszap által felszabadított glükóz mennyiségében adjuk meg.

A proteáz enzimaktivitás mérése során szubsztrátként kazein-oldatot alkalmaztunk. A kísérletsorozatban minden minta 1/3-rész iszapmintát, 1/3-rész szubsztrátot, illetve 1/3-rész desztillált vizet tartalmazott. 1 óra szobahőmérsékleten történt inkubálás után a reakciót triklórecetsavval állítottuk le. Szűrést követő lúgosítás után a kiváló vascsapadék miatt újraszűrtük, majd hígított Folin-reagenst adva a kialakuló kék színt 660 nm-en mértük a vakmintával szemben. A vakmintaként a fenti arányokban kezelt inkubálás nélküli anaerob iszap szolgált, azonnali triklórecetsavas kezelést követően. A mért adatok kiértékelését tirozin törzsoldatból készített kalibráló sorozattal valósítottuk meg. Az aktivitást egységnyi szerves iszap által képzett tirozinban fejezzük ki.

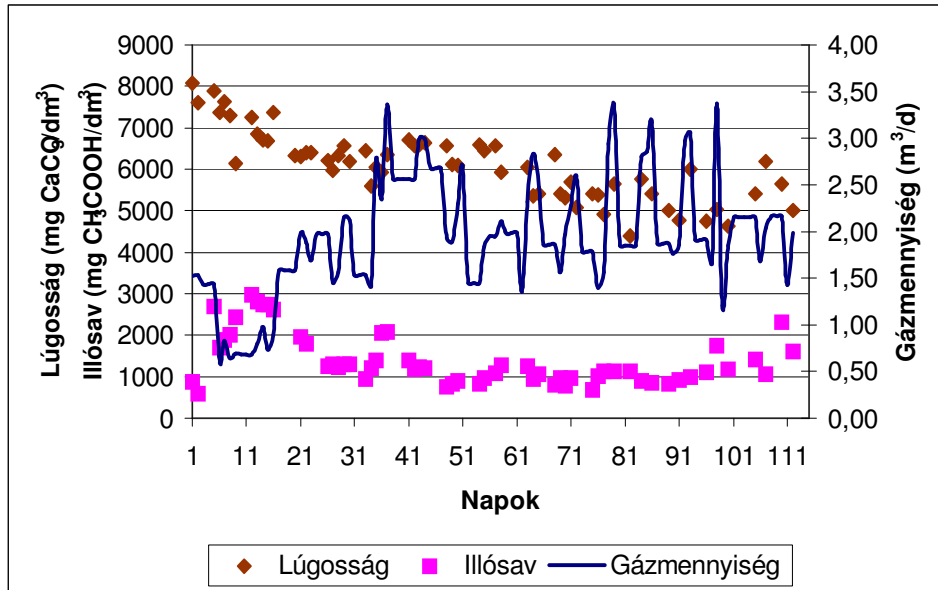
### 3. Eredmények

A kontroll időszak átlagos gáztermelése 1,50 Nm<sup>3</sup> volt naponta, a fűadagolás hatására átlagosan 2,18 m<sup>3</sup> gáz képződött, ez 47%-os növekedést jelent (1.ábra).



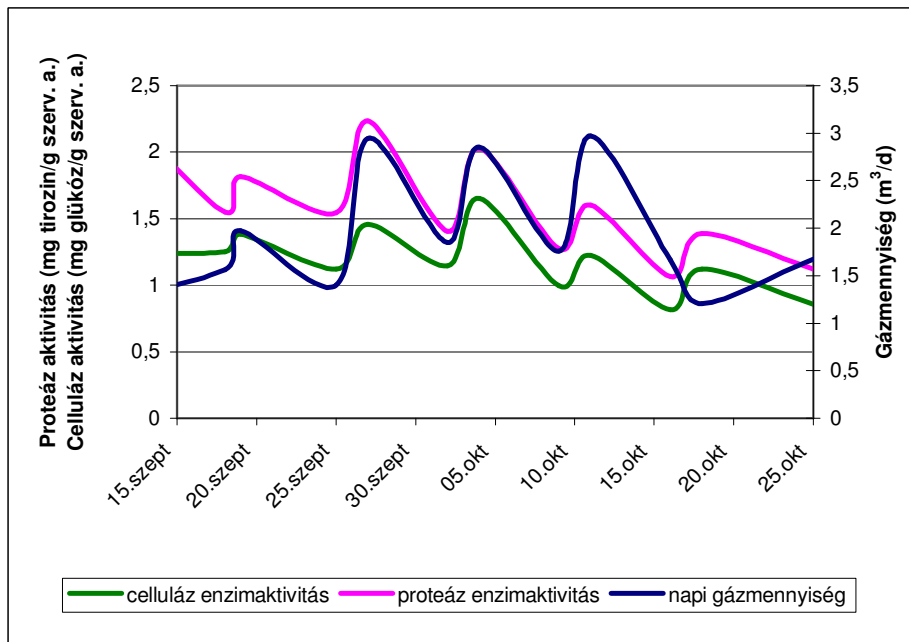
1. ábra. A gázmennyiség változása a kísérleti periódus alatt

A kísérleti periódus teljes ideje alatt a klasszikusnak számító ellenőrző paraméterek nem mutattak megfelelő kapcsolatot a fermentorban bekövetkező változásokkal, illetve a gázmennyiséggel (2. ábra).



2. ábra. Az ellenőrző paraméterek változása a kísérleti periódus alatt

Az illósav mennyisége a kezdeti ingadozás után a fűadagolás alatt  $1096 \pm 48$  mg  $\text{CH}_3\text{COOH}/\text{dm}^3$  értékre állt be. A rendszer pufferkapacitását jelentő lúgosság értéke a kontroll időszakhoz képest csökkent, a fűadagolás alatt átlagosan  $5850 \pm 485$  mg  $\text{CaCO}_3/\text{dm}^3$  értéket ért el. Ezzel szemben a celluláz és a proteáz enzimaktivitás még a napi gázmennyiséggel is szoros korrelációt mutatott (3. ábra).



3. ábra. A celluláz és a proteáz enzimaktivitás változása a kísérleti periódus egy kiválasztott időszakában



Kísérleteink alapján megállapítható, hogy az alkalmazott iszap-fű keverék az anaerob mikroba populáció számára megfelelő tápanyagot jelentett. A megváltozott szubsztrát terhelést jól jelezték enzimaktivitás eredményeink. A gáztermelés feltétele a szubsztrát bonthatósága, a lebontási sebesség, amely enzimaktivitástól függő változik, így érzékenyen követhetővé vált ezen paraméterek vizsgálatával. Tapasztalataink alátámasztották, hogy hidrolitikus enzimaktivitással jellemezhető a biogáz termelés.

#### 4. Összefoglalás

Kísérleti munkánk során bebizonyítottuk, hogy külső szubsztrát (cellulóz hulladék) szennyvíziszappal történő együttes rothasztásával növelhető a biogáz mennyisége. Félüzemi fermentorban fűadagolással 47%-os átlagos napi gáztermelés növekedést értünk el. A folyamatok nyomon követésére a szubsztrát specifikus celluláz és proteáz enzimaktivitás megbízhatónak bizonyult. A klasszikus ellenőrző paraméterekkel nem tudtuk nyomon követni a megváltozott szubsztrát terhelést. Gyakori szubsztrát változások esetén az anaerob rendszer adaptációjáról és aktivitásáról az enzimaktivitás mérésekkel gyors választ kaphatunk. A mérések kivitelezése egyszerű, egy átlagos felszereltségű szennyvíztelepi laboratórium számára is gyorsan elvégezhető.

#### Köszönetnyilvánítás

Köszönetünket fejezzük ki a félüzemi fermentor üzemeltetéséért az FCSM Zrt. Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep Kutatás- és fejlesztési Csoportjának, illetve a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep Laboratóriumi Csoportjának segítségükért.

#### Irodalom

- BENEDEK P. szerk. (1973) Anaerob és aerob iszapkezelés. Vízügyi Műszaki Gazdasági Tájékoztató, 58, Budapest, pp. 25-36.
- GARAI T. (2002) Hulladékok energetikai és biológiai hasznosítása ([www.info.omikk.bme.hu/mgkszf/ull/hullad/2002/2002\\_7/pdf/](http://www.info.omikk.bme.hu/mgkszf/ull/hullad/2002/2002_7/pdf/))
- OLÁH J. – BORBÉLYNÉ JAKAB J. – KARDOS L. (2005) Az anaerob rothasztók ellenőrzése és biokémiai jellemzése. VII. Környezetvédelmi Analitikai és Technológiai Konferencia, Eger (előadás)
- PALKÓ GY. – OLÁH J. – SZILÁGYI M. (2005) Az anaerob iszapkezelésben rejlő energiatermelési és -hasznosítási lehetőségek ([http://www.fcsm.hu/tartalom/fl\\_hirek/iszapenergia.pdf](http://www.fcsm.hu/tartalom/fl_hirek/iszapenergia.pdf))
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 16<sup>th</sup> Edition. APHA. AWWA. WPCF. 1985. pp. 269-273.

Koleszár Péter<sup>1</sup> – Márkus Róbert<sup>2</sup>

## Acélműi szállóporok ásványtani-geokémiai jellemzői (Mineralogical and Geochemical properties of steelworks dust)

### Abstract

The volatile heavy metals (Zn, Pb, Cd etc.) are enriched in the exhaust gases that are harmful. Therefore the dedusting of these gases is required. The precipitated dust or sludge contains a numerous minerals that are formed by the oxidised heavy metals such as zinkite, minium, franklinite, plumboferrite and other non heavy metal components of the dust for example: limepowder, cokepowder, halogenides: fluorite, halite, carbonates: calcite, aragonite. These minerals can determine the utilisation of these dusts. The knowledge of these components can help to design the optimal recycling technology of steelworks dust and steelworks sludge.

### 1. Bevezetés

Az acélgártási folyamatok során a különféle betétanyagokkal: (vashulladék, nyersvas, salakképző) különböző elemek kerülnek a metallurgiai berendezésbe. Ezek forrása rendszerint ötvözet, festékbevonat, nemfémes hulladék: műanyag, üveg, kerámia, egyéb szennyeződés (1. táblázat). Hatásuk káros, mivel egyesek közülük az acélfázisba kerülve megnehezíthetik annak későbbi hasznosítását, növelhetik a fajlagos salak mennyiséget. Mások a szállóporban dúsulva növelik a fajlagos porképződést és környezeti kockázatot, s ezen keresztül az ártalmatlanítás költségeit. E hatások mérséklése érdekében kitüntetett szerepe van a fémhulladékok osztályozásának, szakszerű átválogatásának.

1. táblázat. Az elemek viselkedése az acélgártás folyamatában (SZÓKE L. 1991 nyomán kiegészítésekkel)

FÉMFÁZISBAN DÚSULÓK	SALAKFÁZISBAN DÚSULÓK	FÜSTGÁZZAL ELILLANÓK
Cu, Ni, Mo, As, Sn, Sb	Al, Si, Ca, Mn, Mg, Ba, Sr, K, P, S, Ti, B, Cr, V, Zr, Te	Zn, Pb, Cd, Hg, Ag, Cl, C, Br, H, F
<i>Káros hatásaik</i>		
melegtörékenységet okozhat, újrahasonosításkor dúsulnak	Si, Ti, B növelik a salak mennyiségét	szállóporban dúsulnak, szennyezik a levegőt
<i>Elemforrások</i>		
ötvözött acélhulladékok, fémbevonatok ( Sn, Sb), konzervdobozok, fehérbádógok csapágyak	ötvözött acélhulladékok, fémbevonatok (Cr, V, Al), zománcozott fémhulladékok (Ba, Zr, Ti, B stb.)	automata acélhulladékok (Pb), festékek:(mínium, ólomfehér, kadmium- vörös), horganyzott bádóg (Zn), szerves festékek (C), műanyag bevonatok (C, Cl, F)

Mint a táblázatból kitűnik, az elemek a metallurgiai folyamatok során, háromféle módon különülhetnek el, fém-, salak- és szállópor fázisba kerülve. A fémfázisban dúsulók az ún.

<sup>1</sup> Koleszár Péter Debreceni Egyetem Ásvány- és Földtani Tanszék, Debrecen

<sup>2</sup> Márkus Róbert Miskolci Egyetem Metallurgiai-és Öntészeti Tanszék, Miskolc E-mail: vasmar@uni-miskolc.hu

maradó elemek (Cu, Sb, Sn stb.), salakfázisba kerülnek a Cr, Co, Mn, V, Zr, P, Si stb. A fizikokémiai paraméterek függvényében ezek meghatározott koncentrációban visszaredukálódhatnak a fémfázisba, pl. diffúziós dezoxidáció esetében. A harmadik elemcsoport tagjai az acélglyártás hőmérsékletén a füstgázokkal elillannak (1. táblázat) az adott metallurgiai berendezésből (pl. ólom, cink). Környezetvédelmi szempontból tehát ezek az elemek eltávolítandók.

Az elemek szeparálására különféle száraz és nedves porleválasztó eljárások állnak rendelkezésre. A Dunafer Zrt.-nél más LD-üzemekhez hasonlóan nedves eljárást (Venturi mosó), Ózdon és Diósgyőrben a száraz eljárásokhoz sorolható zsákos porleválasztást alkalmaznak. A Venturi mosóból kikerülő iszap még számos eljáráson megy keresztül, míg kezelhető állapotba kerül. A zsákos leválasztó porait megfelelő csomagolótechnikával (pl. big-bag) gyűjtik és izolálják, majd veszélyes hulladékként elszállítják

A szállópor különféle eredetű részecskék keveréke. Tartalmazza a betét ötvözőit (pl. automata acél vasforgácsa, amortizációs hulladék Pb-tartalma), valamint más vashulladék ötvözőinek (Si, Al, Mn stb.) oxidációs termékeinek, valamint különféle bevonatainak (horgany, festékek: mínium, kadmiumvörös, ólomfehér cink-oxid, műanyagok) oxidációs termékeit. Az anyag jelentős részét teszi ki az acél oxidálása (frissítése) során képződött vas-oxid tartalmú füst, az ún. kohászati füst.

A fentiekén kívül a szállópor járulékos alkotója az acélfürdő füstgázzal kihordott salakjának pora, továbbá a vasforgács, a mézpor és a kokszipor (KOLESZÁR P. 2005). Továbbá a csapoláskor beadott ötvözők apró szemcséi is megjelennek e keverékben. Az acélglyártás adag idejének különböző időpontjaiban, vagy különböző napokon vett minták összetételében jelentős ingadozások mutatkoznak. A leválasztott por kémiai összetétele változékony, jellemzőjük a nagy vas- és cinktartalom (2. táblázat).

2. táblázat. Egy 2003. 04. 07-én. leválasztott szállópor összetétele (Elemező: Ózdi Foglalkoztatást Elősegítő KHT.)

Főelem	Szállópor %	Nyomelem %	Szállópor %
		Se	0
SiO <sub>2</sub>	3,48	Zn	20
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	29,73	Pb	3,70
FeO	3,98	Cd	0,003
MnO	2,70	Ni	0,028
CaO	9,12	Co	0
MgO	3,10	Cr	0,1
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	1,67	Sn	0,1
P <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,35	V	0,001
C	3,16	Cu	0,111
S	0,005	As	0
Izzítási veszteség	16	Hg	0

## 2. A konverteres acélglyártás szállóporai

A primer acélglyártás során a gyártó berendezésbe (oxigénes konverter, elektrokemence) adagolt betétet beolvasztják, oxigénnel frissítik, miközben nagy portartalom képződik (>30g/m<sup>3</sup>). A folyamat során a beolvadó betét illókomponensei a nyersvas C- és Si-tartalmának hatására a vashulladékkal bevitt Zn, Pb, Cd tartalmat redukálják. Mivel a rendszer hőmérséklete felette van ezek forráspontjának, ezért elemi állapotban elillannak, és a CO dús füstgázzal együtt kijutnak a berendezésből (esetünkben konverterből).

A por kilépése kétféleképpen történhet. Zártrendszerű kivezetésnél az anyag mérsékelten, csupán az FeO állapotig oxidálódik. A nyíltrendszerű kivezetésnél a por erősebben oxidálódik, és az így képződő hőt ellenáramú hőcserélővel kinyerik és gőztermelésre hasznosítják.

A 3. táblázatban látható, hogy a nyíltrendszerű konverter porában nagyrészt Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> található kevés wüstit kíséretében, ami magnetit jelenlétére is utal. A zártrendszerű, ún. fojtott égésű konvertereknél (pl. a volt diósgyőri Lenin Kohászati Művek DEMAG típusú 80 t adagsúlyú konverterénél) az elszívó ernyő, illetve füstgáz csatorna hermetikusan rázáródik a konverter szájára, és nincs ún. „hamis levegő” beszívás (FARKAS O-NÉ 1985). Így a füstgáz nem szenved további oxidációt, amit a pornak a nagy wüstit és ferrum tartalma igazol.

A konverteres adagokra jellemző, hogy a betét összetételében az ócskavas max. 25%, a nyersvas pedig 75%, mivel a nyersvas fizikai és kémiai hőtartama ennyi hulladék vasat tud beolvasztani. Ritkábban alkalmazott technológia valamely exotermikus adalék (ferroszilícium, SiC stb.) adagolása a konverterbe, ami által 50% hulladékarány is elérhető. A gyakorlatban a füstgázok ólom, cink, kadmium stb. tartalma jóval kisebb egy 100% hulladékkal járatott ívkemencéhez képest (3. táblázat).

Napjaink konverter iszapjainak jellegzetes alkotórésze a grafit, ami a felhasznált mangánszegény nyersvasból ered. Az egykori konverter csarnokban, még napjainkban is megfigyelhető a régi berendezéseken leülepedett grafitpor.

A nedves porleválasztás elterjedt eszköze a Venturi csöves gázmosó, melyben konverter iszap képződik. Ennek kezelése körülményes, mivel derítés, majd ülepítés után vákuum présben vízteleníteni kell, amíg a víztartalom 30% alá nem csökken. Ezt további szikkasztás követi, ami másodlagos porszennyezéssel járhat. A konverter iszap nagy ferrumtartalma miatt (Fe 60–70%) miatt pelletezéssel vasércként újrahasznosítható lehetne. A szikkasztott iszap újrahasznosítása nem megoldott, viszont a Zn- és Pb-tartalom miatt veszélyes hulladéknak minősül. Kis Zn- és Pb-tartalom esetén a por fém fázisa csak nagyfokú dúsítással nyerhető ki. A teljes égésű oxigénes konvertereknél az oxidatív füstgáz atmoszféra miatt jelentékeny franklinit képződésre lehet számítani (SOFILIC, T. 2005), ami bonyolítja a cink-kinyerést. A fojtott égésű konverter pora a tökéletlen oxidáció miatt (redukáló atmoszféra) előnyösebb a hidrometallurgiai Zn, Pb, Cd kinyerése szempontjából. A felszabaduló szén-dioxid és vízgőz miatt a fémek mérsékelten oxidálódnak (ZnO cinkit, PbO massicotit, lithargit) így nem képeznek nehezen oldható, spinell szerkezetű ferriteket, mint amilyen az említett franklinit is.

3.táblázat. A nyílt és a zártrendszerű oxigénes konverterek szállóporainak főelem összetétele

LD iszap %	ΣFe	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	FeO	SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	MgO	CaO	MnO	ZnO	PbO <sub>2</sub>	C (grafit)
Dunaferr	61,90	<b>71,60</b>	<b>12,50</b>	1,10	0,35	0,4	3,97	1,83	3,10	0,24	0,82
LKM	69,5	<b>2,47</b>	<b>87,19</b>	1,90	2,37	0,87	3,81	1,56	n.a.	n.a.	n.a.

### 3. Porképződés és porleválasztás az ívkemencés acélgyártás során

Az elektroacélgyártás során, az ívkemence tetején lévő elszívó könyökön keresztül a füstgázrendszerbe bekerült por először egy ún. utóégető kamrába jut, ahol a füstgáz éghető CO-tartalmú gázait, valamint a jelenlévő, PAH-t, PCB-t, dioxint levegő és kevés földgáz bevezetésével 1200 °C felett égetik ártalmatlanítás céljából. A gázból eközben kiülepedik a durva frakció (Ø cm–dm), majd belekerül egy hőcserélő rendszerbe (PÓCZOS J. 2001), ahol a hőcserélőben többszöri irányváltás közben a finomabb szemcsék (Ø 63 µm–1 cm) leválasztódnak. A részben lehűlt és megtisztult gáz belekerül egy keverődobba, ahol keveredik az acélmű csarnok elszívott poros, hidegebb levegőjével, valamint az üstkemence

füstgázaival. Utóbbiak jelentéktelen arányúak, összetételükben főként mészpor, timföldpor, kokszipor, némi ferroötvöző szemcse van jelen.

A keverédebből kijövő gáz hőmérséklete nem haladhatja meg a 128 °C-ot, mert a porleválasztó zsákjainak anyaga elégséges, miáltal az  $\varnothing < 63 \mu\text{m}$  frakcióban dús tisztítatlan, nyers füstgáz a szabadba jutna.

Vizsgálataink szerint a leválasztott szállópor 97,5%-ban  $\varnothing < 63 \mu\text{m}$  alatti szemcséket tartalmaz. Itt dúsul a cink (14,52%) és az ólom (3,92%), míg a durvább szemcsetartományban a Zn 3,94%, a Pb 1,23% (4. táblázat). Ezek az értékek a betét összetétele és az adagidő függvényében is változnak, de a tendencia egyértelmű. Megfigyelhető törvényszerűség, hogy a nehézfém-tartalomban dús porok a beolvasztáskor képződnek, a későbbi fázisokban kevesebb a cink és az ólom, de a vas-oxid, a mészpor és a kokszipor növekvő mértékben megjelenik, hígítva a szállópor összetételét. Vizsgálataink megmutatták, hogy a durvább frakciók egyre inkább a primer salakhoz hasonlítanak. Tehát ezek veszélyessége kisebb és jobban is kezelhetők, mint a legfinomabb frakciók.

4. táblázat. Az OAM Kft. leválasztott szállóporának két fő frakciójában mért főelem- és nyomelemtartalom (feltárás királyvízzel, elemzés ICP-OES technikával, valamint a Cl<sup>-</sup> desztillált vizes eluátumból argentometriával; elemező: TÓTHNÉ HANGONYI G. Furol Analitika Kft.).

Minták típusa	Acélműi szállópor minta 2007.08.16			Alkotók	Acélműi szállópor minta 2007.08.16		
	Átlag minta	Finom frakció $\varnothing < 63 \mu\text{m}$	Durva frakció $\varnothing > 63 \mu\text{m}$		Átlag minta	Finom frakció $\varnothing < 63 \mu\text{m}$	Durva frakció $\varnothing > 63 \mu\text{m}$
Alkotók	[m/m %]			Alkotók	[m/m %]		
Izzítási veszteség	14,09	14,19	14,45	<b>Zn</b>	<b>14,52</b>	<b>15,43</b>	<b>3,92</b>
SiO <sub>2</sub>	4,80	4,20	5,80	<b>Pb</b>	<b>3,58</b>	<b>3,94</b>	<b>1,23</b>
FeO	5,14	4,63	<b>12,86</b>	Co	0,007	0,008	0,012
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	12,86	13,75	<b>21,15</b>	Cd	0,041	0,044	0,015
MnO	0,84	0,89	0,75	Ni	0,085	0,181	0,162
MgO	2,23	2,38	2,85	Cr	0,086	0,086	0,101
CaO	5,42	4,98	<b>16,13</b>	Cu	0,059	0,063	0,041
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,53	0,49	2,12	Cl <sup>-</sup>	4,84	5,14	4,13
C	2,61	2,23	9,71	Összesen	71,737	72,640	95,436

A szemcseméret alapján történő osztályozás lehetővé teszi a porok, mint másodnyersanyagok szelektív hasznosítását, mivel a legfinomabb frakció ( $\varnothing < 63 \mu\text{m}$ ), mint cinkérc, a közép frakció (63  $\mu\text{m}$ –1 mm) mint vasérc pellet, valamint a durvább frakció (1mm–néhány cm) mint vasérc zsugorítvány előállítására alkalmas adalék. A durvább frakció 10% körüli koksziportartalma kokszmegtakarítást jelent az érczsugorító műnek. A cm-nél nagyobb részek, mint darabos vasérc a nagyolvasztóba adagolható, mint vasércpótló „önjáró adalék”, vagy zsugorítvány.

A dm-es nagyságú darabok vissza is járathatók a kemencébe. Az  $\varnothing 63 \mu\text{m}$ –1 mm közötti frakció koksziporral keverve a salakhabosításhoz visszajáratható a technológiai folyamatba, s ezzel oxigént, meszet, koksziport lehet megtakarítani. Ezek által fémkihozatal növekedés érhető el, ami többlet acéltermelést jelent, így üzemgazdaságilag előnyös, s emellett cementipari adalékként is felhasználható termék képződik.

#### 4. A technológiát kísérő mineralizációs folyamatok és azok termékei

A felszabadult nehézfémgözők reakcióba lépnek a füstgázban lévő oxigénnel és vízgőzzel, miközben oxidálódnak. A cink a szén-dioxid oxigénjét is képes elvonni az oxidáció során.

A füstgáz, mint többkomponensű rendszer nagy mennyiségben tartalmaz wüstitet ( $\text{FeO}$ ), hematitot ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ), manganozitot ( $\text{MnO}$ ), égetett meszet ( $\text{CaO}$ ). Ezek az alkotók reakcióba léphetnek az ólommal, különféle ferriteket (pl. plumboferrit) képezve, valamint a cinkkel. A plumboferrit kisebb mennyiségben van jelen, mint a cinkit és hematit reakciójával képződő franklinit, amelybe a cinkit mellet wüstit, manganozit és  $\text{CaO}$  is beépülhet. A ferritek mind a metallurgia, mind a környezetvédelem szempontjából jelentősek. Szerepük abban nyilvánul meg, hogy nagyon stabilak, vízben oldhatatlanok, forró tömény kénsavban oldódnak kielégítően, s ez megnehezíti hasznosításukat.

Egyéb hidrometallurgiai módszerekkel HAVLÍK, T et al. (2006) szerint csak korlátozott fémkihozatal érhető el bonyolult, környezetre veszélyes technológiákkal, például  $\text{NaOH}$  lúg,  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -oldatok felhasználásával, ezért a füstgáz nehézfémeknek dúsítására a különféle pirometallurgiai eljárások a legalkalmasabbak. A cinkit és az ólom-oxid viszont lúgokban oldható jól, de ez környezetre veszélyes feltárási folyamat.

A nagy franklinittartalom a cinket stabilan megköti cinkferritet hozva létre, amely környezetvédelmi szempontból ártalmatlan cinkvegyület. A cinkit savas közegben válik oldhatóvá, az ólomhoz hasonlóan. Az oldatba került ólom a csapadék szulfáttartalmával reagálva oldhatatlan ólom-szulfátot, azaz anglesitet képez. Mind a cink- mind az ólom-oxid a levegő szén-dioxid tartalmával smithsonitot és cerussitot hozhat létre, ami környezetileg előnyösen oldhatatlanná teszi a nehézfémeket. Vegyületeik azonban csak lúgos közegben stabilak, savas közegben oldhatók. A szállóporokban számos más ásvány is megjelenhet, amelyek környezetvédelmi szempontból nem jelentenek veszélyt. Ilyenek a kvarc, a hematit, a gipsz, a magnetit, a wüstit, a fluorit, a szilikátok, a larnit, a fayalit és egyéb alkotók.

A füstgázok nemfémes elemei között kitüntetett helyet foglalnak el a több %-nyi mennyiségben jelenlévő halogenidek (pl.  $\text{Cl}$ ,  $\text{F}$ ). Fő forrásaik a fémhulladékkal bevitt műanyagok, elektromos kábelburkolatok, hidraulikai olajok, zománcozott fémbevonatok (kriolit, fluorit), teflon, a salakhabosításhoz használt kokszipor és a fluorit, mint salakfolyósító adalék (KOLESZÁR P. 2005). A hordozóközegükből való felszabadulásuk főként  $\text{HF}$ ,  $\text{HCl}$  formájában, pirohidratációs reakciók eredményeként történik. Ez úgy zajlik, hogy a beolvadáskor a betét nedvességtartalma, valamint a kemence hideg foltjaiba épített földgáz-oxigéntüzelésű oldalgégek füstgázainak vízgőztartalma reakcióba lép ezekkel az izzó halogenidtartalmú anyagokkal. A hidrogén-fluorid fluoritot képezve a kalciumot köti meg, ami csupán kénsavban oldódik, így környezetileg veszélytelen.

A kloridok nagyobb részarányban jelenhetnek meg, mennyiségük tized százaléktól 4–5%-ig változhat (3. táblázat). Az általuk képzett ásványok nagyrészt vízzoldhatók: a molysit ( $\text{FeCl}_3$ ) és a cink-klorid ( $\text{ZnCl}_2$ ) savasan hidrolizál, ami a környezetbe kerülve savasodást okozhat. A halogenidek az alkáliföldfémekkel és alkálifémekkel reagálva szintén ásványokat hoznak létre, pl. kősót, szilvint, Ca- és Mg-kloridokat (pl. klorokalcit, kloromagnezit). Ezek a vegyületek veszélyt jelenthetnek a talajokra, mivel kioldják azok kicserélhető kationjait, ezáltal az ott akkumulálódott nehézfémek mobilizálódhatnak. Elterjedése miatt a hasonló hatású téli útsózás e tekintetben veszélyesebb. A savas hidrolizátumok is kevésbé veszélyesek, mert a por alkáli- és alkáliföldfém-tartalmával reagálva közömbösítődnék az említett ásványokat képezve.

Nedvesség hatására a wüstit és az esetlegesen jelen lévő vaspor korróziója által előálló vas-hidroxid csapadék szintén csapdázza a vízzoldható nehézfémek jó részét. Az általunk vizsgált porok nedvesség hatására lúgosan hidrolizálnak. A vizsgálat során a por 1:1 arányú szuszpenzióját állítottunk elő ioncserélt vízzel, melynek 10 perc áztatás után mértük a kémhatását, s ez lúgosnak adódott, 10,5 pH-érték körül mozgott. Ez feltehetően az oltatlan szabad mész hidrolízisével magyarázható. A lúgos kémhatás kedvez a Pb-, Zn- és Cd-hidroxidok kicsapódásának. A pH további növelése azonban oldódásukat segíti elő, s ezért a porokat nedvességtől elzárva célszerű tárolni. A kloridtartalom a cink-kinyerés, tisztítás

szempontjából kedvezőtlen, zavarja a cinktartalmú oldat elektrolízisét, ezért az anyagból eltávolítandó. Erre alkalmas módszer az előbbiek ismeretében az egyszerűen elvégezhető vizes lúgzás. Az ipari gyakorlatban 500–700 °C-on kalcinálják az anyagot, ez alatt a halogenidek szublimálnak főként klór felszabadulása mellett (PÁSZTOR G. et al. 1990). Ez hatékony de költséges eljárás. A vizes kilúgzással kapott klorid tisztítás után alkalmas lehet klór előállítására is.

A füstgázba bekerült mészpor a nagy hőmérsékleten részlegesen reagál a nagy koncentrációban jelenlévő CO<sub>2</sub>-dal, aragonitot, kalcitot képezve vele. Ezzel magyarázható, hogy a por sósavban enyhén pezseg.

A fentiekből látható, hogy a füstgázok és szállóporok ásványtani és geokémiai vizsgálata segítséget nyújthat az eljárás technika optimalizálásához, a keletkező vegyületeknek a földtani közeggel történő reakcióképességének megítéléséhez, valamint a hulladékként megjelenő melléktermékek dúsítással történő, haszonanyagként való visszaforgatásához.

### Irodalom

- FARKAS O-NÉ (1985) Kohászati kemencék. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 517p.
- HAVLÍK, T. – VIDOR, E. – SOUZA, B. – BERNARDES, A. M. – SCHNEIDER, I. A. H. – MISKOVÁ, A. (2006) Hidrometallurgical processing of carbon steel electric arc furnace dust. Acta Montanistica Slovaca 12/1, pp. 42-53.
- KOLESZÁR P. (2005) Új típusú, energiatakarékos és környezetbarát technológiák az Ózdi Acélművek Kft. üzemében. Kézirat, DE TTK Ásvány-és Földtani Tanszék Adattára, 49p.
- PÁSZTOR G. – SZEPESSY A-NÉ – KÉKESI T. (1990) Színesfémek metallurgiája. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 480p.
- PÓCZOS J. (2001) Füstgáz rendszer szabályzási technológiájának módosítása. OAM Kft, Ózd, p. 35.
- SOFILIC, T. – NOVOSEL-RADOVIC, V. – CERJAN-STEFANOVIC, S. – RASTOVA-MIOC. (2005) The mineral composition of dust from an electric arc furnace. Materiali in Technologije, 39/5, pp. 149-154.
- SZŐKE L – ÉLES L. (1991) Elektroacélgártás. Műszaki Könyvkiadó, Budapest, p. 352.

Törő Norbert<sup>1</sup>

## Humuszszerű vegyületek keletkezése a légkörben

### Abstract

A substantial fraction of the water-soluble organic components of atmospheric aerosol is composed of humic-like substances (HULIS). This fraction is a complex mixture of individually unidentified organic compounds the properties of which resemble those of humic substances isolated from soil, sediment and surface waters. Recently, on the basis of laboratory experiments or field measurements a couple of hypotheses have been published for the possible formation of these substances.

Using one of these hypotheses the objective of my work was to investigate the aqueous phase oxidation of simple aromatic compounds and the formation of higher molecular weight reaction products. I studied the formation of humic-like substances by using aromatic model compounds (3,5-dihydroxy benzoic acid, 3,5-dihydroxy benzyl alcohol, 4-methyl-catechol). Hydroxyl radicals were generated *in situ* with a Fenton-type reaction. Analyses of the reaction products were performed periodically with an ion trap mass spectrometer (either directly or coupled to a liquid chromatograph) and a FT-ICR-MS.

Mass spectrometric analyses showed that from a single precursor a complex mixture of organic compounds formed with an ion distribution similar to that observed for HULIS in aerosol and fog samples. Liquid chromatographic experiments revealed that the UV-VIS spectrum and the retention behavior of the reaction products resemble those of HULIS isolated from atmospheric aerosol. By using ultrahigh resolution mass spectrometry the molecular formula of a number of reaction products have been determined evidencing the continuous addition of oxygen to the molecules and the increase in molecular weight.

On the basis of these results it can be concluded that under atmospheric conditions humic-like substances can be formed from simple aromatic precursors.

### Absztrakt

A légköri aeroszol vízoldható szerves vegyületeinek jelentős hányadát adják a humuszszerű anyagok, az angol szakirodalomban „Humic-Like Substances” (HULIS). Ezek egyedileg nehezen azonosítható, komplex szerkezetű szerves anyagok, amelyek tulajdonságai nagyban hasonlítanak a talajból, üledékből és felszíni vizekből izolálható humuszanyagokéhoz. Ezen vegyületek keletkezésére az utóbbi időben néhány hipotézist állítottak fel, amelyeket igyekeztek kísérletekkel alátámasztani.

Az egyik ilyen hipotézist alapul véve célul tűztem ki annak tanulmányozását, hogy vizes közegben egyszerű aromás vegyületek hogyan oxidálhatók, illetve ezen prekursorokból milyen nagyobb molekulatömegű termékek keletkeznek. Aromás modellvegyületekből (3,5-dihidroxibenzoesav, 3,5-dihidroxibenzilalkohol, 4-metil-katekol) készített oldatok segítségével vizsgáltam a légköri humuszszerű anyag keletkezését. A kísérlet során a OH gyököket Fenton-típusú reakcióval állítottam elő. Az elemzéseket ioncsapdás tömegspektrométerrel (közvetlen vagy folyadékkromatográfiás elválasztás utáni mintabevitel) valamint FT-ICR-MS technikával végeztem, az egyes modellvegyületekből készített reakcióelegyeket különböző időközönként vizsgáltam.

<sup>1</sup> Törő Norbert *Pannon Egyetem, Veszprém* E-mail: Toro.Norbert@gmail.com



A tömegspektrométerrel végzett elemzések alapján megállapítottam, hogy a reakciókban egyetlen prekursorból összetett szerves keverék keletkezett, amelynek iontömeg eloszlása a légköri aeroszolban és köd vízben jelenlevő humuszszerű anyag molekulatömeg eloszlásához hasonló. A folyadékkromatográffal végzett elemzésekből az is kiderült, hogy a reakció során olyan anyag keletkezik, amelynek UV-VIS spektruma és retenciós viselkedése is hasonló a légköri aeroszorból izolált HULIS-éhoz. A nagyfelbontású tömegspektrométerrel végzett elemzésekből meghatároztam számos reakciótermék összegképletét, melyek alapján követhető volt az oxigén folyamatos beépülése a molekulákba, illetve a molekulaméret növekedése.

Ezen eredményekből arra a következtetésre jutottam, hogy egyszerű aromás vegyületekből légköri körülmények között bonyolult szerkezetű HULIS keletkezhet.

## 1. Bevezetés

A légköri aeroszol részecskék szórási és elnyelési folyamatok révén befolyásolják a légkör sugárzásmérlegét és döntő szerepük van a felhő- és csapadékképződés folyamatában is. Ezért az aeroszol alkotóinak vizsgálata kiemelkedő fontosságú, ugyanakkor nem könnyű feladat, mivel a részecskék kémiai összetétele nagyon komplex, ráadásul a rendelkezésre álló minta mennyisége általában nagymértékben korlátozott. A felhőképződés szempontjából a vízben oldható szerves sóknak és szerves vegyületeknek van kiemelkedő jelentősége. Az 1990-es évek vizsgálatai alapján kiderült, hogy a finom aeroszol szerves széntartalmának egy jelentős hányadát olyan vegyületek alkotják, amelyek nagymértékben hasonlítanak a talajból, üledékből, illetve felszíni vizekből izolált humuszanyagokhoz. Ezért az aeroszol szerves alkotóinak ezen hányadát humuszszerű anyagnak nevezik (az angol szakirodalomban „humic like substances” HULIS, HAVERS, N. et al. 1998), amelyeket mind köd vízben (FUZZI, S. – ZAPPOLI, S. 1996; FACCHINI, M. C. et al. 1999a; KISS, GY. et al. 2001), mind pedig finom aeroszol vizes extraktumában kimutattak (ZAPPOLI, S. et al. 1999; GELENCSÉR, A. et al. 2000a; KRIVÁCSY, Z. et al. 2001; MAYOL-BRACERO, O. L. et al. 2002). Gyakori előfordulásuk és az aeroszol szerves anyagában képviselt jelentős hányaduk miatt fontos keletkezésük tisztázása. Az utóbbi időben részben laboratóriumi kísérletek eredményeként, részben pedig légköri minták vizsgálatai alapján néhány hipotézist állítottak fel, amelyek lehetővé teszik a HULIS légköri keletkezésének megértését. Az egyik hipotézis szerint spektrofotometriás vizsgálatok arra utalnak, hogy egyszerű aromás vegyületekből a felhővíz koncentrációviszonyainak megfelelő modelloldatban a látható fényt abszorbeáló anyag keletkezik, amely nagyban hasonlít a humuszanyagokhoz (GELENCSÉR, A. et al. 2003; HOFFER, A. et al. 2004).

Ezért célul tűztem ki annak tanulmányozását, hogy a felhővízhez hasonló körülmények között egyszerű aromás vegyületek Fenton-típusú reakcióval hogyan oxidálhatók, illetve ezen prekursorokból milyen nagyobb molekulatömegű termékek keletkeznek. Az egyes modellvegyületekből készített reakcióelegyetek különböző időközönként tömegspektrometriás és folyadékkromatográfiás technikákkal vizsgáltam.

## 2. Kísérleti rész

*Modellvegyületek:* A kísérleteket 3,5-dihidroxi-benzoéssavval, 3,5-dihidroxi-benzilalkohollal és 4-metil-katekollal végeztem. A modelloldatokban a koncentrációviszonyokat előzetes irodalmi adatok alapján állítottam be a felhővízben mért értékeket alapul véve. Felhővízben a szerves anyag koncentrációja kb.  $0,2 \mu\text{g C g}^{-1}$  víz, ami kb.  $2 \cdot 10^{-6}$  M 3,5-dihidroxi-benzoéssavnak felel meg (GELENCSÉR, A. et al. 2003; HOFFER, A. et

al. 2004). A hidrogén-peroxid koncentrációja felhővízben  $0,1-100 \cdot 10^{-6}$  M, átlagosan  $10^{-5}$  M körüli érték (GUNZ, D. W. – HOFFMANN, M. R. 1990), míg a  $\text{Fe}^{3+}$ -ion koncentrációja  $5 \cdot 10^{-7}$  M háttér mérőhelyen mérve (HERRMANN, H. et al. 2000). Tekintettel arra, hogy a felhőképződés elején, illetve a még nem aktivált páracseppekben a koncentrációk nagyságrendekkel nagyobbak, a kísérletek során az egyes reagensek koncentrációja az oldatban a következő volt:  $2 \cdot 10^{-5}$  M szerves modellvegyület,  $10^{-4}$  M  $\text{H}_2\text{O}_2$  és  $5 \cdot 10^{-6}$  M  $\text{FeCl}_3$ .

**Tömegspektrometriás vizsgálatok:** A vizsgálatokat Agilent MSD Trap VL típusú ioncsapdás tömegspektrométerrel végeztem a következő beállítások mellett: negatív electrospray ionizáció,  $0,3 \text{ ml h}^{-1}$  mintabevitel, 15 psi porlasztónyomás,  $5 \text{ l min}^{-1}$  szárítógáz,  $280 \text{ }^\circ\text{C}$  szárító hőmérséklet, 50–2200 m/z pásztázási tartomány.

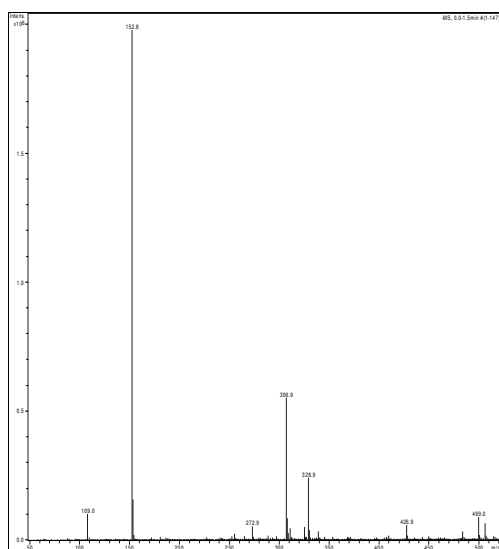
**HPLC-DAD-MS vizsgálatok:** A vizsgálatokat Agilent 1100 Series LC/MSD Trap VL System műszerrel végeztem, amelynek egységei a következők voltak: Agilent 1100 bináris gradiens szivattyú, Agilent 1100 manuális injektorszelep  $50 \text{ } \mu\text{l}$ -es hurokkal, Waters NovaPak C18,  $150 \text{ mm} \times 3,9 \text{ mm}$ -es oszlop  $4 \text{ } \mu\text{m}$ -es töltettel, 20% metanol + 80% Milli-Q víz, Agilent 1100 oszloptermostát, Agilent 1100 diódasoros detektor (DAD) 190–800 nm hullámhossz tartományban, Agilent MSD Trap VL tömegspektrométer (MS).

**FT-ICR-MS vizsgálatok:** A nagyfelbontású tömegspektrometriás elemzések a müncheni GSF kutatóintézetben Bruker APEX 12 Qe Fourier transzformációs ion ciklotron rezonancia tömegspektrométerrel (FT-ICR-MS) készültek.

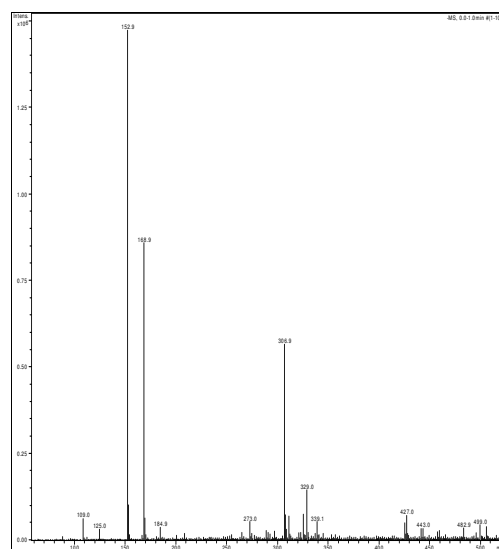
### 3. Eredmények és értékelés

#### 3.1. Tömegspektrometriás vizsgálatok közvetlen mintabevittel

Az első tömegspektrometriás vizsgálatokban a kiindulási vegyületek átalakulását elválasztás nélkül, közvetlen mintabevittel tanulmányoztam. A 3,5-dihidroxi-benzoésav esetében a kísérleti részben leírt körülmények között felvett tömegspektrumokat az alábbi ábrákon szemléltetem.



1. ábra. A kiinduló 3,5-dihidroxi-benzoésav oldat tömegspektruma



2. ábra. 3,5-dihidroxi benzoésav + Fenton reagens tömegspektruma 6 h után

A tömegspektrumon (1. ábra) látható, hogy a  $m/z$  153-as ion dominál, ezt követi a  $m/z$  307-es ion, valamint néhány, az oldószerrel képzett addukt ion. Az egyes ionok a következők:

153-as ion ( $=M-H$ ): ESI negatív üzemmódban a molekula protont veszít és egyszeres töltésű anion keletkezik;

307-es ion ( $=M-H+M=2M-H$ ): ESI negatív üzemmódban az egyszeresen töltött anionhoz hozzákapcsolódik egy semleges molekula és így a molekula dimerje képződik;

109-es ion ( $=M-COOH$ ): ESI negatív üzemmódban a molekula karboxil csoportot veszít;

329-es ion ( $=M-H+Na+M-H$ ): ESI negatív üzemmódban a molekula hidrogénproton veszítése után egy nátriumionnal kapcsolódik össze, kialakítva ezzel a molekula nátriumsóját. A nátriumsó képes egy anionnal összekapcsolódni;

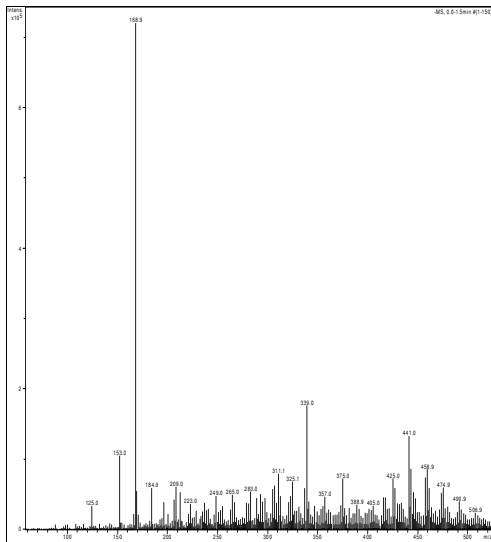
427-es ion ( $=2M-H+2IPA$ ): ESI negatív üzemmódban a 307-es ion és a hozzákapcsolódott két izopropanol (IPA, a minta izopropanol–víz elegyben volt feloldva) alkotja;

499-es ion ( $=2M-H+2IPA+4H_2O$ ): ESI negatív üzemmódban a 427-es ion és a hozzákapcsolódott négy víz alkotja;

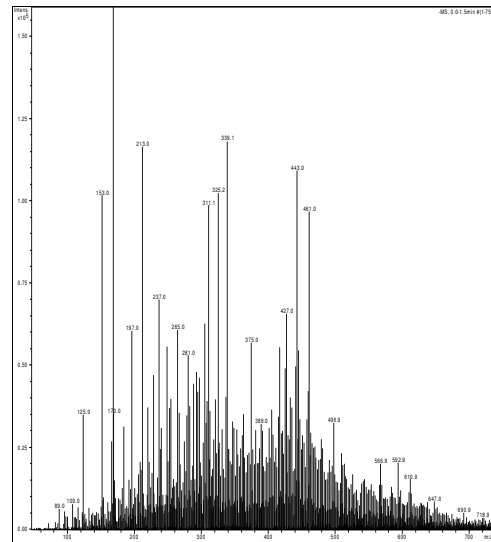
A 2. ábrán, 6 óra elteltével lényeges változás a tiszta oldat tömegspektrumához képest, hogy nagy intenzitással megjelenik a  $m/z$  169-es ion. Ez az ion feltehetőleg a prekursor vegyület oxidált formájának, a trihidroxi-benzoosavnak, a deprotonált molekulaionja (azaz  $M-H+O$ ).

A 3. ábrán megfigyelhető, hogy 24 h elteltével jelentősen megváltoznak az intenzitásarányok. A kiinduló  $m/z$  153-as ion intenzitása az eredetinek már csak töredéke, ezzel egyidejűleg az első oxidációs terméknek, a trihidroxi-benzoosavnak megfelelő  $m/z$  169-es ion, valamint ennek dimerje ( $m/z$  339) dominál.

A 96 órás oldat tömegspektruma (4. ábra) a kiinduló oldatéhoz képest nagymértékben megváltozik, gyakorlatilag folytonos ioneloszlás figyelhető meg az  $m/z$  100–700 tartományban. Ez az ionhalmaz hasonló a légköri HULIS anyagok tömegspektrumához (KISS, GY et. al. 2001; SAMBUROVA, V. et al. 2005). Hasonló átalakulások megfigyelhetők a másik két modellvegyület esetében is.

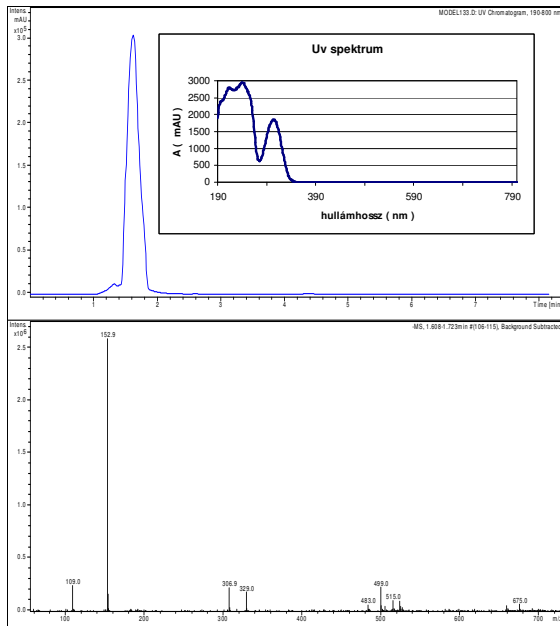


3. ábra. 3,5-dihidroxi benzoosav + Fenton reagens tömegspektruma 24 h után

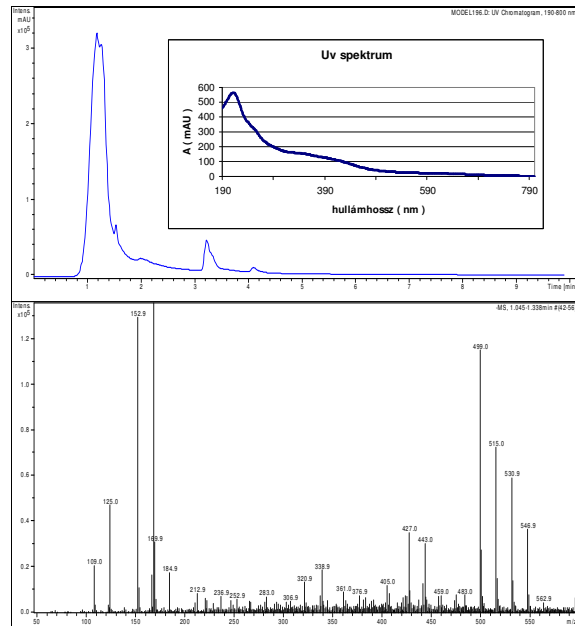


4. ábra. 3,5-dihidroxi benzoosav + Fenton reagens tömegspektruma 96 h után

### 3.2. A reakciótermékek vizsgálata HPLC-DAD-MS csatolt technikával



5. ábra. A kiinduló 3,5-dihidroxi-benzoésav oldat UV kromatogramja és tömegspektruma, valamint UV spektruma



6. ábra. 3,5-dihidroxi benzoésav + Fenton reagens UV kromatogramja és tömegspektruma valamint UV spektruma 96 h után

A kiinduló oldat UV kromatogramján (5. ábra) egy intenzív csúcs látható 1,6 percnél; a C18-as oszlopon 20% metanol + 80% víz eluens alkalmazásával tapasztalt kis retenciós idő a kiinduló vegyület poláris jellegére utal. Fontos megemlítenem, hogy a kiinduló oldat szintelen volt, ami az UV spektrumon is nyomon követhető, 350 nm felett nem volt számottevő elnyelés.

A 96 órás mintában (6. ábra) jelentős változás figyelhető meg az UV kromatogramon. Az eredeti csúcs helyett újabbak jelennek meg 1,2 percnél illetve 3,2 percnél, ami egyértelműen arra utal, hogy új komponensek képződtek. Az 1,2 percnél eluálódó csúcsához tartozó tömegspektrumon megjelenik számos új ion a 499-es ion (M+M-H+O+M-H+Na) mellett, 16-os számkülönbséggel (m/z 515, m/z 531, m/z 547), ami oxigén további beépülésére utal. Lényeges különbség tapasztalható az UV spektrumon is, az oldat látható tartományban is elnyelést mutat, ez a változás szemmel is nyomon követhető, az oldat sárgás-barna árnyalatú színt mutatott. Hasonló átalakulásokat figyeltem meg a másik két modellvegyület elemzése során is.

### 3.3. A reakciótermékek összegképletének meghatározása FT-ICR-MS technikával

Felhasználva az FT-ICR-MS nagy felbontását, igazoltam számos reakciótermék összegképletét. A 3,5-dihidroxi-benzoésav reakciótermékeit a 1. táblázatban foglalom össze. Meg kell jegyezni, hogy az FT-ICR-MS többszáz vegyület összegképletét adta meg, ezek közül a 1. táblázatban elsősorban azokat az ionokat mutatom be, amelyeket korábban a közvetlen MS és LC-DAD-MS felvételeken találtam, illetve további néhány iont, ahol az oxigén beépülése jól nyomonkövethető.

1. táblázat: A 3,5-dihidroxi-benzoésav néhány azonosított reakcióterméke

m/z (M-H)	Összegképlet			Magyarázat
	C	H	O	
153,0193	7	5	4	
169,0143	7	5	5	153 + 16 (oxigénatom)
185,0092	7	5	6	169 + 16 (oxigénatom)
197,0092	8	5	6	
197,0456	9	9	5	
213,0041	8	5	7	197 + 16 (oxigénatom)
213,0405	9	9	6	197 + 16 (oxigénatom)
237,0041	10	5	7	
259,0248	13	7	6	
265,0353	12	9	7	
275,0198	13	7	7	259 + 16 (oxigénatom)
281,0303	12	9	8	265 + 16 (oxigénatom)
307,0459	14	11	8	153 dimerje
427,0308	20	11	11	
443,0258	20	11	12	427 + 16 (oxigénatom)
461,0362	20	13	13	443 + 16 (oxigénatom) + 2 H

#### 4. Következtetések

A direkt MS vizsgálatok alapján megállapítható hogy a 6, 24 és 96 órás oldatok tömegspektrumai jelentősen megváltoznak a kiinduló oldatok tömegspektrumaihoz képest, az egyszerű aromás vegyületekből nagyszámú termék keletkezik. A változás feltételezéseim alapján elsősorban oxigén beépülésével kezdődik. Erre utal a 16-os iontömeg-különbség, amely mindhárom modellvegyületre igaz, de a kis felbontás miatt nem bizonyítható. A reakció későbbi szakaszában feltehetőleg más mechanizmussal is keletkeznek termékek (pl. az aromás gyűrű felhasadása, gyökös mechanizmusú oligomerizáció).

A HPLC-MS vizsgálatok alapján kiderült, hogy az egyszerű aromás modellvegyületekből néhány óra alatt olyan új termékek keletkeztek, amelyek kromatográfiás viselkedése jelentősen eltért a kiinduló vegyületekétől. A reakciótermékek többsége a prekuzornál kisebb retenciós idővel, a holtidő közelében eluálódott, ami a polaritás növekedésére utal és hasonlít a légköri humuszszerű anyag kromatográfiás viselkedéséhez (KISS, GY. et al. 2001). A kisebb retenció oka a vegyület oxidációja, azaz az oxigéntartalmú funkciós csoportok számának növekedése. A reakciótermékek másik része a kiinduló vegyülethez képest később eluálódott, ami viszont a polaritás csökkenését, a hidrofób molekularészletek számának növekedését jelzi. Ez arra utal, hogy a termék valószínűleg több szenet tartalmaz, mint a prekuzor vegyület, ami pl. oligomerizációval magyarázható. A molekul szerkezet megváltozását az UV spektrumok is alátámasztják, hiszen a reakciótermékek többnyire a látható tartományban is elnyelnek. Ez a változás szabad szemmel is nyomonkövethető volt, a kiinduló oldatokhoz képest a termékek oldatának színe rövid időn belül megváltozott, a színtelen oldatok sárgás-barnás színt mutattak. Az UV-VIS spektrumokról elmondható, hogy azok hasonlítanak a légköri humuszszerű anyag (HULIS) spektrumára. Ezek alapján nagyon valószínű, hogy az egyszerű prekuzor vegyületekből oldatfázisban, hidroxil gyök jelenlétében olyan vegyületek képződnek, amelyek a légköri HULIS-t is alkotják.

Az FT-ICR-MS technikával kapott eredmények egyértelműen igazolták az oxigén beépülésére vonatkozó korábbi feltevéseimet (pl. 153→169→185). Beigazolódott az a feltevéseim is, hogy a 3,2 percnél eluálódó reakciótermék (m/z 259) a kiinduló vegyületnél nagyobb apoláris résszel (nagyobb széntartalom) rendelkezik, ezért nagyobb a retenciós ideje. Az is megfigyelhető, hogy a kiindulási vegyületnél lényegesen nagyobb molekulatömegű vegyületek keletkeznek, az eredeti molekulának akár háromszorosa is. Ez azért figyelemre

méltó, mert az aromás vegyületek Fenton-reakcióit leíró szakirodalom általában csak a kiinduló vegyületek mukonsavon, maleinsavon, malonsavon, oxálsavon, ecetsavon és hangyasavon keresztüli lebomlását ismerteti (ZAZO, J. A. et al. 2005), nagyobb molekulák keletkezését nem vagy csak elvétve említik (HOFFER, A. et al. 2004). Ezek a vegyületek az aromás gyűrű felhasadásával, és az így kialakuló molekularészek gyökös mechanizmusú oligomerizációjával képződhetnek. Az oxigén beépülése ezen nagyobb molekulatömegű vegyületekbe is megfigyelhető.

### Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretnék köszönetet mondani témavezetőmnek, dr. Kiss Gyulának, a dolgozat elkészítése során nyújtott segítségével és értékes szakmai tanácsaiért. Hálás vagyok Janitsek Szilviának a HPLC-MS kapcsolt technika használata során nyújtott segítségével, illetve dr. Gebefügi Istvánnak és dr. Philippe Schmitt-Kopplinnak, a müncheni GSF Kutató Intézet munkatársainak az ICR-FT-MS vizsgálatok elvégzéséért.

### Irodalom

- GELENCSÉR, A. – MÉSZÁROS, T. – BLAZSÓ, M. – KISS, GY. – KRIVÁCSY, Z. – MOLNÁR, A. – MÉSZÁROS, E. (2000a) Structural characterisation of organic matter in fine tropospheric aerosol by pyrolysis-gas chromatography-mass spectrometry. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 37, pp. 173-183.
- GELENCSÉR, A. – HOFFER, A. – KISS, GY. – TOMBÁ CZ, E. – KRUDI, R. – BENCZE, L. (2003) In-situ Formation of Light-Absorbing Organic Matter in Cloud Water. *Journal of Atmospheric Chemistry Environment*, 24A, pp. 1601-1633.
- GUNZ, D. W. – HOFFMANN, M. R. (1990) Atmospheric chemistry of peroxides: a review. *Atmospheric Environment*, 24A, pp. 1601-1633.
- HAYERS, N. – BURBA, P. – LAMBERT, J. – KLOCKOW, D. (1998) Spectroscopic characterization of humic-like substances in airborne particulate matter. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 29, pp. 45-54.
- HERRMANN, H. – ERVENS, B. – JACOBI, H-W. – WOLKE, R. – NOWACKI, P. – ZELLNER, R. (2003) A chemical aqueous phase radical mechanism for tropospheric chemistry. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 36, pp. 231-284.
- HOFFER, A. – KISS, GY. – BLAZSO, M. – GELENC SÉR, A. (2004) Chemical characterization of humic-like substances (HULIS) formed from a lignin-type precursor in model cloud water. *Geophys. Res. Lett.* 31
- KISS, GY. – VARGA, B. – GELENC SÉR, A. – KRIVÁCSY, Z. – MOLNÁR, Á. – ALSBERG, T. – PERSSON, L. – HANSSON, H. C. – FACCHINI, M. C. (2001) Characterisation of polar organic compounds in fog water. *Atmospheric Environment*, 35, pp. 2193-2200.
- KRIVÁCSY, Z. – GELENC SÉR, A. – KISS, GY. – MÉSZÁROS, E. – MOLNÁR, Á. – HOFFER, A. – MÉSZÁROS, T. – SÁRVÁRI, Z. – TEMESI, D. – VARGA, B. – BALSTENSPERGER, U. – NYEKI, S. – WEINGARTNER, E. (2001) Study on the chemical character of water soluble organic compounds in fine atmospheric aerosol at the Jungfraujoch. *J. Atmos. Chem.* 39
- MAYOL-BRACERO, O. L. – GUYON, P. – GRAHAM, B. – ROBERTS, G. – ANDREAE, M. O. – DECESARI, S. – FACCHINI, M.C. – FUZZI, S. – ARTAXO, P. (2002) Water-soluble organic compounds in biomass burning aerosols over Amazonia: 2. Apportionment of the chemical composition and importance of the polyacidic fraction. *J. Geophys. Res.* 107, 8091, doi:10.1029/2001JD000522
- SAMBUROVA, V. – SZIDAT, S. – HUEGLIN, C. – FISSEHA, R. – BALSTENSPERGER, U. – ZENOBI, R. – KALBERER, M. (2005) Seasonal variation of high-molecular-weight compounds in the water-soluble fraction of organic urban aerosols. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 110(23), 23210
- ZAPPOLI, S. – ANDRACCHIO, A. – FUZZI, S. – FACCHINI, M. C. – GELENC SÉR, A. – KISS, GY. – KRIVÁCSY, Z. – MOLNÁR, Á. – MÉSZÁROS, E. – HANSSON, H. C. – ROSMAN, K. (1999) Inorganic, organic and macromolecular components of fine aerosol in different areas of Europe in relation to their water solubility. *Atmospheric Environment*, 33, pp. 2733-2743.
- ZAZO, J. A. – CASAS, J. A. – MOHEDANO, A. F. – GILARRANZ, M. A. – RODRIGUEZ, J. J. (2005) Chemical pathway and kinetics of phenol oxidation by Fenton's reagent. *Environmental Science and Technology*, 39(23), pp. 9295-9302

Borsós Tibor<sup>1</sup> – Dr. Salma Imre<sup>2</sup>

## Az ultrafinom légköri aeroszol méreteloszlása Budapesten és a vidéki háttérhelyen

### Abstract

There is an increasing scientific interest in the formation and growth of ultrafine aerosol particles ( $D < 0,1 \mu\text{m}$ ) in the last years. They play an important role in the climate change and have adverse environmental effects (especially on human health and built cultural heritage), as well as they contribute substantially to the interactions between the atmosphere and biosphere. Ultrafine particles are present in the biggest number concentrations in the urban air, and hence, they exhibit increased harmful impacts on the human respiratory system.

On-line aerosol measurements were performed in central Budapest, at Lágymányos Campus of the Eötvös Loránd University and at a rural background location (at the regional background measuring station at K-puszta near Kecskemét) in order to determine the number size distributions of the ultrafine particles, to compare the data, and to interpret the results obtained. We used a differential mobility particle sizer (DMPS) system at both locations, which provided data in the mobility diameter range from 10 nm to 1  $\mu\text{m}$  in 30 channels. The measured data were inverted, and we determined individual and 24-hour mean size distributions. Finally, we calculated particle number concentrations for the ultrafine range from the size distributions. The data sets were completed by meteorological parameters as well.

In Budapest, the daily mean atmospheric concentration of the ultrafine aerosol particles was  $69\,200 \text{ cm}^{-3}$ . The result corresponds to the number concentrations of moderately polluted urban environments. The urban site is located near the Danube, and it represents the dilution reservoir that is often formed by the wind corridor above the river. Substantially larger concentrations can occur at locations influenced by high vehicular traffic. The main source of ultrafine particles in cities is the emission of diesel vehicles, and the particles contain soot in large abundance. The mean value is only 20–30% larger than for the rural site (and the difference is significantly smaller than for the mass concentrations). One of the main reasons for the differences in health effects may be in the chemical composition of the particles. In the rural background (forested area), the ultrafine particles are formed from the chemical reactions of organic compounds (precursors) emitted by plants by gaseous sulphuric acid and water vapour.

The mean particle number size distributions were classified into groups by the relative area of their modes. One of the groups (showing relatively small accumulation mode) was linked to the new aerosol particle formation event as a necessary requirement, while another group (exhibiting relatively large accumulation mode) was unfavourable for the formation process. Most often, the superposition of these two groups occurred. We could definitely identify nucleation burst events and growth of the newly formed aerosol particles as the so-called 'banana curves' for the rural environment by analyzing the time evolution of the size distributions. The event was observed unambiguously in approximately 30% of the studied days, and it could be excluded in 40%. At the urban site, new particle formation could not be identified definitely because of the complex character and specialties of the urban environment.

<sup>1</sup> Borsós Tibor Eötvös Loránd Tudományegyetem, Kémiai Intézet, Budapest

<sup>2</sup> Dr. Salma Imre Eötvös Loránd Tudományegyetem, Kémiai Intézet, Analitikai Kémiai Tanszék, Budapest E-mail: salma@chem.elte.hu

## 1. Bevezetés

A légköri aeroszolok vizsgálatát fokozott tudományos érdeklődés kíséri az utóbbi években az éghajlati és környezeti (különösen az emberi egészségre és a kulturális örökségre kifejtett) hatásaik miatt, valamint az atmoszféra-bioszféra közötti kölcsönhatás jobb megértése céljából. A troposzférikus aeroszol részecskéit három fő méretfrakcióba soroljuk: durva ( $2 \mu\text{m} < AD < 10 \mu\text{m}$ , ahol AD az aerodinamikai átmérő), finom ( $AD < 2 \mu\text{m}$ ) és ultrafinom ( $AD < 0,1 \mu\text{m}$ ) részecskékre. A felosztás alapja az elviekben eltérő képződési folyamatok és az ebből adódó eltérő tulajdonságok. Az utóbbi évekig főleg az első két méretfrakció tanulmányozása történt nemzetközi és hazai szinten egyaránt, míg az ultrafinom részecskék vizsgálata fizikai és módszertani korlátok miatt háttérben maradt (SALMA I. 2007). A legfrissebb tudományos elképzelések szerint az ultrafinom aeroszol részecskék keletkezésének és növekedésének kiemelkedő szerepe van az éghajlati és a levegőkémiai folyamatokban (KULMALA, M. et al. 2004), továbbá az ultrafinom részecskék vannak legnagyobb számban jelen a levegőben (bár tömegük jelentősége a többi csoporthoz képest elhanyagolható), és ezért fokozott egészségkárosító hatással rendelkezhetnek. Ezen apró részecskék ugyanis a sejtfalon keresztül közvetlenül bekerülhetnek a vérkeringésbe (BRÜSKE-HOHLFELD, I. et al. 2005).

Az aeroszol egyik legfontosabb jellemzője a méreteloszlás, mert következtetni lehet belőle a képződési folyamatokra; illetve a részecskék mérete kapcsolatban van kémiai összetételükkel, légköri tartózkodási idejükkel, és az optikai tulajdonságaikat is befolyásolja. Méréseket végeztünk Budapesten az ELTE lágymányosi telephelyén és egy vidéki háttérhelyen abból a célból, hogy meghatározzuk az ultrafinom aeroszol méreteloszlását és koncentrációját, elvégezzük ezek összehasonlító kiértékelését, majd értelmezzük a kapott eredményeket.

## 2. Az alkalmazott módszerek

A részecskeszám méreteloszlás meghatározását elektromos mozgékonyaságon alapuló részecskeméret szeparátorral (DMPS, differential mobility particle sizer) végeztük. A mérési tartomány 10 nm-től 1  $\mu\text{m}$ -ig terjedt. A DMPS rendszer két fő részből áll: (Hauke-típusú, 28 cm hosszúságú) elektromos mozgékonyaság analizátorból és a kondenzációs részecskeszámlálóból (TSI3010). A beszívott aeroszol (áramlási sebesség: 5 l/min)  $^{63}\text{Ni}$  sugárforrás terén halad keresztül, amely az aeroszol részecskék elektromos töltését egyensúlyi töltéseloszlássá alakítja. A részecskéket ezután elektromos térben fokozatosan szeparáljuk az elektromos mozgékonyaságuknak megfelelően a feszültség változtatásával úgy, hogy egy adott távolságban lévő részen csak bizonyos mozgékonyaságú aeroszol részecskék tudjanak áthaladni. A részen átáramló aeroszol tehát monodiszperz lesz. Az elkülönített, ultrafinom méretű aeroszol részecskék butanollal túltelített térrészen áthaladva kondenzáció révén megnőnek, és az így létrejött nagyobb részecskéket lézerefény szórásán alapuló optikai módszerrel megszámloljuk. A részecskék mobilitási átmérője ( $D$ ) és az elektromos mozgékonyaság ( $Z_p$ ) között a következő összefüggés teremt kapcsolatot:

$$Z_p = \frac{n \cdot e \cdot C_c}{3\pi \cdot \eta \cdot D}, \quad (1)$$

ahol  $n$  az aeroszol részecske töltése,  $e$  az elemi töltés,  $C_c$  a Cunningham korrekciós tényező,  $\eta$  a levegő dinamikus viszkozitása. A rendszer 30 csatornában gyűjti az adatokat, melyből az ultrafinom aeroszol frakciónak megfelelő mérettartományhoz 16 csatorna tartozik.



Méréseinket két helyszínen végeztük: K-pusztán és az ELTE lágymányosi telephelyén, ugyanazt a DMPS rendszert használván. A K-pusztai mérőállomás egy regionális háttérszennyezettség-mérő állomás, ami része az Európai Megfigyelési és Értékelési Programnak (EMEP). Az Alföldön található, Kecskeméttől kb. 10 km-re északnyugatra (WGS-1998 koordinátái: északi szélesség  $\varphi = 48^{\circ}58'$ , keleti hosszúság  $\lambda = 19^{\circ}33'$ , átlagos tengerszint feletti magasság  $h = 125$  m). A méréseket 2006. május 24. és június 29. között végeztük (37 nap). Az ultrafinom városi aeroszol mérését az ELTE lágymányosi telephelyén végeztük 2006. november 19. és 27. között. A helyszín Budapest XI. kerületében, a Pázmány Péter sétány 1/A címen ( $\varphi = 47^{\circ}28'29,4''$ ,  $\lambda = 19^{\circ}03'43,2''$ ,  $h = 144$  m) található. Mivel a Duna partjának közelében fekszik, ezért a folyó fölött feltehetően kialakuló hígulási tározót (rezervoárt) reprezentálja. A mintagyűjtőket az ELTE Északi Tömbön lévő napfizikai terasz alsó szintjén szereltük fel az utcaszint felett 39 m magasságban. A mérőműszert az 1. képen szemléltetjük.



1. kép. A DMPS elhelyezkedése az ELTE lágymányosi telephelyén

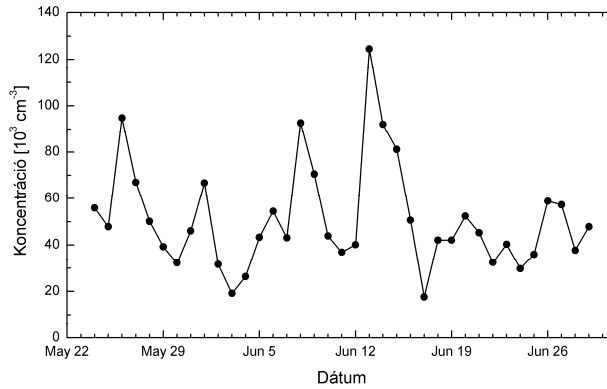
A DMPS (a méreteloszlás meghatározására szolgáló, többi kísérleti berendezéshez hasonlóan) nem közvetlenül méreteloszlást mér. A szeparációs hatásfok-görbék a valóságban ugyanis nem lépcsőfüggvények, és ezért bizonyos aeroszol részecskék több csatornába is kerülhetnek. A méreteloszlásokat a mért adatok inverziójával kapjuk a Fredholm-egyenletnek megfelelően. Az invertált adatokból egyedi részecskeszám méreteloszlásokat határoztunk meg, majd átlagos eloszlásokat és koncentrációkat számoltunk. A napi mérésekről egyváltozós statisztikát készítettünk, illetve ugyanezen paramétereket meghatároztuk a 0–6 óra, 6–12 óra, 12–18 óra és 18–24 óra időintervallumokra is. A kapott adatokat kiegészítettük meteorológiai paraméterekkel.

### 3. Eredmények és értelmezésük

#### 3.1. Részecskeszám koncentrációk

A városi helyszínt átlagosan  $69\,200$  részecske  $\text{cm}^{-3}$  koncentráció jellemezte. A kapott érték megfelel a kissé szennyezett városi környezetben szokásos részecskeszámnak. Közúti forgalommal erősen befolyásolt helyszíneken lényegesen nagyobb értékek is előfordulhatnak. Nagyvárosokban az ultrafinom részecskék egyik fő forrása minden bizonnyal a dízelüzemű

járművek emissziója. A vidéki háttérre vonatkozó átlagérték összességében mintegy 26%-kal kisebb a városban mért adatnál (51 100 részecske  $\text{cm}^{-3}$ ). A fő különbség azonban a részecskék eredetében és kémiai összetételében lehet. Városi környezetben nagy arányban van jelen a korom aeroszol, a vidéki háttérhelyen (erdős területen) az ultrafinom részecskék a növények által kibocsátott (biogén eredetű), elsősorban telítetlen szerves vegyületek kémiai reakciójából alakulhatnak ki kénsavgőz és vízpára jelenlétében. A légköri koncentráció időváltozékonyságát az 1. ábrán mutatjuk be.



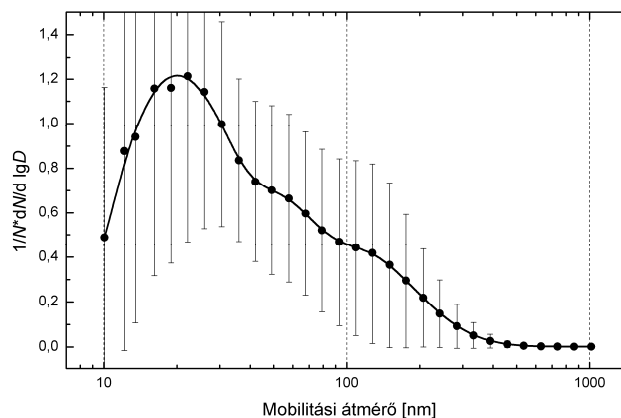
1. ábra. Az ultrafinom aeroszol napi átlagos koncentrációjának alakulása K-pusztán

### 3.2. Átlagos méreteloszlások

Az invertált adatokból egyedi méreteloszlásokat határoztunk meg, amelyeket az össz-részecskeszámmal normáltunk annak érdekében, hogy napi átlagos méreteloszlásokat adhassunk meg. Az átlagos méreteloszlások jobban jellemeznek egy helyszínt, mint az egyedi görbék. Az általunk vizsgált mérettartományban a nukleációs ( $D < 20 \text{ nm}$ ) és az akkumulációs módusok ( $90 \text{ nm} < D < 1000 \text{ nm}$ ) voltak megfigyelhetők. A módusok egymáshoz viszonyított nagysága alapján az eloszlásokat három típusba soroltuk:

1) Nagyméretű nukleációs és kisméretű akkumulációs módus

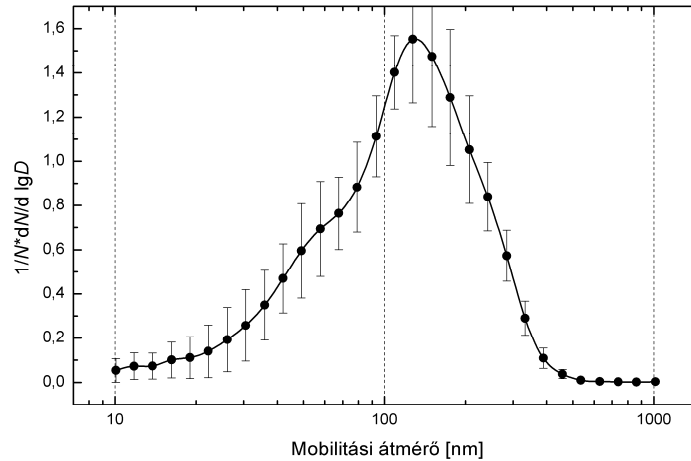
Egy ilyen méreteloszlást a 2. ábrán mutatunk be példaként. Ezekben az esetekben az akkumulációs módus részecskéi által képviselt felület nem elegendő az esetlegesen kialakuló túltelített gőzök számára, és ilyenkor új részecskék képződésének jelensége mehet végbe. A viszonylag nagy szórás abból adódik, hogy az új részecske-képződésnek köszönhetően az egyes frakciók koncentrációja a nap folyamán jelentősen változik.



2. ábra. A légköri aeroszol átlagos részecskeszám méreteloszlása K-pusztán 2006. május 26-án

## 2) Kisméretű nukleációs és nagyméretű akkumulációs módus

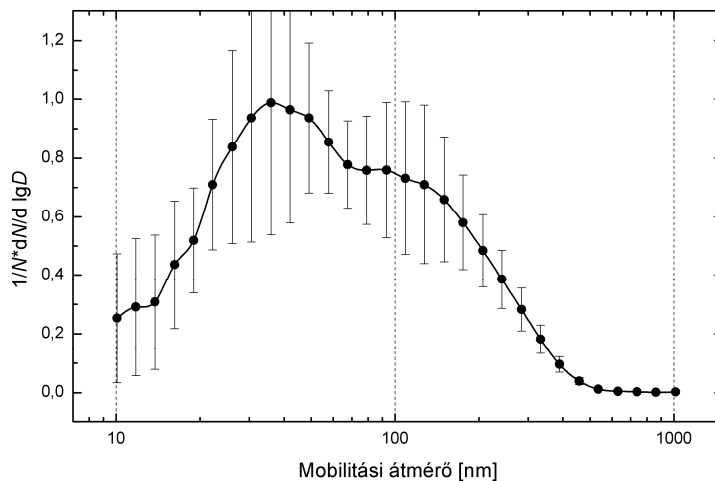
Ezekben az esetekben nem tapasztaltunk újrézecske-képződést, ezáltal a napi koncentrációváltozások, ingadozások is kisebbek, kiegyenlítettebbek, s így kisebb szórással tudjuk meghatározni a napi átlagokat (amint ez a 3. ábrán is jól látszik). A koncentráció maximuma a 100–150 nm mobilitási átmérő környékén helyezkedett el.



3. ábra. A légköri aeroszol átlagos részecskeszám méreteloszlása K-pusztán 2006. június 17-én

## 3) Átmenet a fenti két eset között

Az esetek nagy részében a méreteloszlások nem a két említett típusba tartoznak, hanem a két eset keverékeként átmenetet képeznek. Ilyenkor a kondenzáció és a nukleáció versengő folyamatokat reprezentál. A 4. ábrán egy ilyen méreteloszlást tüntettünk fel. Ezekben az esetekben nem lehet egyértelműen újrézecske-képződésről beszélni. A lágymányosi mérések mind ebbe a típusba sorolhatóak.

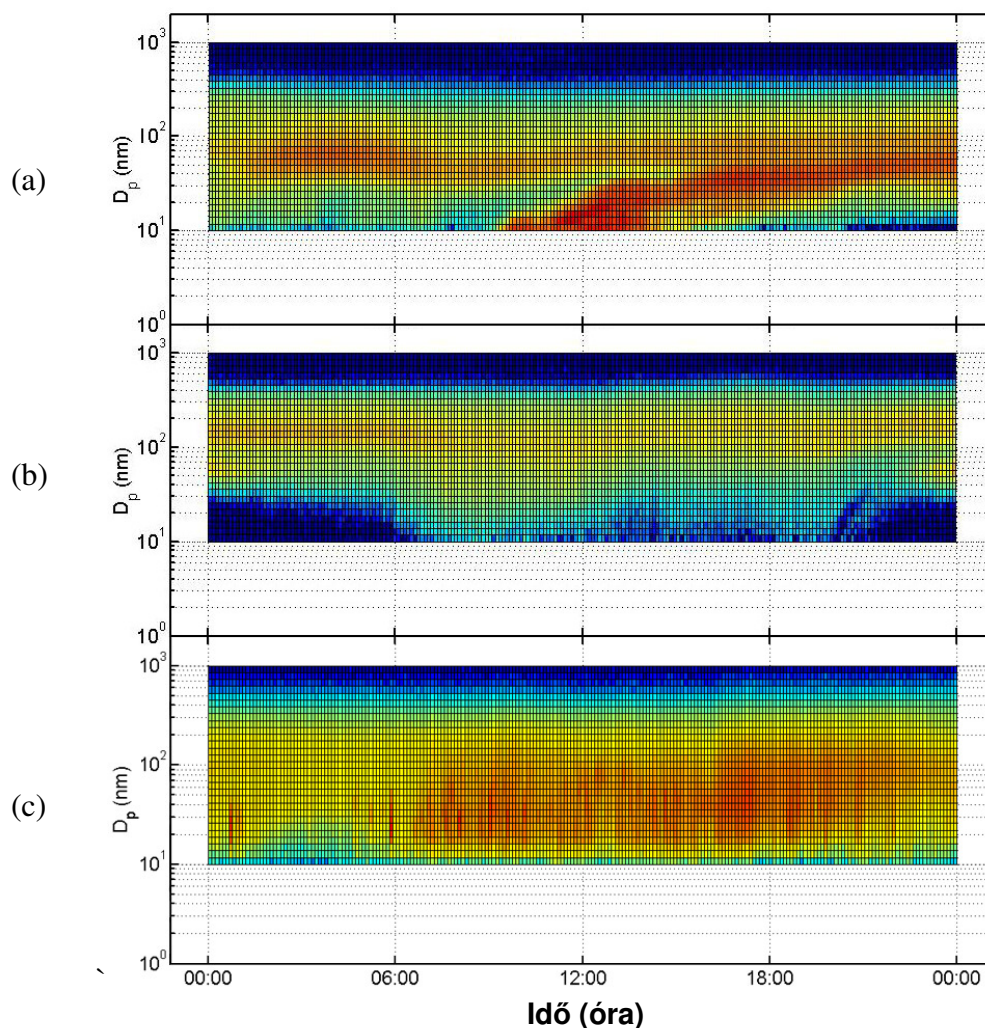


4. ábra. A légköri aeroszol átlagos részecskeszám méreteloszlása K-pusztán 2006. június 25-én

### 3.3. Egyedi méreteloszlások és az újrézecske-képződés

Új aeroszol részecskék képződése időben korlátozott jelenségként fordul elő. A keletkezett részecskék bizonyos termodinamikai feltételek teljesülésekor tovább növekednek, amely a részecskeszám eloszlások időváltozásában létrehozza az úgynevezett banángörbét. Ilyen újrézecske-képződési folyamatot először Finnországban (Hyytiälä) figyeltek meg. Azóta több helyszínről jelentettek pozitív eseményt; feltehetően globális jelenségről van szó, amelyet helyi sajátosságok jelentősen befolyásolhatnak.

Magyarországon először a vidéki háttérhelyen mutattuk ki a jelenséget. Több alkalommal egyértelműen azonosítottuk a folyamatot, ezeken a napokon az átlagos részecskeszám méreteloszlás a 3.2 fejezetben tárgyalt, első típusú görbével volt jellemezhető. A 5.a ábrán látható, hogy a koncentrációmaximum (az ábrán piros színnel jelezve) a nap folyamán eltolódik 10 nm-től a nagyobb méretű részecskék felé (ezt nevezzük banángörbének), vagyis újrézecske-képződés ment végbe. Jól látszik, amint 10 óra körül a részecskék növekedésnek indulnak, és a koncentrációmaximum eléri az 50–60 nm-t. Más napokon viszont egyértelműen kizárható volt az új aeroszol részecskék képződésének jelensége. Ilyenkor a koncentrációmaximum nem változik jelentős mértékben, hanem kis szórással közelíti az átlagos koncentrációt. Ez a jelenség volt tapasztalható például 2006. június 17-én K-pusztán (6.b ábra). A legnagyobb számkoncentrációban előforduló részecskék az egész nap folyamán a 100–110 nm mérettartományban voltak megfigyelhetőek. A teljes mérési ciklus során ez a nap volt a legkisebb aeroszol koncentrációjú. Ehhez hasonló eloszlásokat figyelhattunk meg Budapesten is, újrézecske-képződést nem tudtunk egyértelműen azonosítani. A 6.c ábrán egy, az átlagnál szennyezettebb levegőjű napot szemléltetünk. A részecskekoncentráció egész nap nagy volt (átlagosan 87 000 ultrafinom részecske  $\text{cm}^{-3}$ ), a mélypontja éjjeli és hajnali 4 óra között tapasztalható. Reggel 6 órától azonban megnő a gépjármű-forgalom, és ezáltal a levegőszennyezettség is. A szennyezettség csúcserőke a délutáni csúcsforgalom idején, kb. 17 és 18 óra között tapasztalható. A forgalom csökkenésével a levegő is jelentős mértékben tisztult. A 15–150 nm átmérőjű részecskék (az ultrafinom aeroszolok) koncentrációja 7 órától 21 óráig tartósan nagy volt, és alig változott. A 400–500 nm-nél nagyobb részecskék koncentrációja viszont egész nap kicsi maradt. Az új aeroszol részecskék képződésének jelensége a vizsgált napok mintegy 30%-ánál volt egyértelműen tapasztalható, és kb. 40%-ánál kizárható.



5. ábra. A részecskeszám méreteloszlás változása  
*K-pusztán 2006. június 8-án (a), 17-én (b) és Lágymányoson 2006. november 23-án (c)*

Lágymányosban a városi környezet összetettebb jellege és sajátosságai miatt nem volt lehetséges a jelenség egyértelmű azonosítása. Ennek ellenére valószínűleg létezik, csupán a jelenlegi mérési elrendezés nem alkalmas ennek a megfigyelésére. Ez adódik egyrészt a viszonylag nagy, 10 nm átmérőjű legkisebb mérhető frakcióból, valamint abból, hogy a jóval szennyezettebb budapesti levegőben nehezebb kimérni ezt a jelenséget.

A kutatómunkát az OTKA támogatta a K61193 szerződés alapján.

### Irodalom

- BRÜSKE-HOHLFELD, I. – PETERS, A. – WICHMANN, H.-E. (2005) Do nanoparticles interfere with human health? *Gaia* 14, pp. 21–23.
- KULMALA, M. – VEHKAMÄKI, H. – PETÄJÄ, T. – DAL MASO, M. – LAURI, A. – KERMINEN, V.-M. – BIRMILI, W. – McMURRY, P. H. (2004) Formation and growth rates of ultrafine atmospheric particles: a review of observations. *J. Aerosol Sci.* 35, pp. 143–176.
- SALMA, I. (2007) A budapesti városi aeroszol. A kémia legújabb eredményei. Akadémiai Kiadó, Budapest, 99. kötet, pp. 67–204.

*Dobor József<sup>1</sup> – Dr. Varga Margit<sup>2</sup> – Dr. Záray Gyula<sup>3</sup>*

## **Gyógyszermaradványok meghatározása szennyvíziszap mintákban mikrohullámú extrakciót követően GC-MS módszerrel**

### **Abstract**

Pharmaceuticals and their residues excreted during the metabolic processes are detectable amount in the waste and river waters as it is widely investigated in the literature (HEBERER, T. 2002). The wastewater treatment technologies applied recently are not sufficient to remove completely these organic contaminants consequently the water resources and the soil can be polluted (TERNES, T, 2004).

The water soluble, acidic anti-inflammatory drugs were already determined from sewage, surface and drinking water using different GC-MS and LC-MS methods (WEIGE, L S. 2004), but there are not available enough data about the investigation of the wastewater sludge and sediments.

In our laboratory an analytical procedure was elaborated for pretreatment of the sewage sludge. The three main steps of this procedure are: microwave extraction method to remove the pollutants from the solid surfaces, purification method applying SPE technique or liquid-liquid extraction to enrich and separate the group of acidic pharmaceuticals (Ibuprofen, Naproxen, Ketoprofen, Diclofenac) and a method of determination using GC-MS technique.

According our preliminary results these pharmaceuticals are present in measurable amount (1–2 µg/g) in sewage sludge indicating the high persistence of these drugs during the waste water treatment technologies.

### **1. Bevezetés**

Irodalmi adatokból ismert (HEBERER, T. 2002), hogy az anyagcsere végtermékekkel együtt ürülő gyógyszerek és metabolitjaik a szennyvizekbe kerülnek, és a jelenleg ismert szennyvíztisztítási technológiák nem alkalmasak a gyógyszermaradványok teljes mértékű eltávolítására, így azok a szennyvíztisztító telepek kifolyójából továbbjuthatnak az élővizekbe és a talajba.

Kutatócsoportunkban néhány évvel ezelőtt elindult a szennyvizek, ivóvíz és Duna-víz vizsgálata, amelynek során – a Magyarországon jelentős mennyiségben alkalmazott (VARGA M. 2006) – vízoldható nem-szteroid típusú gyulladásgátló molekulák analízisére került sor. Ehhez a kutatáshoz kapcsolódóan terjesztettük ki vizsgálatainkat a szennyvíztisztítás során nagy mennyiségben képződő szennyvíziszapra.

A szilárd fázishoz szorpciós erővel kötődő szerves mikroszennyezők felületről történő eltávolítására számos módszert ismertetnek az irodalmi tanulmányokban. Ezek ún. gyorsított oldószer extrakciós eljárások (ASE), amelyek elősegítik a felületen megkötött szerves anyagok leoldását. Az irodalomban gyakran alkalmazott módszerek közé tartozik a túlnyomásos oldószer extrakció (PLE) (BURKHARDT, M. 2005), az ultrahangos oldószer

<sup>1</sup> Dobor József *Eötvös Loránd Tudományegyetem, Kémia Intézet, Budapest* E-mail: joedobor@gmail.com

<sup>2</sup> Dr. Varga Margit *Eötvös Loránd Tudományegyetem, Kémia Intézet, Budapest* E-mail: oltine@chem.elte.hu

<sup>3</sup> Dr. Záray Gyula *Eötvös Loránd Tudományegyetem, Kémia Intézet, Környezettudományi Kooperációs Kutató Központ, Budapest* E-mail: zaray@ludens.elte.hu

extrakció (USE) (TERNES, T. 2005), szuperkritikus folyadék extrakció (SFE) (ANITESCU, G. 2006) és a mikrohullámmal segített folyadék extrakció (MAE) (MORALE, S. 2005).

A szilárd fázisról történő leoldást követően minden esetben az extraktum tisztítására és dúsítására van szükség, amely történhet folyadék-folyadék extrakcióval, amely során a vizsgálandó komponenseket, vagy az azokat szennyező anyagokat a megfelelő oldószerrel kirázzák az extraktumból. A másik, igen széles körben elterjedt módszer a szilárd fázisú extrakció (SPE). Ebben az esetben az extraktumot különböző szorbenseket tartalmazó oszlopokon bocsátják keresztül, amelyeken a szennyeződések vagy a mérni kívánt molekulák megkötődnek. Az utóbbi esetben a többé-kevésbé szelektíven megkötődött komponenseket megfelelően megválasztott oldószerekkel távolítják el. Az így kapott eluátumot HPLC-MS technikával, vagy származékképzést követően GC-MS technikával mérik (BEAUSSE, J. 2004). A vízdoldható szerves mikroszennyezők vizsgálata számos problémát vet fel. Amennyiben a szilárd mintáról (iszap, üledék, talaj stb.) az extrakció szerves oldószerrel történik, akkor ehhez a legpolárisabb szerves oldószert (vagy azok elegyét) kell alkalmazni. Mivel a poláris szerves oldószerrel kapott extraktumból további tisztítás céljából ki kell nyerni a vizsgálandó vegyületeket, ezért az csak az előzőnél polárisabb oldószer alkalmazásával történhet, így a tisztítási fázis valamely szakaszában szükségképpen át kell térni vizes fázisra. Ugyanakkor a HPLC-MS és GC-MS meghatározások általában ismét szerves oldószerből történnek, így a vizsgálandó vegyületek a minta előkészítési eljárás során legalább kétszer mennek keresztül folyadék-folyadék közötti megoszláson az alábbiak szerint:

- szerves extraktum → vizes oldat → szerves eluátum
- valamint legalább kétszer történik szilárd-folyadék fázisok között megoszlás:
- szilárd minta → oldat (extraktum) → szilárd fázisú extrakció (SPE) → oldat (eluátum)

Ezért a különböző fázisok közötti megoszlások várhatóan csökkentik a visszanyerést.

Kutatásaink során olyan módszerek kidolgozását tűztük ki célul, amelyek kiküszöbölik a többszöri fázisváltást, illetve csökkentik a mintaelőkészítési lépések számát. Az általunk kidolgozott módszer a vizsgálandó vízdoldható gyógyszermaradványok szilárd fázisról történő eltávolítására mikrohullámmal segített extrakciót alkalmaz vízzel, mint oldószerrel, illetve víz-szerves oldószer eleggyel. A továbbiakban az extraktumot először előtisztításnak vetjük alá SPE technikával. A töltet itt megfelelő szemcseméretű  $Al_2O_3$ , amely szorbensként, az apoláris szennyezések megkötésére alkalmas, ugyanakkor szűrőréteggént is funkcionál, és a lebegő szilárd részecskék eltávolítását eredményezi egészen a kolloid méretig. Mérendő vegyületeink a vizes fázisban maradnak, és nem kötődnek a számukra nem eléggé poláris  $Al_2O_3$  felszínére. A második tisztítási lépés szintén SPE technikával történik, ekkor a megfelelő szorbens (Oasis-HLB, illetve Amberlite® XAD7) kiválasztásával a vizsgálandó vegyületek szelektíven megkötődnek a szilárd felszínen, és oldószeres leoldással eltávolíthatók; ez a lépés egyszersmind dúsítási eljárás is. Az így előkészített mintákat a kutatócsoportunkban kidolgozott GC-MS-MS módszerrel határozzuk meg (SEBŐK, Á. 2008).

## 2. Kísérleti rész

### 2.1 Mintavétel és a minták kezelése

A szennyvíziszap minták (eleven iszap és kevert iszap, utóbbi a nyersiszap és fölös iszap meghatározott arányú keveréke) az Észak-pesti Szennyvíztisztító Telepről származnak. A mintavételt követően a mintákat homogenizáltuk, majd centrifugálást követően 40 °C-on szárítottuk. Minden mintatípusból párhuzamosan készítettünk addíciónált mintát is a mérendő komponensek standard oldatainak felhasználásával. Az addíciónált minták készítése úgy

történt, hogy a standardok vizes–metanolos oldatát a szárított mintához adagoltuk, homogenizáltuk, majd 40 °C-on ismét megszáritottuk. A szárítást követően a szennyvíziszap mintákat aprítással egybekötött homogenizálásnak vetettük alá, mivel ezek a minták biofilm típusúak és szálas-térhálós szerkezetet mutatnak. A mintákat hűtőszekrényben tároltuk 5°C-on. Az addicionált minták standard anyag tartalma: 10 µg /g.

## 2.2. Mikrohullámú extrakció

A szilárd minták adott mennyiségeit (0,2 g–1,0 g) mikrohullámú extrakciónak (Milestone START-MOD) vetettük alá különböző hőmérsékleteken, egyszer 30 percig 30 cm<sup>3</sup>, majd újabb 30 percig 20 cm<sup>3</sup> oldószer felhasználásával. A két extraktumot egyesítve dolgoztuk fel a további lépések során. Oldószerként metanolt, metanol–víz 3:1 arányú elegyét, valamint desztillált vizet alkalmaztunk. Miután készülékünk hőmérséklet vezérelt rendszer, a nyomás beállítására nem volt sem szükség, sem lehetőség, mert azt egyértelműen megszabta a hőmérséklet és az alkalmazott oldószer minősége. A felfűtés két szakaszban történt összesen tíz percig, a mikrohullámú energia beállítása során arra törekedtünk, hogy a felfűtéshez, és a hőmérséklet tartásához minimálisan szükséges teljesítményt alkalmazzuk.

## 2.3. Szűrés és tisztítás

Az extraktumok szilárd lebegő anyagainak és apoláris szerves szennyezőanyagainak eltávolítása céljából az elegyeket Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>-ot tartalmazó tölteteken szűrtük át, amelyeket előzetesen desztillált vízzel mostunk. A szűrleteket SPE technikával tovább tisztítottuk. Erre a célra Oasis-HLB cartridge-okat illetve saját fejlesztésű tölteteket is használtunk (Amberlite® XAD7). Mindkét esetben a tisztítás alapja, hogy a töltet a hidrofób oldalláncot tartalmazó poláris vegyületeket megköti, amelyeket megfelelő oldószerek alkalmazásával szelektíven el lehet távolítani. A megkötődött amfoter tulajdonságú komponenseket hexános mosást követően etil-acetát, majd metanol alkalmazásával oldottuk le és bepárooltuk. A töltetek kondicionálása szintén hexán, etilacetát, metanol és víz felhasználásával történt.

## 2.4. Származékképzés, mérés, kiértékelés

A vizsgálat tárgyát képező vegyületek szililezett származékait készítettük el, és a ketoprofen esetében a ketocsoport oximálására is sor került. Az így előkészített mintákat GC-MS technikát alkalmazva mértük (Varian-4000 GC/MS/MS). A felvétel során a totál ion kromatogramokat (TIC) vagy a szelektív ion kromatogramokat (SIM) rögzítettük. A kiértékelés mindkét esetben a szelektív ionok alapján történt a GC görbe alatti területek integrálásával. A visszanyerések számolásakor minden esetben azt a standardot tekintettük 100%-nak, amellyel – mintaelőkészítés nélkül – csak származékképzés majd mérés történt.

## 3. Eredmények és értékelésük

### 3.1. A mikrohullámú extrakció hatása a visszanyerésekre

A bevezető vizsgálat sorozat annak megállapítására irányult, hogy milyen hatással van az oldószer mikrohullámú energia felvétele következtében kialakuló hőmérséklet az általunk



kiválasztott négy gyógyszermolekula extrakciójára. Ezekben a kísérletekben metanol oldószert alkalmaztunk. Amennyiben a másik két oldószert (víz, illetve metanol–víz) használjuk fel, akkor az SPE alkalmazása nem kerülhető el, mert a vizes extraktumokat át kell alakítanunk szerves oldószeres fázissá. Ennek következtében a visszanyeréseket a hőmérséklet hatása mellett az SPE alkalmazása is csökkenti, és a két hatás nem különíthető el egymástól. Ezért a standard oldatokat a megfelelő mennyiségű metanolba injektáltuk, majd a 2.2. szerint jártunk el. Ebben az esetben semmilyen tisztítási módszert nem alkalmaztunk, az oldatokat bepárlást követően származékképzésnek vetettük alá, majd mértük. Az eredmények teljesen egyértelművé teszik, hogy vegyületeink a hőmérséklet növelésével egyre inkább bomlást szenvednek, bár nem azonos mértékben, ezért maximum 100 °C-os hőmérsékleten lehetséges az extrakció kivitelezése, másrészt az is kitűnik, hogy még extrém körülmények (180 °C, 60 perc) között sem bomlanak el teljesen. Az 1. táblázat a standard oldatokkal kapott visszanyeréseket mutatja metanol oldószert alkalmazása esetén.

1. táblázat. Az extrakció hőmérsékletének hatása a visszanyerésekre.

Mikrohullámmal segített extrakció hőmérséklete és időtartama	Visszanyerések, % (standard deviáció)			
	Ibuprofen	Naproxen	Ketoprofen	Diclofenac
<b>100 °C, 30 perc</b>	<b>99</b> (0,9)	<b>101</b> (2,7)	<b>98</b> (2,9)	<b>98</b> (2,5)
<b>140 °C, 30 perc</b>	<b>63</b> (1,0)	<b>82</b> (2,5)	<b>99</b> (1,6)	<b>75</b> (2,4)
<b>180 °C, 60 perc</b>	<b>41</b> (1,8)	<b>48</b> (2,8)	<b>91</b> (2,0)	<b>49</b> (2,7)

### 3.2. Visszanyerések vizsgálata a főbb minta-előkészítési lépések esetén

A minta-előkészítési eljárás egyrészt a szilárd minták tisztítását, másrészt dúsítását szolgálja. Az eljárás minden egyes lépése csökkenti a visszanyerhető anyag mennyiségét, ugyanakkor nélkülözhetetlen. Ennek következtében szükséges a minta előkészítési lépések számának és jellegének optimalizálása. A 2. táblázat a standard oldatokkal lefolytatott vizsgálat sorozat eredményét mutatja desztillált víz, mint extrakciós folyadék alkalmazása esetén.

2. táblázat. A minta-előkészítési lépések hatásfokának optimuma víz oldószert alkalmazása esetén.

Tisztítási lépések	Visszanyerések, % (standard deviáció)			
	Ibuprofen	Naproxen	Ketoprofen	Diclofenac
<b>Teljes munkafolyamat:</b> Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> előtisztítás + SPE (Oasis-HLB)	<b>86</b> (5,1)	<b>86</b> (5,1)	<b>95</b> (5,5)	<b>93</b> (5,2)
<b>2. tisztítási lépés:</b> SPE (Oasis-HLB)	<b>90</b> (4,5)	<b>97</b> (3,2)	<b>98</b> (5,2)	<b>99</b> (5,1)
Az Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> -os előtisztítás anyagvesztesége	-4	<b>-11</b>	-3	-6
SPE (Oasis-HLB) anyagvesztesége	<b>-10</b>	-3	-2	-1

A standard oldatokat adott mennyiségű desztillált vízbe injektáltuk, majd a 2.2-2.4. munkafolyamatokat végrehajtva az eredményekből kiszámítottuk a visszanyeréseket. A 2. táblázat első sora a teljes munkafolyamat visszanyeréseit tartalmazza. A 2. táblázat második sorát úgy kaptuk meg, hogy a munkafolyamatból kihagytuk az Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>-os előtisztítási lépést; a standard oldatokat desztillált vízbe injektáltuk, végrehajtottuk a 2.2. lépést, a 2.3.

lépésből csak a második tisztítási lépést, végül a 2.4. lépést végeztük el. A 2. táblázat harmadik sora az  $\text{Al}_2\text{O}_3$ -os előtisztítás anyagvesztését mutatja. Látható, hogy az eltérés csak a naproxen esetén szignifikáns, a többi esetben az eltérések a mérési hibán belül találhatók. A legnagyobb anyagvesztés tehát a leginkább hidrofób naproxen esetén tapasztalható, mivel ez kötődik leginkább az apoláris  $\text{Al}_2\text{O}_3$  töltethez. A 2. táblázat negyedik sora a második tisztítási lépés anyagvesztését mutatja. Az eltérés csak az ibuprofen esetén szignifikáns, ami jelzi, hogy a legnagyobb anyagvesztés a legkisebb molekulatömegű és leginkább hidrofíll ibuprofen esetén tapasztalható, mivel ez kötődik meg legkevésbé HLB tölteten. Ezek a veszteségek elkerülhetetlenek, ha a négy hatóanyagot együtt akarjuk mérni.

Mivel a poláris komponenseket akarunk eltávolítani a szilárd felületről, a szerves oldószerek közül, a metanol bizonyult a legoptimálisabbnak. Metanolt illetve metanol–víz 3:1 arányú elegyét használva, szintén jó hatásfokkal végezhető el a szennyvíziszapok extrakciója, de sokkal nagyobb mértékben oldódnak ki az apoláris szerves szennyezések is. Ezért ebben az esetben egy harmadik, közbevető tisztítási lépés szükséges, folyadék–folyadék extrakció felhasználásával. Ennek az eljárásnak a kidolgozása és paramétereinek optimalása folyamatban van.

### 3.2. Szilárd fázis felhasználásával végzett vizsgálatok

További kísérleteink során azt vizsgáltuk meg, hogy milyen hatékonysággal nyerhetők vissza a modellanyagként választott savas karakterű gyógyszerek a különböző szilárd fázisokról mikrohullámú extrakcióval. A 3. táblázat a kevert iszap és eleven iszap mintákkal kapott eredményeinket mutatja. A szilárd fázisról történő extrakciót követően a visszanyeréseink közel azonosak voltak a 2. táblázat teljes munkafolyamatának eredményeivel, ami jelzi a mikrohullámú extrakció jó hatásfokát.

Szignifikáns eltérést csak a diclofenac esetében tapasztaltunk, itt a szilárd fázisról történő visszanyerés vesztesége kb. 10%. Ezt az eltérést annak tulajdonítjuk, hogy a diclofenac valószínűleg a hidrofób-hidrofób kölcsönhatások mellett ionos kötéssel is kapcsolódik a szilárd felszínhez, mivel szerkezetében az igen poláris acetátion található meg, szemben a másik három vegyület propionát csoportjával. Ennek a feltételezésnek a bizonyításához kézenfekvő lett volna az extrakció pH függésének vizsgálata, amely azonban nem végezhető el, mert mintáink igen nagy mennyiségben tartalmaznak különböző foszfátokat, amelyek az extrakció során oldódnak, és pH = 7 körüli értékre pufferolják közegünket. Feltételezésünk bizonyítására további vizsgálatokat tervezünk.

3.táblázat. Szilárd mintákon kapott visszanyerések víz oldószer alkalmazása esetén.

minta	Visszanyerések, % (standard deviáció)			
	Ibuprofen	Naproxen	Ketoprofen	Diclofenac
<b>Kevert iszap</b>	<b>85</b> (6,5)	<b>84</b> (6,3)	Ketoprofen nem azonosítható	<b>80</b> (6,8)
mikrohullámú extrakció vesztesége	<b>-1</b>	<b>-2</b>		<b>-13</b>
<b>Eleven iszap</b>	<b>82</b> (6,8)	<b>86</b> (6,4)	Ketoprofen nem azonosítható	<b>82</b> (6,6)
mikrohullámú extrakció vesztesége	<b>-4</b>	<b>0</b>		<b>-11</b>

A 3. táblázat visszanyerés értékeit úgy kaptuk meg, hogy az addicionált mintákra kapott értékekből kivontuk az addícióval nem kezelt mintákra kapott értékeket (A zárójelben feltüntetett standard deviációk ebben az esetben az addicionált mintákra vonatkoznak). A ketoprofen esetében az addicionált minták nem voltak kiértékelhetőek a 18-szénatomszámú zsírsavak jelenléte miatt. Ezek retenciós ideje ugyanis közelítőleg egybe esik a ketoprofen retenciós idejével, és mennyiségük – a tisztítások ellenére – két nagyságrenddel nagyobb, mint a mérni kívánt vegyületé.

A négy vizsgált gyógyszermolekula közül két vegyület jelenlétét tudtuk bizonyítani a szennyvíziszapokban. Előzetes eredményeinket a 4. táblázatban foglaltunk össze.

4. táblázat. Szennyvíziszapokban mért gyógyszermaradványok értékei.

	Naproxen, µg/g (standard deviáció)	Diclofenac, µg/g (standard deviáció)
Kevert iszap	0,70 (0,06)	1,4 (0,12)
Eleven iszap	0,65 (0,05)	2,1 (0,23)

A naproxen esetén a kevert iszapban és az eleven iszapban mért két érték a mérési hibán belül megegyezik, ami jelzi, hogy a szennyvíztisztítási technológia a naproxen mennyiségét nem befolyásolja. A diclofenac mennyisége az eleven iszapban kismértékben nagyobb, ami utalhat arra, hogy a diclofenac szívesen kötődik a biofilm jellegű eleven iszap részecskékhez, és az eleven iszaphoz kötve feldúsul a szennyvíz kezelési technológia során.

Figyelembe véve, hogy a biológiai szennyvíztisztításnál az eleven iszap szárazanyag-tartalma általában 3–5 g/L, a naproxen és a diclofenac szilárd fázishoz kötött koncentrációja 2–3 µg/L, illetve 6–10 µg/L. Ezeket az értékeket összevetve az oldatfázisban mért koncentrációkkal (SEBŐK, Á. 2008) kitűnik, hogy a szennyvízkezelés során a naproxen teljes mennyiségének 40%-a az oldatfázisban, 60%-a pedig a szilárd fázishoz kötötten található. A diclofenac esetén még jelentősebb az arány eltolódás, itt az oldatfázisra vonatkoztatva 30%, a szilárd fázisra vonatkoztatva pedig 70% állapítható meg.

A szennyvíziszapokban nagy mennyiségben találtunk egyéb szerves szennyezőanyagokat (pl. benzoésavat, fenil-ecetsavat, 4-hidroxibenzoésavat, koffeint, 16- és 18-szénatomszámú zsírsavakat, koleszterint, epesavat), amelyeknek az azonosítása és kvantifikálása még folyamatban van.

## Irodalom

- ANITESCU, G – TAVLARIDES, L. (2006) Supercritical extraction of contaminants from soil and sediments. *Journal of Supercritical Fluids*, pp. 167-180.
- BEAUSSE, J. (2004) Selected drugs in solid matrices: a review of environmental determination occurrence and properties of principal substances. *Trends in Analytical Chemistry*, 23, pp. 753-761.
- BURKHARDT, M. – REVELLO, R. – SMITH, S – ZAUGG, S. (2005) Pressurized liquid extraction using water-isopropanol coupled with solid-phase extraction cleanup for industrial and anthropogenic waste-indicator compounds. *Analytica Chimica Acta*, 4, pp.89-100.
- HEBERER, T. (2002) Occurrence, fate, and removal of pharmaceuticals residues in the aquatic environment: review of recent research data. *Toxicology Letters*, 131, pp. 5-17.
- MORALES, S. – CANOSA, P. – RODRIGUEZ, I – RUBI, E, – CELA, R. (2005) Microwave assisted extraction followed by gas chromatography with tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1082, pp.128-135.
- SEBŐK, Á. – VASANITS-ZSIGRAI, A. – PALKÓ, GY – ZÁRAY, GY. – MOLNÁR-PERL, I. (2008) Identification and quantification of ibuprofen, naproxen, ketoprofen and diclofenac present in waste-waters, *Talanta*, in press

- TERNES, T. (2004) Assessment of Technologies for the removal of Pharmaceuticals and Personal Care Products in Sewage and Drinking Water Facilities to Improve the Indirect Potable Water Reuse, pp. 1-58. (<http://www.eu-poseidon.com>)
- TERNES, T. (2005) Determination of pharmaceuticals, iodinated contrast media and musk fragrances in sludge by LC tandem MS and GC/MS. *Journal of Chromatography A*, 4, pp. 213-223.
- VARGA M. – ZÁRAY GY. (2006) Gyógyszermolekulák biológiai degradációjának esélyei a szennyvíztisztítás során. *Gyógyszerészet*, 50, pp. 612-618.
- WEIGEL, S. – KALLENBORN, R. – HÜHNERFUSS, H. (2004) Simultaneous solid-phase extraction of acidic, neutral and basic pharmaceuticals from aqueous samples at ambient (neutral) pH and their determination by gas chromatography-mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1023, pp. 183-195.

*Dr. Máthé-Gáspár Gabriella<sup>1</sup> – Dr. Máthé Péter<sup>2</sup> – Dr. Szili-Kovács Tibor<sup>3</sup> –  
Dr. Anton Attila<sup>4</sup>*

## **Heavy metal contamination effects on soil phosphorus and some microbiological parameters**

### **Abstract**

Effect of heavy metals on the available phosphorus content and some microbiological parameters (microbial biomass C, phosphomonoesterase activity) of the upper soil layer in unpolluted and polluted soils were determined.

Soil pollution by heavy metals caused many differences of phosphorus transformation. Sediments originated from mining resulted in a significant decrease of total and characteristically LE soluble phosphorus content of topsoil. Heavy metal pollution strongly decreased NH<sub>4</sub>-acetate-EDTA soluble (LE soluble) fraction of total soil phosphorus and changed the correlation and interrelationships between two phosphorus forms.

The both tested factors, lower available phosphorus and higher heavy metal content inhibited microbial biomass, therefore resulted significantly lower microbial biomass C in the polluted soils.

A significant increase of acid phosphomonoesterase activity was found in the soil due to the pollution. This result indicated stronger stimulating effect on enzyme activity by lower available phosphorus content, than inhibition by heavy metal pollution.

### **1. Introduction**

Heavy metal contamination causes important changes in the environment, so in the chemical and biological soil characteristics (ADRIANO, D. C. 1986; KABATA PENDIAS, A. – PENDIAS, H. 1992). Several articles reported environmental risk by metal pollution, and the possibility of remediation (ANTON, A. – MÁTHÉ-GÁSPÁR G. 2005; HORVÁTH, B. – GRUIZ, K. 1996; KÁDÁR, I. 1995; NÉMETH, T. – KÁDÁR, I. 2005; SIMON L. – BIRÓ B. 2005; SIMON, L. et al. 2006; TAKÁCS, T. – VÖRÖS, I. 2003). Surrounding areas of metal mines contaminated by metals in world-wide (LUNDHOLM, E. – ANDERSSON, L. 1985; KÖNIG, N. et al. 1986). Observed site was located near an abandoned Pb/Zn mine at Gyöngyösorosi village (North-East Hungary) with a sediment area along the Toka-creek. Periphery of the metal mine is a well-documented heavy metal contaminated area in Hungary (TURCSÁNYI, G. 1990; SABELLI, S. et al. 2001). Solubility of toxic elements is determined by several ecological factors, as pH, humus or lime content, clay minerals (ADRIANO, D. 1986; CSATHÓ, P. 1994; CSILLAG, J. et al 2001; FILEP, GY. 1988; KARUCZKA, A. – BLASKÓ, L. 1993; KOVÁCS, E. et al. 2006; KÖNIG, N. 1986). Especially, the river-bank contaminated by several flooding containing heavy metal. Site of field study was located lower flooded area of Toka valley, where phytoremediation

<sup>1</sup> *Dr. Máthé-Gáspár Gabriella MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet (Research Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry of the Hungarian Academy of Sciences) Budapest E-mail: ggabi@rissac.hu*

<sup>2</sup> *Dr. Máthé Péter Károly Róbert Főiskola (Károly Róbert College) Környezetgazdálkodási és Agronómiai Tanszék, Gyöngyös E-mail: pmathe@karolyrobert.hu*

<sup>3</sup> *Dr. Szili-Kovács Tibor MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet (Research Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry of the Hungarian Academy of Sciences) Budapest E-mail: szili\_k@rissac.hu*

<sup>4</sup> *Dr. Anton Attila MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet (Research Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry of the Hungarian Academy of Sciences) Budapest E-mail: anton@rissac.hu*

experiment with common plants of cultivable and natural sites of this region was set up (MÁTHÉ-GÁSPÁR, G. – ANTON, A. 2005).

Source and/or transfer medium of heavy metal contamination can cause change of nutrient content of soil, too. One of the most important nutrients of soil is phosphorus, which is one of the major nutrients for metabolic processes of living organisms. Phosphorus supply capacities of soil characterise available phosphorus content, which is determined by phosphorus transformation, because only a small fraction of the total phosphorus in soil is in available form. Soils are known to vary widely in their P supply capacities, because only a small fraction of the total P in soil is in an available form, which determines chemical bonding and its transformation correlation with soil moisture and temperature (MÁTHÉ, P. et al. 1994; SÁRDI, K. et al. 2006). The ratio of the inorganic and organic phosphorus forms is determined by soil origin. Organic phosphorus is generally higher in clay soils than in coarse-textured soils, but lower than humus soils (DALAL, R. 1977). Organic phosphorus content of Hungarian soils ranged between 0.5–43% (FÁBRY, GY-NE 1969) and a brown forest chernozem soil represents the highest value (50%). Soil pH or lime content determines inorganic forms. In acid soils P adsorption is generally attributed to hydrous oxides of iron and aluminium, or clay. In alkaline soils or in limed soils, which are the most frequent soil in Hungary (FÜLEKY, G. 2006) various forms of calcium phosphates are the stable minerals that govern P concentration in soil solution.

Heavy metal pollution and soil phosphorus content resulted in changes in biological and biochemical parameters, such as microbial biomass and enzyme activities, while they are considered as indicators of soil quality (BROOKES, P. 1995; SZILI-KOVÁCS, T. et al. 1999; SIMON L. – BIRÓ B. 2005). There are increasing evidences of microbial biomass decrease due to metal contamination in soils. Decreased microbial biomass C has been observed in soils treated with metal-enriched (Cu, Ni, Zn and Cd) sewage sludge by chloroform fumigation incubation and also by microscopic investigations (BROOKES, P. C. et al. 1986).

Phosphatases are essential factors in the biogeochemical cycling of P. Enzyme activity is affected by numerous ecological factors, i.e. soil organic carbon, water, clay and lime content (DENG, D. – TABATABAI, M. 1997; PANT, H. – WARMAN, P. 2000). Soil phosphatase activity has been used for the indication of phosphorus supply, because in case of most soils the phosphatase activity decreases with phosphorus supply (MÁTHÉ, P. et al. 1994). The explanation is in the microbial and plant phosphatase biosynthesis, which is inhibited by inorganic phosphate.

Phosphatase activity showed a sensitive response to metal contamination according to several studies (PAŞCA, D. et al. 1998; MÁTHÉ-GÁSPÁR, G. et al. 2005). Different phosphatase reactions affecting heavy metals determined by metal characters, concentration and soil properties e.g. pH value (BROOKES, P. C. 1995).

The aim of our work was to determine the soil pollution of floodplain of Toka-creek at Gyöngyösoroszi (Hungary), near to a Pb/Zn mine as pollution source, and to investigate its influence on phosphorus content and forms and some microbiological parameters.

## 2. Materials and methods

Observed site was located near abandoned Pb/Zn mine at Gyöngyösoroszi village (North-East Hungary) with a sediment area along the Toka-creek. The river-bank contaminated by several flooding containing heavy metal. Site of field study was located lower flooded area of Toka valley, where phytoremediation experiment with frequent plants of cultivable and natural sites of this region was set up (MÁTHÉ-GÁSPÁR, G. – ANTON, A. 2005).

Rhizosphere soil samples were taken total at 30 unpolluted and 30 polluted points around five plant species (willow, rape, maize, grass, amaranth) from 0–20 cm depth in 2004. The moist samples were sieved (2 mm mesh) and stored at 4 °C until the analyses have been performed, and moisture content (for biological parameters) was measured.

The element concentrations of rhizosphere soils were determined after extraction by HCl/HNO<sub>3</sub> and NH<sub>4</sub>-acetate–EDTA (LE = LAKANEN-ERVIÖ method) by ICP-spectrometry. Basic soil properties like humus content and pH value was similar at the polluted and unpolluted sites. Humus content ranged between 2.81–3.35% and pH<sub>KCl</sub> value 6.49–6.78. The plasticity index (K<sub>A</sub>) was 49.2 (polluted: 40.6–44.67), and CaCO<sub>3</sub> % was somewhat higher in polluted soils (uncontaminated: 0.18–0.55%, contaminated: 0.0–1.41).

Microbial biomass C of the rhizosphere soil samples of the willow was estimated by chloroform fumigation extraction (VANCE, E. et al. 1987). 15 g of soil was fumigated by chloroform in a desiccator for 2 min then left it overnight. After chloroform removal by repeated vacuum fumigated and unfumigated samples were extracted by 0.1 M K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> after shaking filtered through a Schleicher & Schuell 589/3 (blue ribbon) paper and the organic carbon was measured by a Shimadzu TOC analyzer in NPOC mode (non-purgeable organic C). Biomass C was calculated as the difference of extracted organic C between the fumigated and unfumigated samples multiplied by a conversion factor (k<sub>EC</sub> = 2.63).

Water extractable organic carbon (WEOC) content was determined from the extract (7:1 water to soil) after centrifugation and filtration by a combustion-type TOC analyser.

Acid phosphatase activities were determined in the sampling time in the rhizosphere soils of tested species according to TABATABAI, M. and BREMNER, M. (1969). One g of moist fresh soil was incubated in 4 cm<sup>3</sup> modified universal buffer (pH 5.5 for acid phosphatase) and 1 cm<sup>3</sup> p-nitrophenyl phosphate (15 mM) for 1 h at 37 °C. After incubation, 1 cm<sup>3</sup> CaCl<sub>2</sub> (0.5 M) and 4 cm<sup>3</sup> NaOH (0.5 M) were added to stop the reaction and to increase the pH. The nitrophenol concentration was determined photometrically at 410 nm.

Data of soil samples, available phosphorus content, acid phosphomonoesterase activity, microbial biomass C and water extractable organic carbon content of the polluted and unpolluted sites were compared by two-samples t-test. Total heavy metal concentration was determined as sum of As, Cd, Cu, Hg, Pb and Zn mmol kg<sup>-1</sup> soil concentration.

### 3. Results and discussion

#### 3.1. Element content of soil

Element content of soil samples (*Table 1*) differed significantly in a large number of the macro- and microelement. Contaminated soil samples were characterised by higher heavy metal content, first two mine metals Pb, Zn, and then concomitant elements, as As and Cd. Increase of total Pb, Zn, As, Cd content was 24, 15, 11, 11-fold respectively.

*Table 1. Means (±SD) of the total element content (mg kg<sup>-1</sup>) of control and contaminated soil samples*

Element	Total element content, mg kg <sup>-1</sup>		LE element content, mg kg <sup>-1</sup>	
	control	contaminated	control	Contaminated
As	22.10±1.99	242.3±60.69	0.9±0.2	1.8±0.3
Cd	0.609±0.184	18.32±3.61	0.5±0.0	9.2±1.3
Pb	52.64±7.74	1275±515	23.7±1.2	455.9±56.8
Zn	210.7±36.5	3233±539	77.2±52	1307±184

The same time total phosphorus content decreased significantly affecting metal contamination. The mean value of the total phosphorus content in the control and contaminated soil samples was 1058, 749 mg kg<sup>-1</sup>. With the heavy metal pollution significantly decreased 'total' phosphorus content (*Fig. 1/A*) in each tested soil samples. Differences in total phosphorus content were found also at control sites indicated heterogeneity of soil. Contaminated topsoil characterized with 30% lower total phosphorus content compared to uncontaminated (control) soil, and ranged between 17–40%.

Contamination changed characteristically the NH<sub>4</sub>-acetate-EDTA soluble (LE soluble) phosphorus content and ratio to total soil phosphorus (*Fig. 1/B*). The mean value of the LE-soluble phosphorus content in the control and contaminated soil samples was 496 and 58 mg kg<sup>-1</sup>. The mean difference of LE soluble phosphorus content between two groups of soil samples was 90%, ranged between 91–86%. Results indicated significant change in phosphorus solubility.

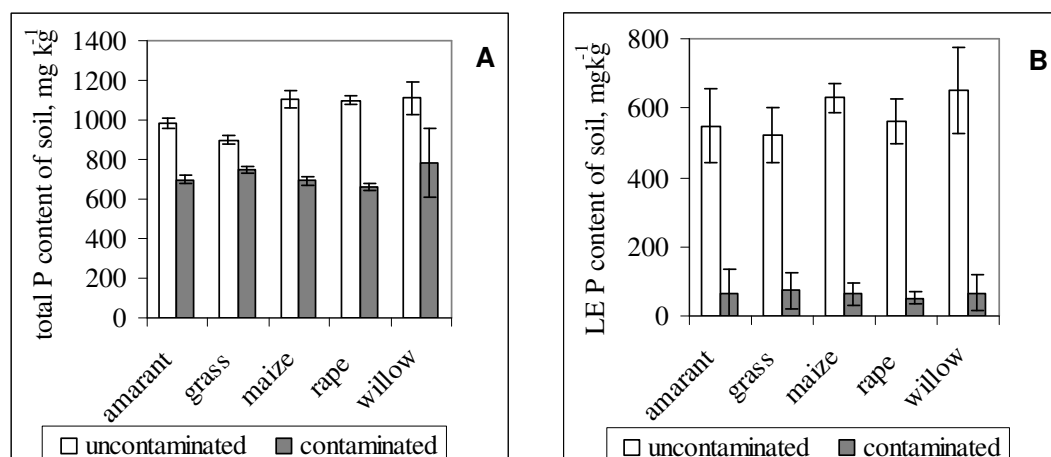


Figure 1. Total phosphorus content of the uncontaminated and contaminated samples (A), LE-soluble and total phosphorus content of soil samples (B)

The phosphorus content increased with the distance from Toka-creek, indicated source of sediment. Data were shown that the rate of increase in total phosphorus was lower, than LE-soluble phosphorus. Our previous work reported strength relationship between total heavy metal concentration and LE-soluble phosphorus content of soil samples (MÁTHÉ, P. et al. 2007). These results indicated different chemical bounding of phosphorus in the unpolluted soil compared to sediment. Several articles reported, that numerous Pb phosphates may have also been formed (DAVIS, A. et al. 1993; KALBASI, M. et al. 1995) and the Pb was in mineral phases of lowest solubility. Changed metal solubility in soils from Gyöngyösoroszi was also reported (KOVÁCS, E. et al. 2006). In this context Pb content could be one of the most determinative metals, although other contaminant e.g. Zn, Cd or other elements as Ca, Fe could play also an important role. Content of these later elements were also higher in the contaminated topsoil.

### 3.2. Microbial parameters

Microbial biomass C by fumigation extract differed significantly influencing heavy metal pollution, decreased with 62% in polluted soil samples comparing to unpolluted samples (CFE in uncontaminated soil: 186 mg kg<sup>-1</sup>, CFE in contaminated soil: 71 mg kg<sup>-1</sup>). This changes is in accordance with previous results (SZILI-KOVÁCS, T. et al. 2006). Water extractable organic carbon content increased with contamination significantly, their mean



value was  $188.82 \text{ mg kg}^{-1}$  and  $303.85 \text{ mg kg}^{-1}$  in the control and contaminated soils respectively.

Higher acid phosphomonoesterase activity was determined in the contaminated soil samples, compared to the control. Their values ranged between  $0.78$  and  $1.47 \mu\text{mol pNP g}^{-1}$  dry soil  $\text{h}^{-1}$  in the unpolluted samples and  $0.88$  and  $2.52 \mu\text{mol pNP g}^{-1}$  dry soil  $\text{h}^{-1}$  in polluted soil. These results indicated higher stimulation effect of low phosphorus content of polluted soil and elevated activity of microorganisms, compared to inhibition by toxic effect of heavy metals. Correlation between soil phosphorus or humus content and phosphatase activity in uncontaminated and contaminated soil samples indicated positive relationship with different rate. Higher phosphatase activity was found in the rhizosphere of heavy metal contaminated soil presumably due to the stimulation of microbial and plant metabolism by the higher water content of the soil closed to the river.

#### 4. Conclusions

Heavy metal polluted sediment originated from mining caused differences in phosphorus forms. Characteristically total phosphorus content was also significantly lower in the polluted soil samples, than in the unpolluted samples, but primary importance difference of chemically bounding of phosphorus indicated the LE-soluble phosphorus content. Heavy metal pollution resulted in a significant decrease of LE-soluble phosphorus content, which correlated with increased metal e.g. Pb content of soils.

Measured microbial parameters indicated soil pollution, but the changes were different: microbial biomass was decreased, water extractable organic carbon and acid phosphatase activity increased as heavy metal concentration enhanced and/or available phosphorus content depleted. Lower microbial biomass and higher WEOC at polluted soil may result disturbed metabolic activity and lower humification rate of decomposing plant residues. Higher phosphatase activity in the rhizosphere of heavy metal contaminated soil presumably due to stimulation of microbial and plant metabolism by the higher water content of contaminated soil laid close to the river flows.

#### Acknowledgements

We are grateful for Josef Koncz for soil analyses and financial support from the GVOP (AKF 0257 and AKF 0261) and the Hungarian Scientific Research Fund (OTKA T 042778, K 68884)

#### References

- ADRIANO, D. C. (1986) Trace elements in the terrestrial environment. Springer Verlag, NewYork-Berlin-Heidelberg-Tokyo, 533p.
- ANTON, A. – MÁTHÉ-GÁSPÁR, G. (2005) Factors Affecting Heavy Metal Uptake in Plant Selection for Phytoremediation. *Zeitschrift für Naturforschung*, 60c, pp. 244-246.
- BROOKS, P. C. – HEIJNEN, C. – MCGRATH, S. P. – VANCE, E. D. (1986) Effects of metal toxicity on the size of microbial biomass. *J. Soil Sci.* 35, pp. 341–346.
- BROOKES, P. C. (1995) The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. *Biology and Fertility of Soils*, 19, pp. 269-279.
- CSILLAG, J. – LUKÁCS, A. – BUJTÁS, K. – PÁRTAY, G. (2001) A Cd-, Cr-, Ni-, Pb- és Zn-koncentráció változása a talajoldatban szennyezés és savterhelés hatására. *Agrokémia és Talajtan*, 50, 3-4, pp. 297-314.

- CSATHÓ, P. (1994) Heavy metals and other trace element transfer in the soil-plant system. (in Hungarian) *Agrokémia és Talajtan*, 43, pp. 371-398.
- DALAL, R. C. (1977) Soil organic phosphorus. *Advances in Agronomy*, 29, pp. 83-117.
- DAVIS, A. – DREXLER, J. W. – RUBY, M. V. – NICHOLSON, A. (1993) Micromineralogy of mine wastes in relation to lead bioavailability, Butte, Montana. *Environ Sci Technol.* 27, pp. 1415–1425.
- DENG, D. P. – TABATABAI, M. A. (1997) Effect of tillage and residue management on enzyme activities in soils: III. Phosphatases and arylsulphatase. *Biol. Fertil. Soils*, 24, pp. 141-146.
- FÁBRY GY-NE (1969) Organic phosphorus content of several soils in Hungary. *Agrokémia és Talajtan*, 18, pp. 299-312.
- FILEP, GY. (1988) *Talajkémia*. Akadémiai Kiadó, Budapest, 293p.
- FÜLEKY, GY. (2006) Phosphorus supply of Typical Hungarian Soils. *Agrokémia és Talajtan*, 55, pp. 117-126.
- HORVATH, B. – GRUIZ, K. (1996) Impact of metalliferous ore mining activity on the environment in GyöngyöSOROSZI. Hungary. *The Science of the Total Environment*, 184, pp. 215-227.
- KÁDÁR, I. (1995) Element pollution of soil-plant-animal-human system in Hungary (in Hungarian) *KTM-MTA TAKI*, Budapest, 387p.
- KALBASI, M. – PERYEA, F. J. – LINDSAY, W. L. – DRAKE, S. R. (1995) Measurement of divalent lead activity in lead arsenate contaminated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59, pp. 1274–1280.
- KABATA-PENDIAS, A. – PENDIAS, H. (1992) Biogeochemistry of trace elements in the environment – In: Vohora, S. B. – Dobrowolski. J. W. eds.: *New Horizons of health aspects of elements*, Hamdard Univ. New Delhi, pp. 81-110.
- KARUCZKA, A. – BLASKÓ, L. (1993) Talajok savterheléssel szembeni érzékenysége és a potenciálisan toxikus elemek oldékonysága különböző talajokon – In: Országos Környezetvédelmi Konferencia, Siófok, 1993. szept. 7-9. pp. 160-170.
- KÖNIG, N. – BACCINI, P. – ULRICH, B. (1986) Der Einfluss der natürlichen organischen Substanzen auf die Metallverteilung zwischen Boden und Bodenlösung in sauren Waldboden. *Z. Pflanzenernahrung und Bodenkunde*, 149, pp. 68-82.
- KOVÁCS, E. – DUBBIN, W. E. – TAMÁS, J. (2006) Influence of hydrology on heavy metal speciation and mobility in a Pb-Zn mine tailing. *Environmental Pollution*, 141, pp. 310-320.
- LUNDHOLM, E. E. – ANDERSSON, L. (1985) Biosphere levels of cadmium, zinc and copper. *Ambio*, 14, 167-172.
- MÁTHÉ, P. – FÜLEKY, G. – ANTON, A. (1994) Effect of carbon and phosphorus content on the phosphomonoesterase activity in soil. *Acta Biologica Hungarica*, 45, pp. 81-85.
- MÁTHÉ, P. – MÁTHÉ-GÁSPÁR, G. – SZILI-KOVÁCS, T. – SIPTER, E. – ANTON A. (2007) Changes in the parts of the rhizosphere phosphorus cycle influencing by heavy metal contamination. *Cereal Res. Commun.* 35, 2, pp. 761-764.
- MÁTHÉ-GÁSPÁR, G. – ANTON, A. (2005) Phytoremediation study: Factors influencing heavy metal uptake of plants. *Acta Biologica Szegediensis*, 49, 1-2, pp. 70-71.
- MÁTHÉ-GÁSPÁR, G. – MÁTHÉ, P. – ANTON, A. (2005) Change of acid phosphatase activity in a heavy metal polluted soil. *Acta Microbiologica et Immunologica Hungarica*, 52, 2005, pp. 94-95.
- NÉMETH, T. – KÁDÁR, I. (2005) Leaching of Microelement Contaminants: a Long-term Field Study. *Z. Naturforschung* 60c, pp. 260-264.
- PANT, H. K. – WARMAN, P. R. (2000) Enzymatic hydrolysis of soil organic phosphorus by immobilized phosphatases. *Biol. Fertil. Soils*, 30, pp. 306-311.
- PAȘCA, D. – CRIȘAN, R. – MUNTEAN, V. – POPOVICI, I. – KISS, S. – DRĂGAN-BULARDA, M. (1998) Enzymological and microbiological study of the evolution of a technogenic soil submitted to biological recultivation at the lead and zinc mine Rodna (Romania). *Soil and Tillage Research*, 47, pp. 163-168.
- SABELLI, S. – ALISI, CH. – MICHIELS, A. – RÓZSA E. – KOVÁCS E. (2001) The use of the results of plant diversity assessment for risk assessment and risk characterisation. *EuroEcoRisk II. EuroLab Course*, July 4-17. 2001. Budapest University of Technology and Economics, 16p.
- SÁRDI, K. – CSATHÓ, P. – SISÁK, I. – OSZTOICS, E. – SZÜCS, P. – BALÁZSY, Á. (2006) Effects of Laboratory Incubation on the Available Phosphorus supply of Soils. *Agrokémia és Talajtan*, 55, 127-134.
- SIMON, L. – BIRÓ, B. (2005) Adalékanyagok, vörös csenkesz és Zn-toleráns arbuskuláris mikorrhiza gombák szerepe a nehézfémekkel szennyezett gyöngyöSOROSZI bányameddő remediációjában. *Agrokémia és Talajtan*, 54, 1-2, pp. 163-176.
- SIMON, L. – TAMÁS, J. – KOVÁCS, E. – KOVÁCS, B. – BIRÓ, B. (2006) Stabilisation of metals in mine spoil with amendments and growth of red fescue in symbiosis with mycorrhizal fungi. *Plant Soil Environ.* 52, 9, pp. 385-391.
- SZILI-KOVÁCS, T. – ANTON, A. – GULYÁS, F. (1999) Effect of Cd, Ni and Cu on some microbial properties of a calcareous chernozem soil – In: Kubát, J. ed.: *Proc. 2<sup>nd</sup> Symp. on the “Pathways and Consequences of the Dissemination of Pollutants in the Biosphere” Prague*, pp. 88-102.

- SZILI-KOVÁCS, T. – MÁTHÉ-GÁSPÁR, G. – MÁTHÉ, P. – ANTON, A. (2006) Microbial Biomass and Phosphomonoesterase Activity of the Willow (*Salix* sp.) Rhizosphere in a Heavy Metal Polluted Soil. *Agrokémia és Talajtan*, 55, pp. 241-250.
- TABATABAI, M. A. – BREMNER, M. (1969) Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of phosphatase activity. *Soil Biology and Biochemistry*, 1, pp. 301-307.
- TAKÁCS, T. – VÖRÖS, I. (2003) Effect of metal non-adapted arbuscular mycorrhizal fungi on Cd, Ni and Zn uptake by ryegrass. *Acta Agron. Hung.* 51, pp. 347-354.
- TURCSÁNYI, G. (1990) Ipari és bányászati eredetű meddőhányók növényeinek elemakkumulációja. Kandidátusi disszertáció, ATE, Növénytani és Növényélettani Tanszék, Gödöllő
- VANCE, E. D. – BROOKES, P. C. – JENKINSON, D. S. (1987) An extraction method for measuring soil microbial biomass-C. *Soil Biology and Biochemistry*, 19, pp. 703-707.

Dr. Keresztúri Péter<sup>1</sup> – Dr. Lakatos Gyula<sup>2</sup>

## Palackozott magyar ásványvizek vizsgálata kémiai összetételük és mikrobiológiai állapotuk alapján

### Abstratct

Bottled mineral waters from Hungary were characterized by means of the physical-chemical composition (12 parameters) and microbiological quality by using statistical analysis. The relationships among selected variables were examined by principal component analysis; then hierarchical cluster analysis was used to search the “natural” grouping among the mineral waters, and linear discriminant analysis allowed to check the reliability of classification. Mineral waters were mainly separated by the total dissolved solids content. There was strong association based on the geographical origin. For microbial analysis all water samples were tested for the presence and enumeration of total coliforms, *E. coli*, *Enterococcus* spp., *P. aeruginosa* and heterotrophic plate count according to ISO techniques. In our study all of the samples tested were suitable for drinking according to the Hungarian regulation.

### 1. Bevezetés

A természetes ásványvíz, Magyarország nemzeti kincse nagyon értékes, egészséges, eredeténél fogva tiszta, minden kémiai és mikrobiológiai szennyeződéstől mentes élelmiszer. Szigorú követelményeknek kell megfelelnie egy víz minőségének ahhoz, hogy természetes ásványvíznek nevezhessék, és ezt a megfelelőséget hivatalos hatóság, az Országos Gyógyhelyi és Gyógyfürdőügyi Igazgatóság elismerése bizonyítja. Magyarország az ásványvíz-fogyasztás szempontjából a középmezőnybe tartozik; 2002-ben az egy főre jutó magyar ásványvíz-fogyasztás 50 liter, 2003-ban és 2004-ben 60 liter, 2005-ben 70 liter, 2006-ban 85 liter volt. Összehasonlításként Ausztriában ez az érték 85–90 liter, Németországban, Svájcban 120 liter, Franciaországban 130–140 liter, Olaszországban több mint 150 liter [3]. Noha Magyarország a gyógyvizek mellett az ásványvíz-készlet terén is nagyhatalomnak számít, a piacot a multinacionális vállalatok, mindenekelőtt a Nestlé és a Pepsi, valamint a saját márkákat kialakító hipermarket hálózatok uralják [7]. Főleg azért, mivel a hazai források jelentős részén ezek a cégek palackoznak, részben pedig azért, mert a tehetősebb vásárlók az importvizeket kedvelik. Ez a vonzódás egyébként szintén érthetetlen, mert a külföldi eredetű ásványvizek sem az objektív jellemzők (vagyis az ásványianyag-tartalom), sem a fogyasztóvédelmi vizsgálatok tapasztalatai szerint nem jobbak a magyaroknál [2]. Magyarországon jelenleg 95 kút vize elismert ásványvíz [1], közülük 40–45 vizét palackozzák. Az alábbiakban 20 magyar palackozott szénsavmentes ásványvíz és 4 hazai palackozott gyógyvízre vonatkozó vízkémiai és mikrobiológiai kutatásaink eredményeit szeretnénk bemutatni. Összehasonlításképpen 5 külföldi, elismert palackozott szénsavmentes ásványvízre vonatkozó eredményeinket is bemutatjuk.

<sup>1</sup> Dr. Keresztúri Péter Debreceni Egyetem, Alkalmazott Ökológiai Tanszék, Debrecen E-mail: pkereszturi@freemail.hu

<sup>2</sup> Dr. Lakatos Gyula Debreceni Egyetem, Alkalmazott Ökológiai Tanszék, Debrecen E-mail: lakgyu@delfin.klte.hu

## 2. Anyag és módszer

A vizsgált vizek kiválasztásának a fő szempontja a kereskedelmi forgalomban történő hozzáférhetőség volt. Figyelembe vettünk azt is, hogy Magyarország legfontosabb és – ismertebb ásványvizei kerüljenek a minták közé. A vizsgált magyar ásványvizek (és a kinyerési hely): 1. Ave (Debrecen), 2. Balfi (Sopron-Balf), 3. Civis (Debrecen), 4. Fonte Verde (Somogyvár), 5. Harmatvíz (Budapest), 6. Jodicum (Debrecen), 7. Lillafüredi (Miskolc), 8. Margitszigeti Kristályvíz (Budapest-Margitsziget), 9. Mizse (Lajosmizse), 10. Mohai Ágnes (Moha), 11. Naturaqua (Zalaszentgrót), 12. Nestlé Aquarel „Cédrus” (Kővágóörs), 13. Norbi Aqua Gyémánt (Budapest-Óbuda), 14. O2 Sportvíz-Pannon aqua (Csány), 15. Óbudai Gyémánt, (Budapest-Óbuda), 16. Spar ásványvíz (Sopron-Balf), 17. Spar Verde (Somogyvár), 18. Szentkirályi (Szentkirály), 19. Veritas Gold (Albertirsa), 20. Visegrádi (Visegrád). Külföldi ásványvizek: 21. Danone Vitalinea (Lengyelország), 22. Evian (Franciaország), 23. Jana (Szlovénia), 24. San Benedetto (Olaszország), 25. Vera (Olaszország). Magyar gyógyvizek: 26. Ferenc József keserűvíz (Budapest), 27. Hunyadi János glaubersós gyógyvíz (Budapest), 28. Mira glaubersós gyógyvíz (Jászkarajenő), 29. Parádi (Csevice I.) kénes gyógyvíz. A vizek kémiai vizsgálata során meghatároztuk a pH és vezetőképesség értékét. Az összes-ásványianyag tartalmat, az oldott ionok közül pedig a  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{J}^-$ ,  $\text{F}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$   $\text{HCO}_3^-$  koncentrációját. A mikrobiológiai vizsgálatokat a szabványokban rögzített (MSZ ISO 9308–1:1993; MSZ ISO 7704:1992 és MSZ ISO 8199:1992) membránszűrési módszerrel határoztuk meg. A heterotróf baktériumok számát pedig lemezöntéssel RAMALHO, R. et al. (2001) módszere alapján határoztuk meg. Eredményeinket többváltozós statisztikai módszerekkel értékeltük az SPSS 9.0 program segítségével.

## 3. Eredmények és értékelés

A vizsgált ásvány- és gyógyvizek kémiai összetételét az 1. és 2. táblázat tartalmazza. A táblázatban feltüntettük a mérési eredmények átlagát és szórását, a medián értékét, valamint a legkisebb és legnagyobb értékeket.

1. táblázat. Magyar és külföldi ásványvizek kémiai jellemzői

	Magyar ásványvizek					Külföldi ásványvizek				
	Min.	Median	Max.	Átlag	S.D.	Min.	Median	Max.	Átlag	S.D.
pH	5,74	7,18	7,82	7,01	0,71	7,57	7,66	7,98	7,73	0,16
Vez.kép.	430,40	630,60	1859,00	796,10	437,40	258,80	430,40	529,10	395,20	117,90
Össz.ásv.any.	503,00	656,00	2430,00	938,80	586,30	160,00	309,00	464,00	323,00	122,20
Na	6,90	28,00	240,00	56,69	66,57	1,55	2,20	6,90	3,53	2,32
Ca	37,10	81,00	423,00	116,00	88,48	36,10	50,10	78,00	55,08	15,97
Mg	21,40	38,00	79,00	39,19	16,44	6,08	24,00	32,50	20,96	11,20
K	0,90	3,40	21,90	5,84	5,98	0,60	1,00	1,00	0,88	0,18
Cl	4,00	9,00	166,00	35,86	52,35	1,10	2,70	8,10	3,66	2,78
J	0,01	0,03	0,10	0,03	0,03	-	-	-	-	-
F	0,07	0,30	2,40	0,75	0,83	0,10	0,10	0,10	0,10	0,00
SO <sub>4</sub>	9,00	62,00	332,00	97,60	101,80	3,80	10,00	18,21	11,16	6,77
HCO <sub>3</sub>	329,00	447,50	1600,00	580,50	343,00	152,20	306,00	357,00	264,60	104,20
H <sub>2</sub> SiO <sub>3</sub>	27,00	35,00	77,00	41,92	16,44	4,20	13,50	14,30	10,67	5,62

2. táblázat. Magyar gyógyvizek kémiai jellemzői

Magyar gyógyvizek					
	Min.	Median	Max.	Átlag	S.D
pH	5,91	7,95	8,01	7,46	1,03
Vez.kép.	2434	18232,00	22736,00	15408,00	8922,00
Össz.ásv.any.	4445,00	20162,00	31243,00	19003,00	11228,00
Na	470,00	3800,00	4800,00	3218,00	2029,00
Ca	174,00	297,00	372,00	285,00	98,58
Mg	470,00	1026,00	2900,00	1355,00	1147,00
K	12,00	20,00	496,00	137,00	239,50
Cl	47,00	575,00	2700,00	974,30	1182,00
J	0,04	0,07	0,62	0,24	0,33
F	1,10	1,10	1,40	1,20	0,17
SO <sub>4</sub>	144,00	11080,00	21200,00	10876,00	8946,00
HCO <sub>3</sub>	567,00	1218,00	1780,00	1196,00	495,90
H <sub>2</sub> SiO <sub>3</sub>	15,00	19,00	33,00	22,33	9,45

A vizsgált palackozott vizek ásványianyag-tartalma széles határok között változik, ez a víznyerő helyek eltérő geológiai adottságaiból következik. A különbség a legkisebb és a legnagyobb koncentrációk esetében akár a tízszeres nagyságrendbeli különbséget is eléri. A vizsgálatba bevont külföldi eredetű vizekre az alacsonyabb átlagos ásványianyag-tartalom jellemző.

A mért kémiai változók közötti kapcsolatot Pearson-féle korreláció analízis segítségével vizsgáltuk meg. A számítás eredményeképpen kapott r-koefficienseket a 3. táblázatban mutatjuk be.

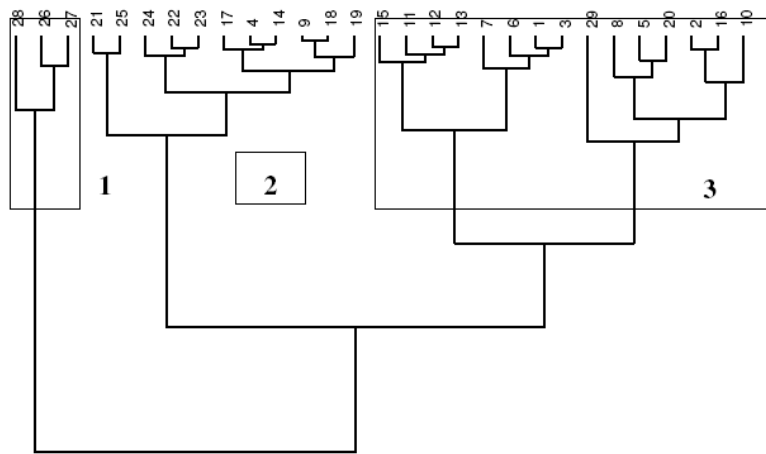
3. táblázat. A vizsgált ásványvizek kémiai jellemzőinek korrelációs mátrixa

pH	1												
Vez.kép	-0,41*	1											
Össz.ásv.any.	-0,40*	0,87**	1										
Na	-0,45*	0,71**	0,81**	1									
Ca	-0,39	0,82**	0,91**	0,59**	1								
Mg	-0,17	0,70**	0,82**	0,58**	0,75**	1							
K	-0,53**	0,71**	0,78**	0,75**	0,72**	0,57**	1						
Cl	-0,34	0,54**	0,64**	0,65**	0,59**	0,52**	0,83**	1					
F	-0,27	0,38	0,52**	0,58**	0,42*	0,45*	0,80**	0,77**	1				
SO <sub>4</sub>	-0,17	0,27	0,43*	0,56**	0,29	0,37	0,56**	0,70**	0,66**	1			
HCO <sub>3</sub>	-0,37	0,90**	0,94**	0,73**	0,89**	0,82**	0,65**	0,46*	0,34	0,28	1		
H <sub>2</sub> SiO <sub>3</sub>	-0,38	0,59**	0,67**	0,74**	0,52**	0,50*	0,54**	0,61**	0,42*	0,63**	0,63*	1	

p=0,05, \*\* p=0,01

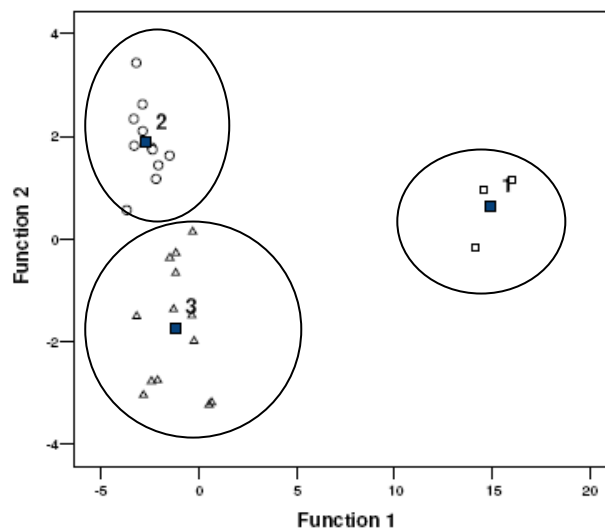
Amint a korrelációs táblázatból is látható az összes ásványianyag-tartalom igen szoros korrelációt mutat a vezetőképességgel, illetve a vizekben legnagyobb koncentrációban jelenlévő HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>-ionokkal. A pH-érték viszont negatív korrelációt mutat az oldott alkotórészekkel, hiszen a különböző ásványi sók oldódásának általában a savas pH-értékek kedveznek. Az adatmátrixban szereplő változók vízminőségre gyakorolt hatásának értékeléshez a változók dimenzióit főkomponens analízis segítségével csökkentettük, a 12 változóból 2 főkomponenst kaptunk. Az elemzés elvégzése előtt az adatokat 10-es alapú logaritmusra számoltuk át, majd ezeket az értékeket standardizáltuk (átlag = 0, szórás = 1). A kapott két főkomponens az összvariancia 84%-át magyarázza (70,75 és 14,00%). Az 1. komponens elsősorban a HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> határozza meg, ezért ez a vízkeménységére hatását mutatja. A 2. főkomponens elsősorban a Na, Cl, és a K alakította ki, ez a

főkomponens tehát a halinitás mutatója. A vizsgált ásványvizeket és a gyógyvizeket kémiai összetételük alapján hierarchikus klaszteranalízissel csoportosítottuk, az eredményül kapott dendrogram az 1. ábrán látható. Az osztályozásnál az euklideszi távolságokon alapuló Ward-féle csoportképző eljárást használtunk. Az ábrán három elkülönülő csoportot lehet azonosítani. Az 1. csoportba a 26, 27 és 28-as számú gyógyvizek kerültek magas ásványianyag tartalmuk és lúgos kémhatásuk miatt. A 29. Parádi gyógyvíznek alacsonyabb az oldott anyag tartalma és a kémhatása is savas, ezért a 3. csoportba került. A 2. csoportban az ásványi anyagokat alacsony koncentrációban tartalmazó vizek kerültek. A 21. Danone Vitalinea és a 25. Vera vizeknek különösen alacsony az ásványianyag koncentrációja. A csoporton belül a további rendeződést a földrajzi elhelyezkedés magyarázza, a külföldi vizek és a magyarországi vizek külön csoportokban helyezkednek el. A 3. csoportba kerültek a magas ásványianyag-tartalmú magyar ásványvizek. A klaszter elemzés eredményeképpen kapott csoportok elkülönülésének vizsgálatára diszkriminancia elemzést végeztünk, melynek eredményeképpen kapott ordinációs diagramot a 2. ábrán mutatjuk be.



1. ábra. Ásvány- és gyógyvizek csoportosítása kémiai jellemzőik alapján

A 2. ábrán látható az 1. csoport határozott elválása a másik két csoporttól, elsősorban az oldott anyag tartalom alapján, míg a 2. és 3. csoportok elválást az átlagos pH értékek közötti különbségek magyarázzák.



2. ábra. Az ásvány- és gyógyvizek diszkriminancia elemzéséből kapott ordinációs diagram

A mikrobiológiai vizsgálatok során a vonatkozó szabványoknak megfelelően végeztük el a vizek coliform, termotoleráns-coliform és az *Escherichia coli* számának meghatározását. Az elvégzett vizsgálatok minden vízminta esetében negatívak voltak. Elvégeztük a vízminták heterotróf baktérium számának a meghatározását is, lemezöntéses módszerrel. Ennek eredményét közöljük a 3. táblázatban.

3. táblázat. Heterotróf baktériumok számának alakulása a vizsgált vízmintákban (CFU/ml)

Sorszám	Min.	Median	Max.	Átlag	S.D.
1.	10	75	122	70,9	39,45
2.	50	155	276	168,6	98,2
3.	203	251	281	244	33,97
4.	92	93	136	103,6	18,77
5.	57	143	171	127,6	43
6.	62	63	105	74,6	18,58
7.	7	36	93	41,4	31,45
8.	5	7	13	7,7	2,69
9.	160	322	391	294,4	91,53
10.	32	65	92	63,8	25,95
11.	189	235	276	236,5	31,46
12.	435	810	900	727,2	182,7
13.	308	352	430	354	37,89
14.	55	93,5	107	87,3	23,04
15.	33	83	116	81,6	33,28
16.	105	187	245	179,5	63,38
17.	118	150	217	163,1	36,89
18.	138	186	227	185,4	37,28
19.	145	174	210	180,4	26,73
20.	293	387	602	424,4	136
21.	162	267	351	249	74,92
22.	55	116	159	107,6	43,45
23.	1	4,5	8	4,5	4,95
24.	6	13	25	14,8	7,66
25.	13	52	226	76,6	85,27
26.	127	182	274	195,6	68,66
27.	181	206	293	226,2	45,6
28.	123	170	278	197,6	66,58
29.	1	6	7	4,7	3,22

A telepkepző baktériumok száma tág határok között változott, a legkisebb érték 1, míg a legmagasabb 900 telep/ml volt. Az ásványvizekben előforduló heterotróf baktériumok zöme Proteobaktériumok  $\alpha$ -,  $\beta$ -, illetve  $\gamma$ -alosztályába tartozik, illetve a *Cytophaga-Flexibacter-Bacteriodes* törzsekhez sorolható (LECLERC, H. – MOREAU, A. 2002). A vizsgált vizek mikrobiológiai minősége egyetlen esetben sem volt kifogásolható. A palackozott vizekben előforduló baktériumközösségek legtöbbször a víztartó rétegben, illetve a kinyerő kutakban élő baktérium közösségekből származik. Általában psychrotroph fajok, melyek alkalmazkodtak a kevés szervesanyag-tartalmú sötét és oxigénmentes közeghez.

#### 4. Összefoglalás

Munkánk során 25 magyar és külföldi ásványvizet illetve a 4 hazai gyógyvizet vizsgáltunk meg kémiai és mikrobiológiai jellemzőik alapján. Az eredmények statisztikai értékelése igazolta, hogy a magyar alacsony, ill. mérsékelt ásványianyag-tartalmú palackozott vizeink



sem kémiai összetételben, sem mikrobiológiai minőségben nem különböznek a külföldi palackozott ásványvizektől.

### Irodalom

- LECLERC, H. – MOREAU, A. (2002) Microbiological safety of natural mineral water. *FEMS Microbiology Reviews*, 26, pp. 207-222.
- RAMALHO, R. – CUNHA, J. – TEIXEIRA, P. – GIBBS, P. A. (2001) Improved methods for the enumeration of heterotrophic bacteria in bottled mineral waters. *Journal of Microbiological Methods*, 44, pp. 97-103.
- [1] Az Európai Unió Hivatalos Lapja, 2005,  
([http://europa.eu.int/comm/food/food/labellingnutrition/water/mw\\_eulist\\_en.pdf](http://europa.eu.int/comm/food/food/labellingnutrition/water/mw_eulist_en.pdf))
- [2] Fogyasztóvédelmi Főfelügyelőség, Vizsgálati jelentések, 2006 ([http://www.fvf.hu/index.php?akt\\_menu=333](http://www.fvf.hu/index.php?akt_menu=333))
- [3] Magyar Ásványvíz Szövetség és Terméktanács, 2007 (<http://www.asvanyvizek.hu/fogyasztok/hirek/>)
- [4] MSZ ISO 8199:1992. Általános irányelvek a mikroorganizmusok számának meghatározására tenyésztéssel
- [5] MSZ ISO 7704:1992. A vizek mikrobiológiai vizsgálatához használt membránszűrők értékelése
- [6] MSZ ISO 9308–1:1993. A coliform, a termotoleráns coliform baktériumok és a feltételezhetően *Escherichia coli* kimutatása és számlálása vízben. Membránszűrési módszer
- [7] Népszabadság, 2004 (<http://nol.hu/cikk/334666/>)

# KÖRNYEZETFIZIKA

Dr. Mócsy Ildikó<sup>1</sup> – Néda Tamás<sup>2</sup> – Szacsvay Hening Kinga<sup>3</sup> -Molnár István<sup>4</sup>

## A közúti közlekedés befolyása a lakások radon koncentrációjára

### 1. Bevezető

A környezet mai állapota, szennyezettsége és az ember egészsége között szoros kapcsolat van. Az egészséget károsító hatások csökkentése, megszüntetése, illetve megelőzése a környezettudományokat művelők egyik legfontosabb feladata.

Az utóbbi években a nitrózus- és szénhidrogének valamint az illékony szerves anyagok jelentősége mellett az ionizáló és nem-ionizáló sugárzások szerepe felértékelődött.

A Föld kialakulása óta bennünket természetes eredetű sugárzás vesz körül, és ehhez adódik az utóbbi évszázad ember alkotta sugárzása, amely az ipar, a technika fejlődésével egyidőben került a környezetünkbe. Joggal vetődik fel a kérdés, hogy miért kell a természetes eredetű sugárzással foglalkozni, hiszen az ember létezése óta együtt élt vele. Erre a magyarázatot a megváltozott életkörülményeinkben, a műszerek, valamint az orvostudomány fejlődésében, az ismereteink gyarapodásában kell keresni. Ugyanakkor az egyre szaporodó környezet-szennyező anyagok közösen hatnak a szervezetre és együttesen sokkal nagyobb hatást gyakorolnak, mint külön-külön, ezért a természetes eredetű sugárzást is figyelembe kell venniük.

Az Egyesült Nemzetek Atomsugárhatásokat Vizsgáló Tudományos Bizottságának közleménye alapján, a Föld népességet érő ionizáló (radioaktív) sugárzás 85,6% természetes sugárforrásokból ered és ehhez a <sup>222</sup>Rn (radon) és alfa-sugárzó bomlástermékei 56%-kal járulnak hozzá (UNSCEAR 2000).

A század végére, az iparosodott és iparosuló városokban, de falvakban is, a megváltozott életkörülmények és szokások maguk után vonták, hogy az ember életidejének nagy részét zárt helységeken töltsék, és ezért a lakások, irodák, iskolák, óvodák és általában a munkahelyek belső terének vizsgálatára elengedhetetlen szükség van és ezen belül a radon tanulmányozására is.

### 2. A radon, mint környezeti tényező

A hosszú felezési idejű, ősi, primordiális izotópok közé soroljuk a <sup>238</sup>U-t és legfontosabb leányelemét a <sup>226</sup>Ra-ot, amelynek bomlási sorában az egyetlen gáz halmazállapotú tag a <sup>222</sup>Rn. 1 g rádium, 24 óra alatt, kb. 1 mm<sup>3</sup> radont fejleszt. A Földkéregben átlagosan 3 µg.g<sup>-1</sup> <sup>238</sup>U található, ami kb. 40 Bq.kg<sup>-1</sup> átlagos fajlagos aktivitáskonzentrációt jelent. A <sup>226</sup>Ra fajlagos aktivitáskonzentrációja kőzet- és talajtípusoktól függően változik, 10-100 Bq.kg<sup>-1</sup> értékek között. Nagy mennyiségű rádium található a vulkánikus kőzetekben, a gránitban és számos környezeti elemekben, különböző koncentrációban. A <sup>222</sup>Rn tehát mindenhol képződik, kizárólag a földkéregből, kőzetekből, építőanyagokból, vízből stb. Kiáramlásának nagysága függ a <sup>226</sup>Ra koncentrációjától, a kőzetek, a talaj, a környezeti elemek fizikai, kémiai

<sup>1</sup> Dr. Mócsy Ildikó *Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem, Környezettudományi Tanszék, Kolozsvár* E-mail: mocsy.ildiko@kv.sapientia.ro

<sup>2</sup> Néda Tamás *Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem, Környezettudományi Tanszék, Kolozsvár*

<sup>3</sup> Szacsvay Hening Kinga *Babes-Bolyai Tudományegyetem, Kolozsvár*

<sup>4</sup> Molnár István *Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem, Környezettudományi Tanszék, Kolozsvár* E-mail: molnar.i@gmail.com

tulajdonságaitól és a meteorológiai tényezőktől. A  $^{222}\text{Rn}$  aktivitás koncentrációjának értéke a meghatározás helyének és sajátosságainak függvénye (ICRP 112 1999).

A radon nemes gáz, nem vegyül más elemekkel, instabil, radioaktív elem, amely bomlása során nagy energiájú  $\alpha$  részecskéket (hélium atommagok) bocsát ki, maximális sugárzási energiája 5.48 MeV, 3.825 napos felezési idővel. A radon bomlásakor szilárd ionok, radioaktív izotópok (bomlás-termékek) keletkeznek, amelyek különböző felezési idejű  $\alpha$  vagy  $\beta$  sugárzók. Az alfa részecskék a levegőben megtett rövid útjuk során (4.12 cm), a környezetnek adják át energiájukat. Ezek a leányelemek a polónium, ólom és bizmut ( $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$  és  $^{214}\text{Po}$ ), pozitív töltésű ionok, amelyek rövid időn belül ionsoportokat képeznek a levegőben levő vízzel, oxigénnel vagy más gázzal. Az ionsoportok másodperc és perc időtartam alatt, a levegőben levő kondenzációs magokra, pl. por, vízgőz, füst stb. tapadnak (0.1-0.4 $\mu\text{m}$ ), és ezáltal radioaktív aeroszolok képződnek. A radon bomlástermékeiből létrejött aeroszolok viselkedését a levegő minősége, elektromos töltése, páratartalma és a levegő nyomása befolyásolja.

Nem minden bomlástermék tapad a levegőben levő részecskékhez, ezért beszélhetünk kötött és nem kötött frakcióról. A nem kötött frakció, 0.5-5 nm átmérőjű szabad ion, molekula vagy kis aggregátum formájában van jelen. Esetleg egyesülhet egy kisméretű negatív ionnal, és semleges atommá válhat.

Egy másik jelenség a visszalökődés, ami befolyásolja a bomlástermékek jelenlétét a levegőben. Ez azt jelenti, hogy a bomlástermékek kitapadhatnak a környezetben levő tárgyakra, de a mai tudásunk szerint, ennek valószínűsége csak 0,13%.

### 3. A „radon” hatása az élő szervezetre

Már a 16. században jelezték, hogy a Közép Európai Joachimstal és Schneeberg bányászok egy „halálos tüdőbajban” szenvednek. Csak 1879 után tudták ezt a betegséget azonosítani a tüdőrákkal, majd a radioaktivitás (1896), illetve a radon gáz felfedezése után (1902) a halálos kor okozójának a bányákban belélegzett radon gázt nyilvánították. 1960 években vált elfogadottá, hogy a bányászok tüdőrák okozója a nem is a radon gáz, hanem rövid életű, alfa sugárzó leányelemei. A magyarázat a következő: a radont belélegezve, bekerül, a tüdőbe, de a felezési ideje sokkal nagyobb, mint a légzési periódus, így hamar kilélegződik. A radioaktívvá vált aeroszol részecskék belélegzéssel a légzőszervekbe kerülnek, és méretük függvényében rakodnak le a légutakba, a hörgők elágazásainál ezek falára, ahonnan alfa részecskékkel bombázzák a hörgőhám oszlo sejtrétegét, a kiválasztó sejteket és ezek sejt magjait, és általában 10-15 év lappangási idővel megjelenő sejtburjánzást eredményezhetnek (KÖTELES Gy. 1996)

Számtalan felmérés foglalkozott és foglalkozik a bányászok tüdőrák kockázata és a radon leányelemeinek koncentrációja, azaz az expozíció közötti összefüggéssel. A legtöbb dolgozat eredménye a rizikó tényező növekedését igazolja a radon koncentrációnak növekedésének függvényében. 1950 és 1990 között végzett tanulmányokból, melyek a coloradói uránbányászok egészségi állapota és az általuk kapott radon-expozíció felbecsülésére irányultak, kitűnik, hogy az alacsonyabb de hosszú ideig ható expozíció, sokkal veszélyesebb az egészségre, mint a nagyobb de rövid idő alatt kapott sugárhatás. Az eddigi eredmények alapján, 1988-ban a Világ Egészségügyi Szervezete a radont a rákkeltő elemek közé sorolta.

A kiáramlott radon hamar elvegyül szabad légtérbe, de az utóbbi 50 év kutatásai kimutatták, hogy zárt terekben bedúsulhat. Ezek a megállapítások vezettek el a lakás radon problémájának felvetéséhez, miszerint egyes lakásokban felgyülemlett magas radon

koncentráció (leányelemek) belégzése okozta sugárterhelés, károsíthatja a lakosság egészségállapotát.

#### 4. A lakás-radon

A lakások radon koncentráció növekedésével számolnunk kell, egyrészt az energiatakarékosság maga után vonja a csökkentett szellőztetést és a lakások szigetelésének fokozását, másrészt az építészetben egyre szélesebb körben terjedő, nagyobb mennyiségű rádiumot tartalmazó pótló anyagok használata, amelyekből számottevő radon áramolhat ki (KHAN K, 2002).

Azt is meg kell említsük, hogy a lakások radon koncentrációja és az egészségkárosító hatása, illetve a tüdőrák kockázatának mértéke még nem tisztázott. A közölt eredmények értékelése az alkalmazott modellek függvénye. A szaklapokban éles vita folyik a kis dózisok biológiai (egészségi) hatásáról és a lakás radon kockázati tényezője körül. Bernard L. Cohen 1995-ben ökológiai epidemiológiai modell alkalmazott a rizikó megállapítására és megjelent cikkében állítja, hogy a magasabb radon koncentrációjú lakások lakóinál alacsonyabb a tüdőrák mortalitás aránya (figyelembe véve a dohányzásra vonatkozó korrekciót is), mint az alacsonyabb radon koncentrációk esetében (COHEN B. L. 1995, 1997, 1998). Számos dolgozat, más modell használatával bizonyítják a lakások radon kockázatát. Ezt a véleményt osztja Field, Smith és Lynch (FIELD R. W. 1998, LUBIN J. H. 1998, SMITH B. J. 1998).

Az 1980-as évektől kezdve világméretű kutatások indultak a radon zárt helységekből való bedúsulási körülményeinek tanulmányozására. Jelenleg is számos országban foglalkoznak a lakóépületek levegőjében lévő radon koncentrációjának felmérésével, és annak egészségügyi vetületével.

A lakásokban a radon felgyülemelése (bedúsulása) nagyon sok tényező függvénye úgy mint: az épület alatti talaj rádium koncentrációjának nagysága, a talaj fizikai és kémiai tulajdonságai, az épület-szerkezete, a szellőztetés és a fűtés módja és gyakorisága, a meteorológiai paraméterek (légnyomás, hőmérséklet, relatív páratartalom), az éghajlati viszonyok és a mindennapi emberi tevékenységek és szokások (MÓCSY I. 2001).

A belső terek, lakások főbb radon forrásai a következők: az épület alatti talaj, az építőanyagok, a víz, valamint a földgáz.

Több éves kutatómunka eredményeire, valamint az irodalmi adatokra támaszkodva, általános érvényű következtetéseket vonhatunk le:

- a zárt helységekből mért radon koncentráció értéke széles skálán helyezkedik el (10 - 10000 Bq/m<sup>3</sup>) és több ezerszer nagyobb lehet a szabad levegőben mért átlag értékeknél (5-15 Bq/m<sup>3</sup>),
- a Közép-Kelet Európai adatok beilleszkednek a szakirodalomban közölt eredmények közé, amelyek 50 és 100 kBq.m<sup>-3</sup> közötti értékek, földszinti lakások levegőjében. A világszerte átlagosan 42 Bq.m<sup>-3</sup>,
- kolozsvári lakásokban mért radon koncentráció éves átlaga 38 és 1950 Bq.m<sup>-3</sup> (MÓCSY I. 1996, MÓCSY I. 1998),
- a nyári hónapokban felére csökken a belső tér levegőjében mért radon koncentráció, - a különböző építőanyagokból épült (hagyományos téglák és előre gyártott elemek, betontéglák), hasonló alapú és méretű tömbházakban végzett mérések eredményeiből kitűnik, hogy az építőanyagokból kiáramló radon koncentráció nem mutatott szignifikáns eltérést. Csökkenő koncentrációt lehet látni az emeleti lakásokban mért értékeknél,
- az egyes épületek legfelső emeletén mért szokatlanul magas értékek a tetőszigetelésnél használt salak jelenlétével magyarázhatók,

- a családi házak lakásaiban mért radon fő forrása a talaj, míg a tömbházakban az építő anyagok,
- a legmagasabb értékek azokban a földszintes családi házakban van, ahol a helységek alatt nincs pince,
- az alapok anyagminősége befolyásolja a radon beáramlását a lakótérbe,
- a csapvízből és a fűtésnél, főzésnél használt metán gázból kiáramló radon mennyisége növelheti a belső tér radon tartalmát, de a legtöbb esetben elhanyagolható a talajból és az építőanyagokból eredő mennyiséghez képest.

## 5. A kutatás célja és az alkalmazott módszer

Erdély területén a lakásokban mért radon koncentráció sok esetben meghaladja a cselekvési szintre javasolt  $200 - 600 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$  értéket, valamint a Romániai szabványokban meghatározott  $200 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$  az új házak és  $400 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$  a régi építmények esetében.

Mivel a lakásokban felgyülemlett radonért 73%-ban az épület alatti talaj a felelős, ezért ebben a dolgozatban a talajból kiáramló radon fluxus nagyságát befolyásoló, kevésbé ismert tényezőjét kutattuk. Erre vonatkozó kevés szakirodalommal találkoztunk (SCHMID S. 1998). Abból az ismert tényből indultunk ki, hogy a légnyomás növekedése, növeli a belső térben beáramló radon mennyiségét.

Erdélyben nincs még autópálya és az E60 nemzetközi út, valamint a helyi jellegű utak falvakon keresztül vezetnek. Ezeket az utakat nem a mai forgalomra méretezték, az alapok nem megfelelőek, így az utóbbi évtizedben megnőtt teherforgalom az utakra nagy nyomással nehezedik. Kutatásunk célja volt követni a radon koncentrációnak változását a lakások belső terében, az utakon áthaladó forgalom okozta nyomás függvényében.

Az első kísérleteket egy nagy forgalmú út melletti, földszintes házban végeztük. A  $4 \times 10$  napos folyamatos mérést, egy 30 napos szilárd test detektoros mérés követet, ahol az 5 – 5 detektort váltakoztattuk reggel 7 óra és este 21 óra között, ezt az intervallumot a közlekedés számlálás eredményére alapoztuk. A folyamatos mérések alatt az ajtó és ablak végig zárva volt. Az úttest és a járda beton burkolatú, és a ház közvetlenül kapcsolódott a járdához, ezért azt mondhatjuk, hogy a talaj nedvességtartalma a kísérletek alatt nem változott. A méréseket az úthoz legközelebb eső szobában végeztük, a detektorokat a padlóra helyezve. A padló szintje 1 m magasan volt a járdaszinthez képest, és alatta, a tömítés kő és homok volt. Mivel az építmény alatt nem volt pince, feltételeztük, hogy az elhaladó teherforgalom okozta nyomás, megnöveli a szobában mért radon koncentrációt.

Ismert tény, hogy a kőzetekben, talajban lévő rádium atomok elbomlásából keletkező radon gáz, a szilárd szemcsék közötti pórusokba jut, ahonnan kiszivárog, feltör a levegőbe. A kiáramlott radon mennyiségének jellemzésére a fluxust használtuk. Feltételeztük, hogy az épület alatti talaj szabad pórusiban a radon koncentráció nem változott. A zárt helységben felgyülemlett radon-gáz, egy idő után eléri a maximum értéket, és ennek ismeretében a fluxust kiszámíthatjuk a következő képlettel:

$$E = C_{\max} \cdot \frac{\lambda \cdot V}{S}$$

ahol:

- E a fluxus ( $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ),
- $C_{\max}$  a szobában, 10 nap átlag radon koncentrációja, éjjel és nappal ( $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ),
- $\lambda$  a radon bomlási állandója ( $2,483 \cdot 10^{-6}\text{s}$ ),
- V a szoba térfogata ( $\text{m}^3$ ),
- S a padló felülete ( $\text{m}^2$ ).

A kísérlet első eredményeit az 1. táblázatban mutatjuk be:

1. táblázat. A radon fluxus átlag értékei nappali és éjszakai mérések alapján

Mérés szám	Dátum 2007-2008	Átlag radon fluxus (mBq.m <sup>-2</sup> .s <sup>-1</sup> )		
		Nappal (7 – 19 intervallum/óra)	Éjjel (19-7 intervallum/óra)	Éjjel/Nappal
1.	10.15.-10.25.	4,45 ± 0,45	3,62 ± 0,47	1,229
2.	11.19.-11.29.	4,37 ± 0,72	3,71 ± 0,53	1,178
3.	12.1 – 12.10.	4,82 ± 0,58	3,99 ± 0,61	1,208
4.	1.12 - 1.24.	5,24 ± 1,12	4,25 ± 0,89	1,233
5.	1.12. - 1. 24. Szilárd test detektorral	3,84 ± 0,43	1,26 ± 0,09	2,698

A táblázatban feltüntetett eredményekből láthatjuk, hogy a nappali és az éjszakai átlag fluxus értékek között van különbség. A nappali értékek 1.51 szer magasabbak az éjjeli értékeknél. Az adatok feldolgozásánál követtük a szobában mért légnyomás, páratartalom és hőmérséklet értékeket. A 10 napos ciklusokban az eltérés az átlag értékektől elhanyagolható volt, így a nappali és éjszakai mérés eredményeket a forgalom okozta talajnyomás növekedéssel tudjuk magyarázni.

## 6. Következtések

Azonos körülmények között, zárt térségben mért nappali és éjszakai átlag radon koncentráció értékek kis eltérést mutatnak.

A nappali magasabb értékeket a teherforgalom okozta nyomásnövekedéssel, magyarázzuk

A négy, 10 napos periódusban mért átlagértékek nem elegendőek, hogy matematikai összefüggést állítsunk fel a közlekedés nagysága és a belsőtér radon aktivitás koncentrációja között.

A kísérletet folytatjuk különböző forgalmú utcában levő lakásokban, a közlekedésszámlálással, egybekötve.

A <sup>222</sup>Rn kiáramlás sebességének ismeretében előre jelezhető, egy adott helységben felgyülemlő <sup>222</sup>Rn koncentráció nagysága, és ennek alapján javaslatokat tehetünk a radon koncentráció csökkentésének érdekében.

## Irodalom

- COHEN B. L. (1995) Test of the linear no-threshold theory of radiation carcinogenesis for inhaled radon decay products, *Health Physics*, vol. 68, pp. 157-174.
- COHEN B. L. (1997) Problems in the radon in lung cancer test of the linear no-threshold theory and a procedure for resolving them, *Health Physics*, vol. 72, pp. 623-628.
- COHEN B. L. (1998) The cancer risk from Low Level Radiation, *Radiation Research*, vol. 149, 5, pp. 525-526.
- FIELD R. W. – SMITH B. J. – LYNCH CH. F. (1998) Ecologic bias revisited, a rejoinder to Cohen's response to "residential <sup>222</sup>Rn exposure and lung cancer: testing the linear no-threshold theory with ecologic data, *Health Physics*, vol. 75, 1, 31p.
- KHAN K. – M. ASLAM – S. D. ORFI – H. M. KHAN (2002) Norm and associated radiation hazards in bricks fabricated in various locates of the North-West Frontier Province (Pakistan), *Journal of Environmental Radioactivity* 58, pp. 59-66
- KÖTELES GY. (1996) Az ionizáló sugárzás dózisa és hatása közötti összefüggések, Budapesti Közegészségügy Intézet kiadványa
- LUBIN J. H. (1998) On the discrepancy between epidemiologic studies in individuals of lung cancer and residential radon and Cohen's ecological regression, *Health Physics*, vol. 75, 1, pp. 4 – 9.

- MÓCSY I. – SIMON K. – FULEA C. (1996) Rn-222 activity concentration in different block of flats in Cluj, Romania, 3rd Symposium of the Croation Radiation Protection Association, 20-22. November, 1996, Zagreb, Croatia, Proceedings, 405p.
- MÓCSY I. – HUNYADI I. – SIMON K. – FULEA C. – VÁSÁRHELYI A. (1998) Rn-222 concentration in some characteristic dwellings in Cluj-Napoca, Radon and Thoron in the human environment, Ed. World Scientific, pp. 440-445.
- MÓCSY I. (2001) Ionizáló sugarak a környezetünkben, Kiadó Erdélyi Tankönyvtanács, Kolozsvár,
- SCHMID S. – WIEGAND J. (1998) The influence of traffic vibrations on the radon potential, Health Physics, vol. 74, 2, pp. 231-236.
- SMITH B.J. – FIELD R.W. – LYNCH C.F. (1998) Residential 222Rn exposure and lung cancer: testing the inear no-threshold theory with ecologic data, Health Physics, vol. 75, pp. 11-17.
- EUROPEAN COMMISSION RADIATION PROTECTION 112 (1999) Radiation Protection Principles concerning the Natural Radioactivity of Building Materials, Directorate-General Environment, Nuclear Safety and Civil Protection
- UNSCEAR 2000 (2000) Sources and Effects of ionizing radiation, Report to the General Assembly, with Scientific Annexes, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, United Nations, New York



*Dr. Csegzi Sándor*<sup>1</sup> – *Dr. Csige István*<sup>2</sup>

## **Representative indoor radon surveys in Transylvanian towns**

### **Abstract**

The greatest part of exposure of the public to natural sources due to the inhalation of short lived decay products of indoor radon gas. Epidemiological surveys show that in houses where the annual average Rn activity concentration is greater than a few hundred Bqm<sup>-3</sup>, the abundance of lung cancer mortality is significantly greater. In a town the measure of the danger due to radon can be estimated using a survey technique based on random sampling and statistical evaluation of measured radon concentrations. The statistical method selected to analyze the results of the radon measurements made it possible to estimate the number of houses, at certain confidence levels, that are expected to have higher radon levels than a given radon concentration. The results of such a survey may well suitable to estimate the exposure of the public to radon at home, and the associate risk and frequency of lung cancer incidence attributable to radon in a township. It can also be used to determine the optimal action level of radon concentration above which the remediation of homes is justified. Based on these results the developed method can be considered suitable to survey further townships for radon.

---

<sup>1</sup> **Dr. Csegzi Sándor** *Traian Vuia Liceum, Marosvásárbely* E-mail: csegzis@tirgumures.ro

<sup>2</sup> **Dr. Csige István** *MTA Atommagkutató Intézet, Debrecen* E-mail: csige@atomki.hu

*Dr. Ranogajec-Komor Mária<sup>1</sup>*

## **Szilárdtest dozimetria a környezeti felmérésekben**

### **Abstract**

The international community is facing the task of the monitoring of environmental radiation because of its potential increases due to human activities. Thermoluminescence (TL) and radiophotoluminescence (RPL) solid state dosimeters are important elements of monitoring networks and are widely used passive detectors for environmental monitoring.

Environmental dosimetry systems have to fulfil the requirement to measure the man-made contribution to environmental radiation (1:10) under variable environmental conditions (UV sunlight, humidity, temperature). The high sensitivity dosimeter system based on LiF:Mg,Cu,P, along with TLD-100 as well as the recently developed SC-1 flat RPL glass dosimeters with FGD-202 reader were investigated in laboratory and field tests. The requirements of the new IEC 61066:2006 Standard for personal and environmental dosimetry was analysed.

To reach international standards and to improve the environmental dosimetry method there is a need for intercomparisons. Recently, a new intercomparison of environmental dosimeters is being organised for a few participants. The protocol and the aim of the intercomparison will be discussed.

### **1. Bevezetés**

Műszakilag rohamosan fejlődő világunkban egyre fontosabb szerep jut a környezetvédelemnek. A környezet megfelelő minőségének a biztosítása az egész társadalom felelőssége. Ez vonatkozik arra is, hogy az emberi tevékenység következtében fellépő, ionizáló sugárzásból eredő dózist ellenőrzés alatt tartsa a környezetben is. A környezeti dózis növekedését több tényező, tevékenység okozhatja, mint például a nukleáris fegyverek próbái, az atomerőművek esetleges balesetei, az ionizáló sugárzás orvosi és ipari alkalmazásai, stb. Emiatt a lehetséges dózisznövekedés miatt a szakemberekre hárul a feladat, hogy a környezetben lévő dózisadatokat rendszeresen összegyűjtsék, feldolgozzák, ami alapfeltétele a környezeti sugárvédelemnek. A környezeti dózismérőkkel szembeni követelmények nem egyszerűek, mérniük kell a természetes sugárzáshoz képest egy nagyságrenddel kisebb mesterséges sugárzást (1:10). Követniük kell a természetes sugárzás változásait, változó és néha szélsőséges körülmények (UV napsugárzás, páratartalom, hőmérséklet) között. Mindehhez még hozzájárul, hogy a természetes sugárzás nagy ingadozást mutat a talajösszetétel, a tengerszint feletti magasság, az éghajlat stb. függvényében. Ezeknek a követelményeknek a szilárdtest dózismérő rendszerek eleget tesznek és ezért alkalmasak a környezetben fellépő külső sugárzás mérésére.

A legfontosabb passzív, integráló szilárdtest dozimetriai rendszerek a termolumineszcenciás (TL) (RANOGAJEC-KOMOR M. 2003) az optikailag stimulált lumineszcenciás (OSL) (MCKEEVER S. et al. 2004) és a rádiófotolumenszcenciás (RPL) (CHIYODA, 2008, HSU S-M. et al. 2006, RANOGAJEC-KOMOR M. et al. 2008) foszforok, detektorok, doziméterek. A szilárdtest doziméterek alkalmazásához feltétlenül helyszíni

---

<sup>1</sup>Dr. Ranogajec-Komor Mária *Ruder Bošković Intézet, Zágráb*, E-mail marika@irb.hr

teljesítményvizsgálat szükséges érvényes nemzeti és nemzetközi szabványokban előírtak szerint (IEC, 2006). Bár az új IEC, 2006 szabvány termolumineszcens doziméter rendszerek személyi és környezeti méréseire vonatkozik, egyes szerzők javasolták (RANOGAJEC-KOMOR M. et al. 2008, ALVES J. G. 2008) hogy érvényességét terjesszék ki más passzív, integráló dozimetriai rendszerre is.

A jelenlegi munka célja a TL és RPL doziméterek néhány, a nemzetközi szabvány szerint vizsgált tulajdonságának összehasonlítása, valamint a környezeti dozimetriai nemzetközi összemérések fontosságának, eredményeinek az áttekintése.

### 3. Kísérleti rész

A vizsgált TL és RPL rendszerek legfontosabb kiértékelési paramétereit az *1. táblázatban* foglaltuk össze.

A  $^{137}\text{Cs}$  és röntgen besugárzásokat a Ruđer Bošković Intézet hitelesített dozimetriai laboratóriumában (SSDL) (VEKIĆ B. et al. 2006) végeztük. Az energiafüggést levegőben és vízzel töltött ICRU fantomon mértük. A detektortokok, a detektorok száma az egyes besugárzásokban, a besugárzási paraméterek részletes leírása korábbi munkáinkban megtalálhatók (RANOGAJEC-KOMOR M. et al. 2008, MILJANIĆ S. et al. 2002).

*1. táblázat. A vizsgált rendszerek kiértékelési paramétereit*

Doziméter	RPL	TLD	TLD
Kód	RPL	GR-200A	TLD-100
Anyaga	ezüsttel aktivált foszfátüveg	LiF:Mg,Cu,P	LiF:Mg,Ti
Eredet	Chiyoda, Japán	Kína	Harshaw, USA
Méret (mm)	16×16×1,5	φ4,5×0,8	3,2×3,2×0,9
Besugárzás előtti hőkezelés			
Hőmérséklet (°C)	400	210	400+100
Idő (h)	1	kiolvasás	1+2
Kiértékelés előtti hőkezelés			
Hőmérséklet (°C)	70	100	100
Idő (min)	60	20	20
Kiértékelés módja	UV gerjesztés	Fűtés	Fűtés
Hőmérséklet (°C)	-	210	270
Idő (s)	-	35	35
Mérőkészülék	FGD-200	Toledo 654	Toledo 654

### 4. Kísérleti eredmények és értékelésük

#### *Dozimetriai tulajdonságok összehasonlítása*

A személyi dozimetriához hasonlóan a környezeti dozimetriában a következő dozimetriai paramétereket, tulajdonságokat kell meghatározni: érzékenység, linearitás, a doziméter csomagon belüli érzékenység szórása (egységesség), megismételhetőség, felejtés, kimutathatósági határ, energiafüggés, irányfüggés, fényhatás.

A szögfüggést és a fényhatást ebben a munkában nem vizsgáltuk, HSU S-M. et al. 2006 munkájában megtalálható az RPL és TLD-100 szögfüggése. A fényhatás RPL dozimétereknél nem játszik szerepet, mert az egész rendszer automatikus, vagyis a detektorok a besugárzás előtti hőkezelés után végig a tokjaikban vannak, a besugárzás, a kiolvasás előtti hőkezelés és a kiolvasás alatt fény nem juthat az üveg detektorokra. A vizsgált dozimetriai rendszerek jellemzői a *2. táblázatban* és az *1-3. ábrában* találhatók.

2. táblázat. A vizsgált doziméter rendszerek néhány jellemzője\*

Doziméter	RPL	GR-200A	TLD-100
Relatív érzékenység	-	108	1
Doziméterek egységessége $v$ (%)	1-4	2	4
Megismételhetőség $v$ (%)	1,3-2,7	5	4
Linearitás $v$ (%)	0,5-1,4	5	4
Felejtés (%)	0	0	0
Kimutathatósági határ $3 \times s_{\bar{E}}$ ( $\mu\text{Gy}$ )	2,22	0,01-0,2	5,0

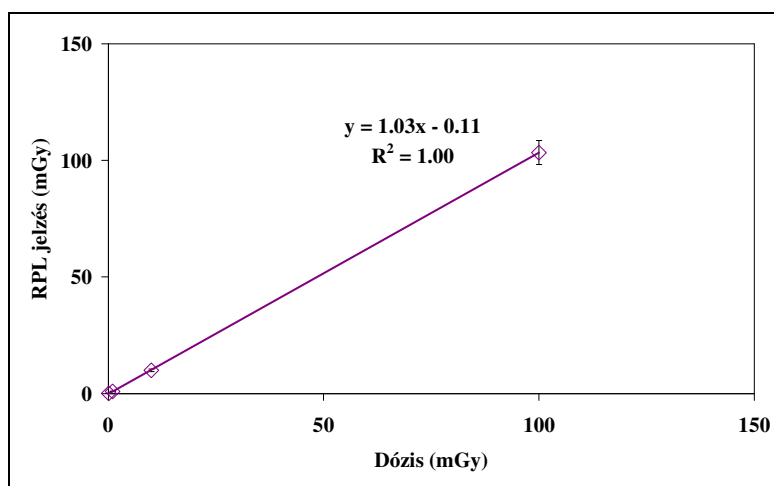
- A képletek és egyéb magyarázatok a szövegben találhatóak

A 2. táblázatban az IEC, 2006 szabványának megfelelően a mért értékekből meghatároztuk a  $v$  variációs együtthatót, vagyis a relatív szórást:

$$v = \frac{s_{\bar{E}}}{\bar{E}} \quad (1)$$

ahol  $s_{\bar{E}}$  a szórás,  $\bar{E}$  pedig a mért dózisértékek átlaga. A relatív érzékenység RPL dozimétereknél nem adható meg, mert a kiolvasási jelzés nem azonos a TLD-k jelzésével. A kimutathatósági határ azonban szintén felvilágosítást nyújt az érzékenységre. A kimutathatósági határt PIESCH, E. – BURGKHARDT, B. 1984 szerint (legalább) 10 darab besugárzatlan detektor kiolvasott jelzésének a háromszoros szórásaként fejeztük ki. A 0%-os felejtés az kiolvasás előtti előfűtéssel (1. táblázat) és a besugárzás-kiértékelés közötti 24 órás tárolással érhető el (RANOGAJEC-KOMOR M. et al. 2008, MILJANIĆ S. et al. 2002).

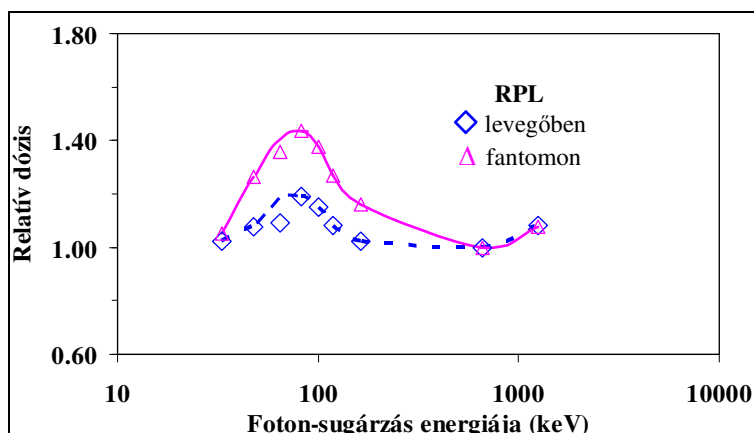
Az RPL detektorokra kapott megismételhetőségi értékek jobbakként, mint a TLD-re kapott értékek. A linearitási görbe adatai (1. ábra) jó egyezést mutatnak a HSU S-M. et al. (2006) által kapott adatokkal.



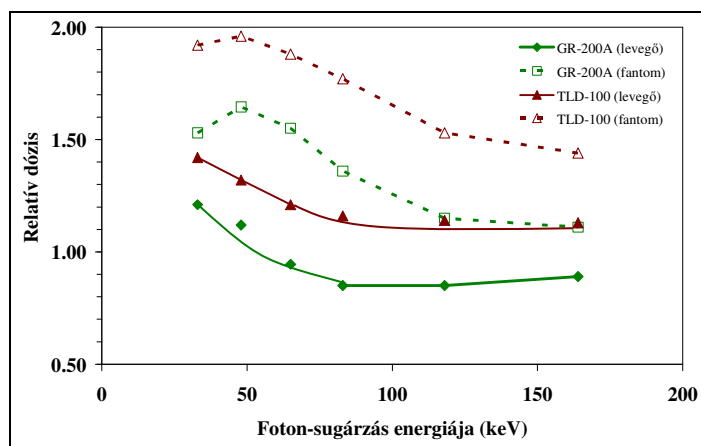
1. ábra. RPL detektorok linearitása

Az energiafüggést mértük levegőben, ami megfelel a környezeti dozimetriai követelményeknek ( $H^*(10)$  vagyis a környezeti dózisekvivalens mérésének), de mértük az un. ICRU fantomon is. Az RPL doziméterek energiafüggését 33-660 keV energia tartományban a 2a. ábra, a TLD-k energiafüggését 33-164 keV energiatarományban a 3. ábra mutatja be. Jól

látható a különbség a levegőben és a fantomon mért értékek között, mivel a fantomon történő besugárzásnál a sugárzás spektruma változik a szóródás következtében. Az RPL doziméterek energiafüggése levegőben jobb, mint a vizsgált TL dozimétereké. Ez a tokozásukban található, jól megválasztott szűrők eredménye.



2a. ábra. RPL doziméter energiafüggése

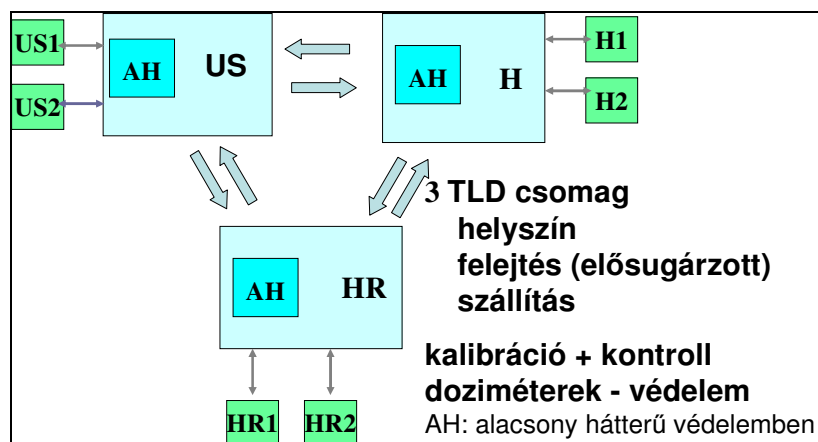


3. ábra. TLD doziméterek energiafüggése

## 5. A környezeti összemérésekről

A nemzetközi szabványok követelményeinek eléréséhez a fent leírt elemzésen, bemérésen kívül összemérések is szükségesek. Már több, széleskörű nemzetközi összemérést szerveztek környezeti passzív doziméterek összemérésére. Helyhiány miatt csak néhány fontosabbat idézünk: (CEC 1989, BOTTER-JENSEN L. 1995, MCKINLAY A. F. 1985, KLEMIC G. et al. 1999). Általában elmondhatjuk, hogy az összemérésekben résztvevő laboratóriumok ily módon tökéletesítik környezeti dozimetriai módszerüket, és egyben biztosítják dozimetriai rendszerük periodikus minőségellenőrzését. Az általunk két ízben szervezett nemzetközi összemérés (RANOGAJEC-KOMOR M. et al. 1996, RANOGAJEC-KOMOR M. – URAY I. 1999.) a fentiekől eltérő módszer szerint került kivitelezésre. A résztvevők kiválasztottak két lokációt a saját országukban, amely különbözött tengerszint feletti magasságban és a környezeti dózist befolyásolható tevékenységben. Minden laboratórium küldött a többi laboratóriumnak 3 dozimétercsomagot a környezeti dózis mérésére, a felejtési tényező és a szállítási dózis korrekciós tényezőjének meghatározására. Mindkét összemérésbe akkor új detektorokon

alapuló (LiF:Mg,Cu,P, Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>:C, RPL stb.) doziméter rendszereket vizsgáltunk. A protokollt sematikusán a 4. ábrán mutatjuk be.



4. ábra. Az általunk szervezett összemérés protokollja

Az összemérésekből a következőket állapítottuk meg:

- az (akkor) új dozimetriai rendszerek eleget tettek a környezeti dozimetria követelményeinek,
- a laboratóriumban korábban szélsőséges hőmérsékleti és páratartalmi körülmények között kapott felejtés (fading) (RANOGAJEC-KOMOR M. – KLEMIC G. 1999) a környezetben nem volt megfigyelhető,
- az éghajlati viszonyok nem befolyásolták a dózisértékeket sem évszakok, sem helyi viszonyok szerint,
- a felejtési korrekció nem okozott jobb eredményeket.

Jelenleg egy nemzetközi összemérést készítünk elő új dozimetriai rendszerek, valamint a felejtési korrekció vizsgálatára.

## 6. Következtetések

A környezeti szilárd test dozimetriai rendszereket egyre tökéletesítik, újabb és újabb detektorokat alkalmaznak. Emiatt és a különböző dozimetriai rendszerekkel kapott eredmények összehasonlíthatósága miatt fontos a szilárdtest doziméterek karakterizációja lehetőleg a nemzetközi szabvány előírásai szerint.

A RPL dozimetriai rendszer környezetdozimetriai tulajdonságai azonosak vagy jobbak, mint a hasonló TL rendszereké.

Az új dozimetriai rendszerek minőségellenőrzését valamint a még fennálló kérdések, problémák (felejtést befolyásoló tényezők, transzport dózis korrekciók, stb.) tisztázását nemzetközi összemérések a jövőben is nagymértékben elősegíthetik.

## 7. Összefoglalás

Az emberi tevékenység következtében fellépő lehetséges dóziszövedés miatt a szakemberekre hárul a feladat, hogy a környezetben lévő dózisszinteket rendszeresen összegyűjtsék, feldolgozzák, ami alapfeltétele a környezeti sugárvédelemnek. A környezeti dózismérőknek megfelelő pontossággal kell mérniük a természetes sugárzáshoz képest egy nagyságrenddel kisebb mesterséges sugárzást változó és néha szélsőséges körülmények (UV

napsugárzás, páratartalom, hőmérséklet) között. Ezeknek a követelményeknek a szilárdtest dózismérő rendszerek eleget tesznek és ezért alkalmasak a környezetben fellépő külső sugárzás mérésére. A legfontosabb passzív, integráló szilárdtest dozimetriai rendszerek a termolumineszcenciás (TL), az optikailag stimulált és a rádiofotolumenszcenciás (RPL) foszforok, detektorok, doziméterek. A nagyérzékenységű LiF:Mg,Cu,P alapanyagú TL dozimétert vizsgáltuk a TLD-100-hoz viszonyítva laboratóriumi és környezeti körülmények között, valamint a jelenleg kifejlesztett SC-1 kódos RPL üveg dozimétert az FGD-202 kiolvasóval. A vizsgált doziméterek tulajdonságait részben az IEC 61066:2006 nemzetközi szabványokban előírtak szerint elemeztük. Az újonnan kifejlesztett RPL doziméterek laboratóriumi karakterizációjuk szerint messzemenően megfelelnek a környezeti dozimetria követelményeinek. Környezeti körülmények között egy most induló nemzetközi összemérésben tanulmányozzuk az RPL rendszert, amelynek protokollját bemutatjuk.

### Irodalom

- ALVES J. G. (2008) Developments in standards and other guidance for individual monitoring, *Radiat. Measur.* (2008), doi:10.1016/j.radmeas.2007.12.044
- BOTTER-JENSEN L. – THOMPSON I. M. G (1995) An international intercomparison of passive dosimeters, electronic dosimeters and dose rate meters used for environmental measurements. *Radiat. Prot. Dosim.* pp. 60, 201-211.
- BURGHARDT B. – FESTAG J. G. – PIESCH E. – UGI S. (1996) New aspects of environmental monitoring using phosphate glass and thermoluminescence dosimeters, *Radiat. Prot. Dosim.* 66(1), pp. 187-192.
- CEC, COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES (1989) Intercomparison of environmental gamma dose rate meters, a comprehensive study of calibration methods and field measurements, Part I, 1984 and 1985 Experiments. Report EUR 11665EN, Luxemburg, CEC.
- CHIYODA TECHNOL CORPORATION (2008) [http://www.c-technol.co.jp/technol\\_eng/](http://www.c-technol.co.jp/technol_eng/)
- HSU S-M. – YEH S-H. – LIN M-S. – CHEN W-L. (2006) Comparison on characteristics of radiophotoluminescent glass dosimeters and thermoluminescent dosimeters. *Radiat. Prot. Dosim.* pp. 119, 327-331.
- IEC, INTERNATIONAL ELECTROTECHNICAL COMMISSION (1991) Thermoluminescence dosimetry systems for personal and environmental monitoring. CEI/IEC International Standard 1066:1991.
- IEC, INTERNATIONAL ELECTROTECHNICAL COMMISSION (2006) Thermoluminescence dosimetry systems for personal and environmental monitoring. CEI/IEC International Standard 61066:2006.
- KLEMIC G. – SHOBE J. – SENGUPTA S. – SHEBELL P. – MILLER K. – CAROLAN P.T. – HOLEMAN G. – KAHNHAUSER H. – LAMPERTI P. – SOARES C. – AZZIZ N. – MOSCOVITCH M. (1999) State of the art of environmental dosimetry: 11th international intercomparison and proposed performance tests. *Radiat. Prot. Dosim.* 85 (1-4), pp. 201-206.
- MCKEEVER S. W. S. – BLAIR M. W. – BULUR E., GAZA R. – GAZA RA. – KALCHGRUBER R. – DAVID M. – KLEIN D. M. – EDUARDO G. – YUKIHARA E. G. (2004) Recent advances in dosimetry using the optically stimulated luminescence of Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>:C. *Radiat. Prot. Dosim.* 109, pp. 269-276.
- MCKINLAY A. F. (1985) An intercomparison study of thermoluminescent dosimeters for environmental measurements. (Commission of the European Communities, Luxemburg) EUR 10330.
- MILJANIĆ S. – RANOGAJEC-KOMOR M. – KNEŽEVIĆ Ž. – VEKIĆ B. (2002). Main dosimetric characteristics of some tissue-equivalent TL detectors. *Radiat. Prot. Dosim.* 100 (1-4), pp. 437-442.
- PIESCH E. – BURGHARDT B. (1984) Environmental monitoring, European interlaboratory test programme for integrating dosimeter systems, Commission of the European Communities, Luxemburg, EUR 8932.
- RANOGAJEC-KOMOR M. – VEKIĆ B. – PIESCH, E – BURGHARDT B. – SZABÓ P. P. (1996) International intercomparison of solid state dosimeters within environmental monitoring. *Radiat. Prot. Dosim.* Pp. 66, 139-144.
- RANOGAJEC-KOMOR M. – KLEMIC G. – SENGUPTA S. – KNEŽEVIĆ Ž. – RACCAH F. – VEKIĆ B. (1999) Investigation of the performance of <sup>7</sup>LiF:Mg,Cu,P under environmental conditions. *Radiat. Prot. Dosim.* 85 (1-4), pp. 217-222.
- RANOGAJEC-KOMOR M. – URAY I. – KLEMIC G. – GABRIĆ D. (1999) Intercomparisons of new TLDs for environmental monitoring. Proc. of the IRPA Regional Symp: Radiation Protection in Neighbouring Countries of Central Europe, Budapest, Roland Eötvös Physical Society (ed. S. Deme), 22-27 August 1999, pp. 504-511.

- RANOGAJEC-KOMOR M. (2003) Thermoluminescence dosimetry – Application in environmental dosimetry. Radiat. Safety Management 2 (1) pp. 2-16.
- RANOGAJEC-KOMOR M. – KNEŽEVIĆ Ž. – MILJANIĆ S. – VEKIĆ B. (2008) Characterisation of radiophotoluminescent dosimeters for environmental monitoring. Radiat. Measur. Doi. 10.1016/j.radmeas.2007.11.020.
- VEKIĆ B. – BAN R. – MILJANIĆ S. (2006) Secondary standard dosimetry laboratory at the Ruđer Bošković Insitute. Arh. Hig. Rada Toksikol, pp. 57, 189-194.



Dr. Osvay Margit<sup>1</sup> – Katona Tünde<sup>2</sup>

## Szilárdtest dózismérő rendszerek fejlesztése, vizsgálata és alkalmazása az izotópkutató intézetben

### Abstract

Investigations, preparations and applications of various thermoluminescence (TL) dosimetry systems on the Institute of Isotopes of the Hungarian Academy of Sciences are briefly reviewed. Dosimetric properties of  $\text{Al}_2\text{O}_3:\text{Mg},\text{Y}$  ceramic TL dosimeters developed for reactor dosimetry purposes are given and a two-elements dosimeter system ( $\text{CaSO}_4:\text{Tm}$  and  $\text{Al}_2\text{O}_3:\text{C}$ ) for environmental monitoring has been designed.

### 1. Bevezetés

A termolumineszcencia (TL) módszer a környezeti, személyi és klinikai dozimetriában ma már elfogadott az ionizáló sugárzás mérésére (MCKEEVER, S. W. 1995).

A termolumineszcencia termikusan stimulált fényemisszió olyan szigetelő és félvezető anyagoknál, melyekben előzetesen ionizáló sugárzás abszorbeálódott.

A TL olyan foszforeszcencia, melynél az emittáló anyag hőmérséklete növekszik.

A módszer lényege: a besugárzott, majd a termolumineszcens kiértékelő berendezésben megfelelően felmelegített (vagyis kiértékelt) dózismérők által kibocsátott fény arányos az elnyelt sugárdózissal.

A TL emisszió alatt az anyagok fotovezetést is mutatnak, elektromos töltések mozognak a kristályrácsban. A kristályban levő hibák illetve szennyeződések, szándékosan bevitt adalékanyagok (aktivátorok) jelentős szerepet játszanak: csapda szinteket hoznak létre a vezetési és a valencia sáv között. A legjelentősebb elektron csapda illetve lyuk csapda neve F centrum illetve V centrum. A TL jelzés intenzitása az anyag melegítése során arányos az elektronok és lyukak lumineszcencia centrumban történő rekombinálódásának számával.

A TL azon ritka fizikai jelenség, melyet sokkal sikeresebben alkalmaznak, mint magyaráznak.

Kiterjedt nemzetközi kutatómunka folyik az elmélet és alkalmazás területén több évtizede. 1965 óta 3 évente Nemzetközi Szilárdtest Dozimétriá Konferenciát tartanak. A „11th International Conference on Solid State Dosimetry” konferenciát 1995-ben a mi intézetünk rendezte Budapesten.

A világ élvonalába tartozó kutatóintézetekkel együtt közel 30 éve bevezettük és alkalmazzuk a TL módszert az izotópgyártásnál és más sugárveszélyes munkakörben dolgozóknál a személyi dozimetriai ellenőrzésére.

A kis méretű (átmérő: 5 - 8 mm), sokszor felhasználható, könnyen kezelhető TL dózismérők sikeres alkalmazásán túlmenően jelentős kutatási eredményeket értünk el.

Ennek során a sugárdozimétriára különböző céljaira TL dózismérő rendszereket fejlesztettünk, új kiértékelési módszereket dolgoztunk ki, és jelentős alapkutatómunkát is végeztünk a TL folyamatok jobb megismerésére.

<sup>1</sup>Dr. Osvay Margit MTA Izotópkutató Intézet, Budapest, E-mail osvay@iki.kfki.hu

<sup>2</sup>Katona Tünde MTA Izotópkutató Intézet, Budapest, E-mail katona@iki.kfki.hu

Az elmúlt évtizedek eredményeit összegezve a következőket emeljük ki:

- Sajátfejlesztésű  $\text{Al}_2\text{O}_3:\text{Mg},\text{Y}$  TL dózismérők előállítására kis és nagy gamma dózisok mérésére (OSVAY M. 1980, RANOGAJEC-KOMOR M. 1986, OSVAY M. 1989, OSVAY M. – BÍRÓ T. 1993, OSVAY M. 1996)
- TL rendszerek fejlesztése kevert (kis és nagy LET értékű) sugárzási terek szelektív mérésére (OSVAY M. – DEME S. 1999, OSVAY M. 1999)
- $\text{Al}_2\text{O}_3:\text{Mg},\text{Y}$  felaktiválódásának vizsgálata gyorsneutron dozimetriai célra ciklotron és atomreaktor sugárterében (RANOGAJEC-KOMOR M. 1983, SANTOS, J. 2007)
- Fototranszfer termolumineszcens (PTTL) módszer kidolgozása a TL dózismérők újra kiértékelésére (OSVAY M. 1990, OSVAY M. 1991, OSVAY M. 1993)
- Különböző TL dózismérők reprodukálhatóságának összehasonlító vizsgálata atomreaktorok sugárterében (FERNANDES, S. 2006)
- TL alapjelenségek vizsgálata (PETŐ Á. 1996, PETŐ Á. – KELEMEN A. 1996)
- Környezeti dozimetria nagyérzékenységű TL dózismérőkkel (KATONA T. 2007)

Jelen közleményünkben két új fejlesztés és vállalkozás sikeréről adunk számot:

- A. Nagy (Gy-10 kGy) gamma dózisok mérése magas hőmérsékleten atomreaktorban
- B. Nagyon kis (100 nGy-10 mGy) dózisok mérése a környezetben és a sztratoszférában

## 2. Feladatok és módszerek leírása

### A. $\text{Al}_2\text{O}_3:\text{Mg},\text{Y}$ TL dózismérők alkalmazása magas hőmérsékleten

Az alumíniumoxid kerámia dózismérőket az MTA Izotópkutató Intézetében fejlesztettük ki nagy gamma dózisok szobahőmérsékleten történő mérésére és kezdeményezői lettünk a TL módszer kiterjesztésének a reaktordozimetria területére, ahol nagy dózisokat (Gy – 10 Gy) kell meghatározni (OSVAY M. 1996).

Kutatási célkitűzésünkben az vezérelt, hogy a kereskedelemben kapható, személyi és környezeti dozimetriai célra (mGy – Gy dózistartomány) jól bevált, rendelkezésre álló TL anyagok nem alkalmasak nagy dózisok megbízható mérésére.

Hazai alapanyagból, polikristályos alumíniumoxid ( $\text{Al}_2\text{O}_3$ ) kerámia bázison olyan új TL sugárzásdetektort fejlesztettünk ki és szabadalmaztattunk, melynek érzékenységét és méréstartományát a megfelelően adagolt aktivátorokkal széles határok között lehet változtatni (OSVAY M. 1989). A sorozatban előállított dózismérő anyag egyik változata sugártechnológiai dozimetriai célra alkalmazható, méréstartománya: 10mGy- 10 kGy.

A sajátfejlesztésű  $\text{Al}_2\text{O}_3:\text{Mg},\text{Y}$  kerámia dózismérőnk számos hazai és külföldi felhasználója között kiemeljük a Paksi Atomerőmű Rt-t, ahol 1999 óta ipari méretekben használjuk dózismérőinket a reaktor hermetikus terén belül a dóziseloszlás mérésére, különös tekintettel a dózisviszonyokra az elektromos kivezető kábelek közelében. A hermetikus térben a gamma sugárzási tér legfőbb forrása a primérfürdő víz oxigénjéből folyamatosan keletkező  $^{16}\text{N}$ , mely rövid felezési idejű, nagyenergiájú (6 MeV) gamma sugárzó izotóp.

A nagyjelentőségű vállalási szerződésünk (a Paksi Atomerőmű Rt mint megbízó valamint az MTA IKI mint vállalkozó) megkötését megelőzően a megbízó referencia besugárzásokat végzett dózismérőinkkel. Az eredmények pontossága alapján mi nyertünk a Siemens cég által felkínált dózismérő rendszerrel versenyben.

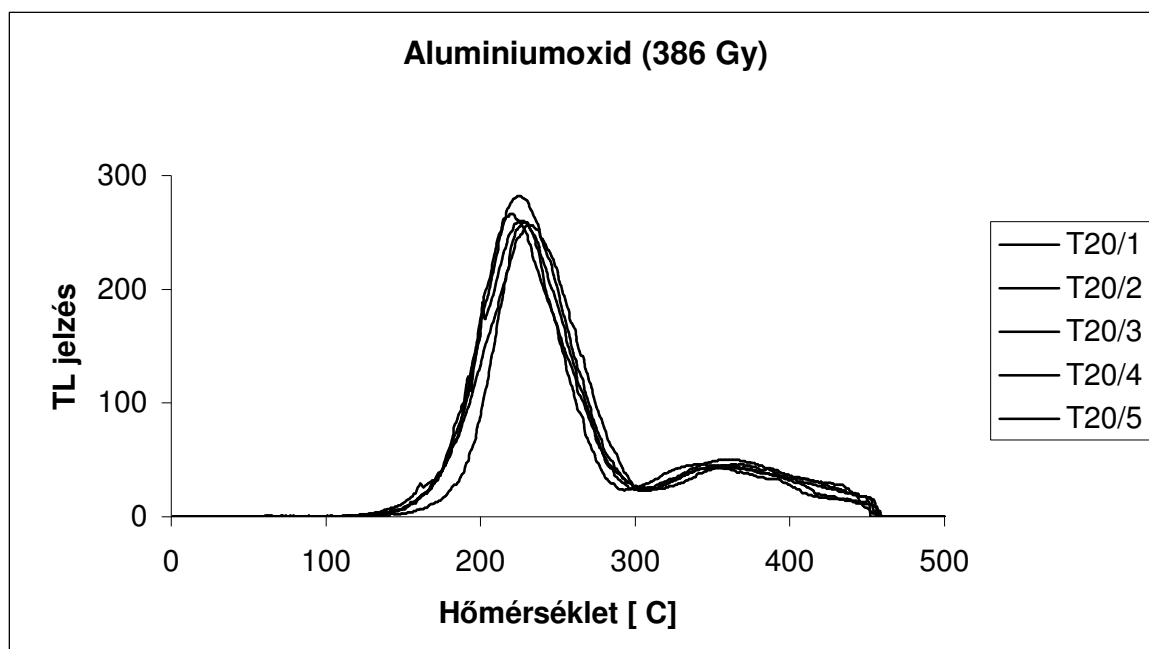
Nukleáris reaktor hermetikus terében meglehetősen „barátságtalanok” a körülmények, mivel 0.1 Gy – 10 kGy nagyságú gamma dózisokat kell mérni egy év alatt, kevert neutron gamma sugárterben, 50 – 100°C hőmérsékleten

A legtöbb TL dózismérő nem használható ilyen körülmények között, kivétel az 1400°C-on előállított  $\text{Al}_2\text{O}_3:\text{Mg},\text{Y}$  kerámia (mérete: 8x1 mm), melynek előnyös tulajdonságai:

- széles méréshatár (10 mGy – 10 kGy) gamma dózisok mérésére,
- elhanyagolható neutron érzékenység a gammához képest 6 MeV neutron energiáig,
- megfelelő TL csúcs magas hőmérsékleten történő alkalmazásra,
- nagy mechanikai szilárdság, jó reprodukálhatóság.

Az  $\text{Al}_2\text{O}_3:\text{Mg},\text{Y}$  kerámia dózismérőkkel korábban csak szobahőmérsékleten végeztük méréseket. (OSVAY M. 1996) Ahhoz, hogy a dózismérő alkalmazhatóságát szobahőmérsékletről magas hőmérsékletre is kiterjesszük és vállalkozzunk a meglehetősen sokrétű feladatra, további fejlesztési tevékenységre volt szükség.

Magas hőmérsékleten akkor használható egy TL dózismérő, ha a kifűtési görbe 200°C közelében levő ún. dozimetriai csúcson kívül magasabb hőmérsékletű csúccsal is rendelkezik. Az  $\text{Al}_2\text{O}_3:\text{Mg},\text{Y}$  kifűtési görbéje két hőmérsékleti csúccsal rendelkezik (1. ábra).



1. ábra. Az  $\text{Al}_2\text{O}_3:\text{Mg},\text{Y}$  kerámia dózismérők (5 db) kifűtési görbéi szobahőmérsékleten

A vizsgálatokhoz használt dózismérőket az Országos Mérésügyi Hivatal (OMH) által hitelesített sugárterekben kalibráltuk. A vizsgálatokhoz használt nagyszámú dózismérőt úgy válogattuk össze, hogy azok TL érzékenysége 10 %-on belül legyen (1. ábra).

Magas hőmérsékleten is alkalmazható dózismérő rendszer fejlesztéséhez 20 és 100 ° C hőmérséklet között szabályozható fűtőberendezést terveztünk és építettünk, hogy megvizsgálhassuk a magas hőmérsékleten történő besugárzás hatásait.

A fűthető tartóban elhelyezett dózismérőket automatikus rendszer szállította a 10 Gy/h dózisteljesítményű  $^{137}\text{Cs}$  gamma forrás kalibrált sugárterébe.

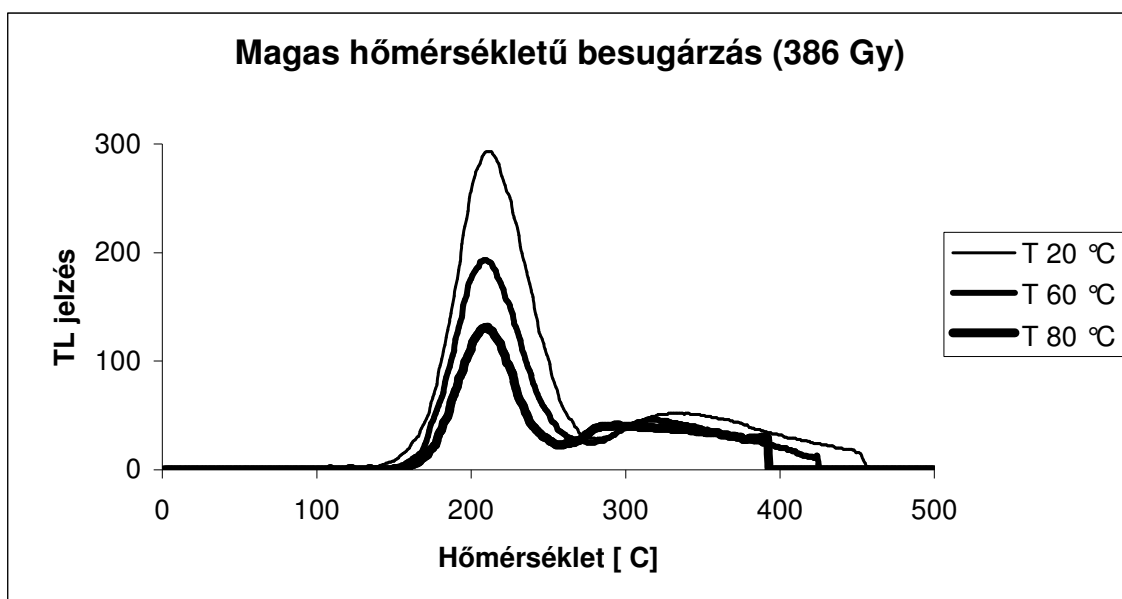
A besugárzott dózismérők kiolvasásához Harshaw gyártmányú (USA) TL kiértékelőt használunk. A kiértékelés során lehetőség van a kifűtési görbe dózissal arányos, csúcs alatti területeinek analizálására számítógép segítségével.

A 2. ábrán láthatók a TL dózismérő kifűtési görbéi, melyeket 20, 60 és 80 °C hőmérsékleten, egyenként 386 Gy gamma dózissal történt besugárzás utáni kiértékelésnél kaptunk.

A szisztematikus mérés sorozatok eredményeinek alapján megállapítható, hogy a mérőrendszer jól használható magas hőmérsékleten is dózismérésre megfelelő számítási korrekciók alkalmazásával.

Az TL dózismérőket az éves főjavítási időszak alatt helyeztük el az atomerőműben, hiszen a hermetikus térbe bejutni csak évente egyszer, a főjavítások alatt lehet.

Az atomerőmű blokkjaiba kihelyezett, megfelelően tokozott, nagyszámú sugárzásdetektorral végzett méréssel feltérképeztük a primer kör közelében uralkodó dózisviszonyokat is.



2. ábra.  $Al_2O_3:Mg,Y$  dózismérők kifűtési görbéi (besugárzás 20, 60 és 80°C-on történt)

A fejlesztés során új tudományos eredményeket is kaptunk a TL dózismérők fading (felejtés) tulajdonságaira. Összehasonlítottuk a „klasszikus” fading (a már besugárzott dózismérők tárolása különböző hőmérsékleten) illetve a magas hőmérsékleten történt besugárzás okozta fading hatását (OSVAY M. 2006). A szakirodalom hasonló vizsgálatokról nem számolt be.

## B. Környezeti dózisok mérése nagyérzékenységű TL dózismérő rendszerrel

A környezetünkben mindenhol mérhető természetes háttérsugárzás a tengerszint magasságában 100-200 nSv/h, amely két komponensből tevődik össze közel 1/3 illetve 2/3 arányban:

- a Föld természetes háttérsugárzásából (kőzetekben levő természetes eredetű izotópok),
- a kozmikus sugárzásból (galaktikus és szoláris, Napból eredő sugárzás).

A talaj természetes háttérsugárzását zömmel a kis ionizációs képességű (kis LET-értékű) gamma-sugárzás adja, míg a kozmikus sugárzás nagyenergiájú, nagy áthatoló képességű (nagy LET-értékű) részecskéktől ered (protonok, alfarészecskék, neutronok, töltött C, N, O atommagok).

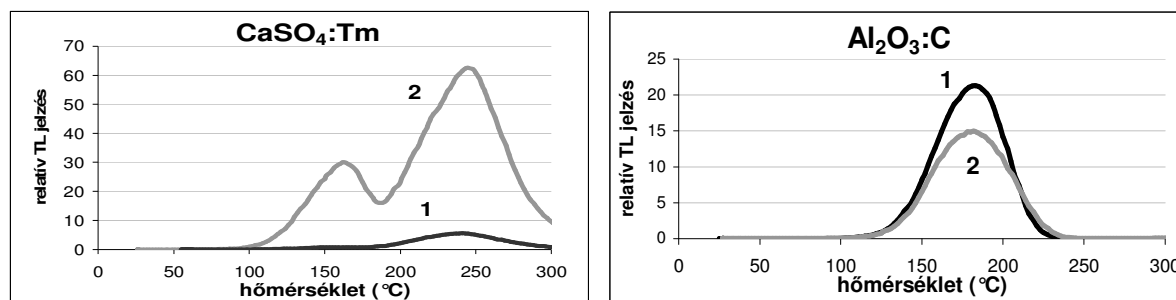
A tengerszinttől távolodva nő a kozmikus sugárzás mértéke. A troposzférában, az utasszállító gépek repülési magasságában (8-12 km) a sugárzás közel 1000 nSv/h (NOLL M. 1996), vagyis néhányszor nagyobb a tengerszintnél mért természetes háttérsugárzás értékénél.

Az ionoszféra magasságában, ahol az űrhajók járnak (200-250 km) a kozmikus sugárzás nagysága és összetétele jól ismert, azonban alig van mérési adat az irodalomban a sztratoszféra (12-60 km) dózisviszonyaival kapcsolatban.

Környezeti dózisok mérésére nagyérzékenységű, két elemes TL dózismérő rendszert fejlesztettünk. A választott dózismérő pár, az orosz  $\text{Al}_2\text{O}_3:\text{C}$  (AKSELROD M. S. 1990) és a szerb  $\text{CaSO}_4:\text{Tm}$  (PROKIC M. 1993) dózismérők megkülönböztethető jelzést adnak a kis (gamma) illetve nagy ionizáló képességű (neutron, alfa) sugárzásokra. (OSVAY M. 1999, KATONA T. 2007).

A kalibrációhoz szükséges besugárzásokat  $^{137}\text{Cs}$  gamma és  $^{241}\text{Am}$  alfa sugárforrásokkal végeztük. A dózismérők termolumineszcens kifűtési görbéi 1,5 mGy gamma illetve 4,5 mGy alfa dózis hatására a 3. ábrán láthatók. A  $\text{CaSO}_4:\text{Tm}$  közel 10-szer nagyobb érzékenységet mutat nagy LET értékű sugárzás hatására, mint az  $\text{Al}_2\text{O}_3:\text{C}$ , ráadásul az előbbi esetén a TL görbe szerkezete is megváltozik.

Ezt a kevert (kis és nagy LET értékű) sugárterek mérésére is alkalmas, nagyérzékenységű dózismérő rendszert sikeresen alkalmaztuk a sztratoszférában (38 km magasságban) végzett nemzetközi ballon kísérletekben, jelenleg pedig telephelyünkön, Csillebércen folyamatos környezeti dozimetriai összemérés történik ugyanezzel a rendszerrel.



3. ábra.  $\text{CaSO}_4:\text{Tm}$  és  $\text{Al}_2\text{O}_3:\text{C}$  TL kifűtési görbéi külön-külön: (1) 1,5 mGy  $^{137}\text{Cs}$  gamm-a, illetve (2) 4,5 mGy  $^{241}\text{Am}$  alfa-sugárzással történt besugárzás hatására

A sztratoszféra dózisviszonyainak meghatározására végzett vizsgálatokhoz 10-10 db két elemes ( $\text{Al}_2\text{O}_3:\text{C}$  és  $\text{CaSO}_4:\text{Tm}$ ) dózismérőt használtunk. A tranzitdózis levonása, valamint a TL dózismérő rendszer kalibrációs értékeinek figyelembe vételével meghatároztuk a kis és nagy LET értékű sugárzás arányát is 38 km magasságban.

A ballon kísérlet eredménye azt mutatja, hogy a sztratoszférában a nagy LET értékű sugárzás dominál és a kozmikus sugárzás közel 100-szor nagyobb a tenger szintnél mért kozmikus komponens (30 nSv/h) értékéhez képest. (KATONA T. 2007).

A telephelyünkön néhány hónapja folyamatban lévő környezeti dozimetriai összemérés eredményei megerősítik a korábban más rendszerekkel mért adatokat.

A szabadba, 1 méterrel a felszíntől kihelyezett dózismérő párokkal ( $\text{CaSO}_4:\text{Tm}$  és  $\text{Al}_2\text{O}_3:\text{C}$ ), havi rendszerességgel végzett ellenőrző mérések alapján megállapítható, hogy a mért dózis adatokból számolt dózisteljesítmények a telephely egy mérési pontján sem haladják meg az átlagos természetes háttér értékét (<2  $\mu\text{Gy}/\text{nap}$ ), még a kísérleti atomreaktor épülete vagy a kiégett fűtőelem tároló mellett sem.

## Irodalom

- AKSELROD, M. S. – KORTOV, V. S. – KRAVETSKY, D. J. – GOTLIB, V. I. (1990) Highly sensitive thermoluminescent anion-defective  $\text{Al}_2\text{O}_3\text{:C}$  single crystal detectors, *Rad. Prot. Dos.* 32 p. 15.
- FERNANDES, A. I. – GONCALVES, J. – SANTOS, J. – MARQUES, A. – KLING, A. – OSVAY M. (2006) Dosimetry at the Portuguese Research Reactor using thermoluminescence measurements and Monte Carlo calculations, *Rad. Prot. Dosimetry* 120 p. 349
- KATONA T. – OSVAY M. – DEME S. – KOVÁCS A. (2007) Environmental dosimetry using high-sensitivity detectors, *Rad. Phys. and Chemistry* 76 p. 1511.
- MCKEEVER, S. W. – MOSCOVITCH, S. M. – TOWNSEND, P. D. (1995) *Thermoluminescence Dosimetry Materials: Properties and Uses*, Nuclear Technology Publishing, England
- NOLL, M. – VANA N. – SCHÖNER W. – FUGGER M. – BRANDL H. (1990) Dose measurements in mixed radiation fields in aircraft with TLD's under consideration of the high temperature ratio, *Rad. Prot. Dosimetry* 66 p. 119.
- OSVAY M. – BÍRÓ T. (1980) Aluminium Oxide in TL Dosimetry, *Nuclear Instruments and Methods*, 175 p. 60.
- OSVAY M. – SZTANKOVICS L. – PODHORÁNYI GY-NÉ – BÍRÓ T. – GOLDER F. (1989) Eljárás Alumínium-oxid Alapú Termolumineszcens Sugárzásdetektorok Előállítására, *Magyar Szabadalom* 201 611/89,
- OSVAY M. – RANOGAJEC-KOMOR M. – GOLDER, F. (1990) Comparative PITL and PTTL investigations on TL detectors, *Rad. Prot. Dosimetry* 33, p. 135.
- OSVAY M. – RANOGAJEC-KOMOR M. – GOLDER F. (1991) Light sensitivity of  $\text{LiF:Mg,Ti}$ ,  $\text{CaF}_2\text{:Mn}$  and various  $\text{Al}_2\text{O}_3$  thermoluminescent detectors, *Kernenergie* 34 p. 116.
- OSVAY M. – LEMBO L. (1993) Comparative investigations on UV sensitivity of newly developed LiF detectors, *Rad. Prot. Dosimetry* 47 p.227
- OSVAY M. – BÍRÓ T. (1993) Aluminium Oxide (chapter in the book) *Thermoluminescent Materials*, Editor: D. R.Vij, Prentice Hall Inc. USA
- OSVAY M. (1996) Measurements on Shielding Experiments Using  $\text{Al}_2\text{O}_3\text{: Mg, Y}$  TL Detectors, *Rad. Prot. Dosimetry* 66 p. 217.
- OSVAY M. – DEME S. (1999) Comparative investigation of LiF TL doseimeters using low and high LET radiation fields, *Rad. Prot. Dosimetry* 85 p. 469.
- OSVAY M. – RANOGAJEC-KOMOR M. (1999) LET dependence of high sensitivity TL doseimeters, *Rad. Prot. Dosimetry* 85, p. 121.
- OSVAY M. – DEME S. (2006) Application of TL doseimeters for dose distribution measurements at high temperatures in nuclear reactors, *Rad. Prot. Dosimetry* 119 p. 271.
- PETŐ Á. (1996) Relative yields of radioluminescence and thermoluminescence in several TL phosphors, *Rad. Prot. Dosimetry* 65 p. 123.
- PETŐ Á. – KELEMEN A. (1996) Radioluminescence properties of  $\text{Al}_2\text{O}_3\text{:C}$  TL doseimeters *Rad. Prot. Dosimetry* 65 p. 139.
- PROKIC M. – BOTTER-JENSEN L. (1993) Comparison of main thermoluminescent properties of some TL doseimeters, *Rad. Prot. Dosimetry* 47 p. 195.
- RANOGAJEC-KOMOR M – OSVAY M. – DVORNIC I. – BÍRÓ T. (1983) Fast neutron detection with  $\text{Al}_2\text{O}_3$  thermoluminescence dosimeters, *Nuclear Instruments and Methods* 175 p. 60.
- RANOGAJEC - KOMOR M. – OSVAY M. (1986) Dosimetric characteristics of different TL phosphors, *Rad. Prot. Dosimetry* 17 p. 379.
- SANTOS J. – MARQUES J. – FERNANDES A. – OSVAY M. (2007) Photon and fast neutron dosimetry using aluminium oxide thermoluminescence doseimeters in a pool-type research reactor, *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A* 580 p. 310.

*Finta Viktória<sup>1</sup> – Dr. Kiss Ádám<sup>2</sup> – Thuróczy György<sup>3</sup>*

## **Személyi dozimetriai mérések módszere és első eredményei egyetemi hallgatók között a rádiófrekvenciás tartományban**

### **Absztrakt**

A rádiófrekvenciás sugárzások vizsgálatának igénye csak az elmúlt évtizedekben fogalmazódott meg. Ekkor ugyanis a környezetünkben tömegesen jelentek meg a rádiófrekvenciás tartományban működő készülékek és technológiák: mikrohullámú sütők, mobiltelefonok, rádió- és televízióadók, mobiltelefon bázisállomások, vezeték nélküli kommunikációs-, iroda- és számítástechnikai eszközök. Ezáltal a lakosságot érő elektromágneses expozíció is folyamatosan nő, amelynek az egészségi hatásai a mai napig sem tisztázottak.

Az elektromágneses expozíció meghatározására személyi dózismérőt használhatunk, amellyel információt kaphatunk az embert érő sugárzások szintjéről és időtartamáról.

A mi általunk alkalmazott DSP-090 doziméter készülék 24 órán keresztül 15 másodpercenként gyűjti az elektromos térerősség értékeit a rádiófrekvenciás tartományban kilenc különböző frekvenciasávban (rádió, TV, és mobiltelefon). — A mérőeszköz megismerése és üzembe állítása után egyetemi hallgatók részvételével végeztünk méréseket. Ezeknek a méréseknek az eredményeit bemutatjuk. A legalkalmasabb eljárás megtalálása még a mérések közben is zajlott. Számos módszertani nehézséggel talákoztunk mind a mérések, mind a kiértékelés folyamán, ezeket is elemezni fogjuk.

---

<sup>1</sup> **Finta Viktória** Eötvös Loránd Tudományegyetem, Atomfizikai Tanszék, Budapest E-mail: katica@ludens.elte.hu

<sup>2</sup> **Dr. Kiss Ádám** Eötvös Loránd Tudományegyetem, Atomfizikai Tanszék, Budapest E-mail: kissadam@ludens.elte.hu

<sup>3</sup> **Thuróczy György** Országos Sugárbiológiai és Sugáregészségügyi Kutató Intézet, Budapest

*Papp Botond*<sup>1</sup> – *Dr. Deák Ferenc*<sup>2</sup> – *Dr. Kiss Ádám*<sup>3</sup>

## **Radon-diffúzió mérése különböző geológiai formációkban**

### **Absztrakt**

Új módszert dolgoztunk ki különböző geológiai formációk diffúziós paraméterének és a rádium-koncentráció meghatározására zárt, néhány méter mély fúrólukban mért radon-aktivitásértékek segítségével. Megmutattuk, hogy a fúrólukban kialakuló radon-aktivitás csak korlátos (<15%) mértékben függ a meteorológiai viszonyoktól. A fúrólukból eltávolított radon helyére történő radon-beáramlás a környezetben lévő anyag diffúziós tulajdonságaitól függ. Bemutatunk egy egyszerű számítási modellt, amivel minden esetben jól követhető a radon-koncentráció időbeni változása.

Méréseket végeztünk több, különböző geológiai környezetben. Az eredmények lényeges eltéréseket mutattak annak megfelelően, hogy milyen geofizikai tulajdonságai voltak a kiválasztott formációnak. Az előadásban elemezzük a kapott eredményeket.

---

<sup>1</sup> **Papp Botond** Eötvös Loránd Tudományegyetem, Atomfizikai Tanszék, Budapest E-mail: pappboti@ludens.elte.

<sup>2</sup> **Dr. Deák Ferenc** Eötvös Loránd Tudományegyetem, Atomfizikai Tanszék, Budapest E-mail: deak@ludens.elte.hu

<sup>3</sup> **Dr. Kiss Ádám** Eötvös Loránd Tudományegyetem, Atomfizikai Tanszék, Budapest E-mail: kissadam@ludens.elte.hu



*Dr. Csige István<sup>1</sup> – Dr. Gyila Sándor<sup>2</sup>*

## **Radon in the mofettes of Covasna**

### **Abstract**

At the central square of Covasna town is gurgling the Mud of Hell, a mud volcano that is bubbling from gases uprushing from deep origin. Not far from it, in the gas that fills pools dug in the soil, from year to years thousands of bathing patients are looking for cure. The greatest mofette pool in the town is supplied with curative gas from a deep bore hole. On the other hand, the gas mixture is also always contaminated with some radon. In this study we report on the origin of radon in the mofette gases, on the spatial and temporal variations of its concentration and on the reasons of these variations, as well as on the possible role of radon gas as a tracer of turbulent motions of mofette gases in the pools.

---

<sup>1</sup> **Dr. Csige István** *MTA Atommagkutató Intézet, Debrecen* E-mail: csige@atomki.hu

<sup>2</sup> **Dr. Gyila Sándor** *Kovácsna, Szív-kórház, Orvosmeteorológiai és CO<sub>2</sub>-laboratórium* E-mail: gyilasandor@freemail.hu

*Papp László<sup>1</sup> – Dr. Palcsu László<sup>2</sup>*

## **A talajvízben lévő többletlevegő képződési mechanizmusának kapcsolata a vízszint-emelkedéssel**

### **Abstract**

The first aim of this field experiment carried out in September 2007 during a flood occurred along the Danube River has been to demonstrate that the excess air formation can be detected and studied under natural conditions when the groundwater level is rising. Although, this experiment has deficiencies, it clearly shows that there is a relationship between groundwater level and noble gas content of water. So far, only helium and neon could be measured, while other noble gases (Ar, Kr and Xe) of groundwater samples taken parallel with the previously measured samples will be measured later after an instrumental development of the mass spectrometric system and preparation line.

The study site is located in the riverbank of Danube River, the dug-well is at around 30 m from the riverbed. We have been aware that if there is a flood in the river, the groundwater level is also rising along that area.

There was a relatively strong flood in September 2007. The level of the river water rose more than 4 m within a week. This river level rising produced a 3.5 m increase in the groundwater level in the dug-well. It can be seen how groundwater rising and sinking follow the changing of the river water level.

We took samples for noble gases,  $\delta^{18}\text{O}$  and tritium. Noble gases were thought to investigate excess air formation, while  $\delta^{18}\text{O}$  and tritium were used to reveal whether Danube fed back the dug-well with river water making the situation more complicated. We have made sure that the dug-well contained solely groundwater all the time during the sampling period; river water did not penetrate back due to the flood. It is supported by the  $\delta^{18}\text{O}$  measurement.

Further noble gases have to be measured, and more information has to be gained regarding to the local hydrological behaviour.

### **1. Bevezetés**

A lehullott csapadék a felszín alá szivárog, ennek során az akkori talajhőmérsékletnek és légnomásnak megfelelő mértékben oldja be a talajgázokat, a Henry-féle oldódási törvénynek megfelelően. Ebből adódóan a vízben lévő gázoknak oldódási egyensúlyban kellene lenniük a talajgázzal. Ezzel szemben az a tapasztalat, hogy a felszín alatti vízben mindig van többlet gáz. Amikor ezt a többletet megvizsgálták, akkor az elemi összetétele többé-kevésbé megegyezett a levegő összetételével. Itt persze el kell tekinteni a kémiai és biológiai folyamatokból származó gázoktól. El is neveztek többletlevegőnek (HEATON T. 1981). A többletlevegő képződési mechanizmusa még ma sem teljesen tisztázott. A legelfogadottabb elmélet szerint a talajvízszint emelkedésekor az eleinte kétfázisú (szilárd, gáz) talaj háromfázisúvá válik (szilárd, gáz és folyadék halmazállapot) (AESCHBACH-HERTIG W. 1999). Ilyenkor a víz emelkedése közben a talajszemcsék között levegő buborékok maradnak, amelyek becsapdázódnak a talajvíz szintje alatt. A vízszint emelkedésével nő a légbuborékra ható hidrosztatikai nyomás és görbületi nyomás. A nehezebb gázok jobban oldódnak, majd

<sup>1</sup> Papp László MTA; Atommagkutató Intézet, Debrecen E-mail: pappwrc2@freemail.hu

<sup>2</sup> Dr. Palcsu László MTA Atommagkutató Intézet, Debrecen E-mail: palcsu@atomki.hu

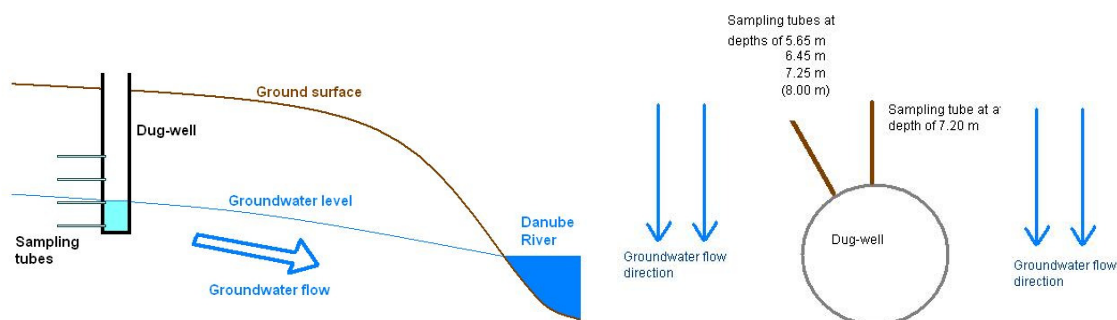
egy adott hidrosztatikai nyomás értéket elérve az egész légbuborék beleoldódhat a talajvízbe, a rosszabbul oldódó gázokkal egyetemben. A felszín alatti vizek esetében ezt a különböző mennyiségű és minőségű gázjárulékot nevezzük többletlevegőnek. A vízben oldott nemesgázok mennyiségéből és az egymáshoz viszonyított arányukból következtetni lehet a légbuborék feletti hidrosztatikai nyomásra és így a talajvíz szintjének emelkedésére.

Az itt ismertetett kutatás célja a többletlevegő és a talajvízszint ingadozás kapcsolatának vizsgálata.

## 2. A kutatási terület bemutatása

A kutatási terület Pakson, a város mellett, a Duna partján található, ahol a talajvíz szintje az év során több métert is változik, a folyó árhullámainak köszönhetően, így kiválóan alkalmas vizsgálati terület.

A kutatási terület a Duna jobb partján helyezkedik el, amit a folyó által odaszállított fluviális üledék épít föl. A Paksi Atomerőműtől kb. 4km-re északra, a Duna medertől 30 m távolságban található ásott talajvízkút (1. ábra), amelynek koordinátái: 46°37'05.82"É, 18°51'32,65"K, 90m mBf, alkalmas objektumnak tűnt a kísérlet végrehajtásához. Az erőmű területén igen sok monitoring kút található, amelyekből rendszeresen mintát vesznek, és a talajvíz szintjét is mérik. Ezekből az adatokból megállapítható, hogy a talajvíz a Mezőföld felől a Duna medre felé áramlik, amelynek sebessége 10 m/nap körül ingadozik a talajvíztükör szintje és a Duna vízszintje közötti magasság különbségnek függvényében.



1. ábra. A talajvízkút kívülről. A kútba telepített mintázó csövek kivezetései. A talajvízrendszer sematikus rajza. A mintázó csövek elhelyezkedéseinek sematikus ábrája.

### 3. A terepi mintázás megvalósítása

A talajvízkútból öt darab vízszintesen, sugárirányban kiálló, a legfelső kútgyűrűtől számítva 5,65m, 6,45m, 7,20m és 7,25m mélységben telepített rézcsöveket helyeztünk el, amelyek végei 80 mikronos szűrőkkel lettek ellátva. A 7,20m mélységben telepített mintavevő cső kivételével mindegyiket egy irányban helyeztük el. Feltételezzük, hogy a vertikális talajvíz keveredést kizárhatjuk, így az adott mélységből származó vízminta az adott mélységben oldott nemesgáz koncentrációt reprezentálja. Az ásott talajvíz kútból származó mintákat buborékmentesen vettük. Ez úgy történt, hogy egy műanyagcsőre szivattyút erősítettünk és a szivattyú által felszínre hozott vízmintát rézcsövön áramoltattuk át, majd a rézcső két végét szorító pofákkal zártuk össze, így a minta nem érintkezett levegővel. A rézcsőben tárolt vízminta oldott gázokat tartalmaz, amelyek nemesgáz-tartalmát egy statikus üzemmódban működő nemesgáz-tömegspektrométerrel vizsgáljuk. Azért ezeket az elemeket vizsgáljuk, mert a felszín alatti vizekben oldott nemesgázok mennyiségét nem befolyásolják kémiai és biológiai folyamatok, ezért kiválóan alkalmasak fizikai folyamatok nyomon követésére.

A jobb oldali fényképen látható, hogy hogyan vezettük ki a kútból a mintavevő csöveket. A különböző mélységekben telepített, vízszintesen elhelyezkedő rézcsövek kút felőli végét „L” alakú teflon könyökökkel láttuk el, amelyeket egészen a felszínig hosszabbítottunk PVC csövekkel. Így lehetőségünk nyílt a különböző mélységekből származó felszín alatti vizeket a felszín közeléből mintázni.

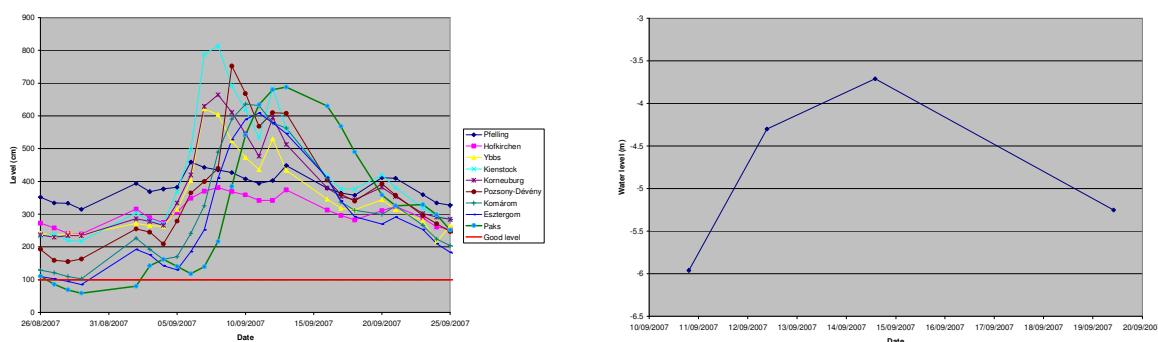
### 4. Mérési módszer

A felszínalatti vizekben oldott nemesgázok koncentrációjának mérése bizonyítottan megbízható módszer a múltbeli klímák és a vízkorok meghatározásában (AESCHBACH-HERTIG W. 2002, KULONGOSKI J. 2004). Ahhoz, hogy elfogadhatóan magyarázni tudjuk a nemesgáz hőmérsékleteket, a többletvevő jelenségét és a  $T^3\text{He}$  vízkorokat, feltétlenül szükséges a nemesgázok koncentrációinak precíz mérése. Ezért minden típusú nemesgáz mérésénél a pontosságnak legalább 2% alatt kell lennie.

A Hertelendi Ede Környezetanalitikai Laboratóriumban 1998 óta folynak trícium mérések egy statikus üzemmódu, kétszeres fókuszálású, 90°-os eltérítésű VG 5400 típusú nemesgáz-tömegspektrométeren. A berendezés pontossága nem elégítette ki a fent vázolt követelményeket. 2007-ben egy cryo-rendszert csatlakoztattunk a beeresztőrendszerhez, amely lehetővé tette a hélium és a neon szétválasztását. A minta előkészítést és a mérés technikáját 2007 nyarán fejlesztettük ki. A kalibrációkat levegőmintákon végeztük, a tömegspektrométer instabilitásának korrigálására minden egyes minta után gyorskalibrációt hajtottunk végre. A nemesgáz-koncentrációk pontos megállapítását tette lehetővé az a tíz darab standard mérés, amelyet 2007 nyarán végeztünk el. Standardként olyan vízmintákat használtunk, amelyben a gázok ismert körülmények közötti ( $T=23,5\text{ °C}$ ,  $p=0,987\text{ atm}$ ) egyensúlyi oldódásban vannak. Ezért az elvárt koncentrációk  $4,372 \cdot 10^{-8}\text{ ccSTP/g}$  a héliumra, és  $1,779 \cdot 10^{-7}\text{ ccSTP/g}$  a neonra (ccSTP:  $\text{cm}^3$  standard hőmérsékleten és nyomáson). A stabilitás és reprodukálhatóság vizsgálata érdekében tíz darab azonos, rézcsövekben tartott mintát mértünk le. A szórás a  $^4\text{He}$  és a  $^3\text{He}$  0,5% és 1,2% volt. A neonnál ez az érték 1,5%. Ezek a szórás értékek jobbakk voltak a vártnál.

## 5. Első eredmények

2007 szeptemberében egy igen jelentős árhullám vonult végig a Dunán. A folyó vízszintje 4 métert emelkedett kevesebb, mint egy hét alatt, ami 3,5 méteres talajvízszint emelkedést eredményezett az ásott kútban. Láthatóvá vált, hogy a talajvíz szintje hogyan emelkedik és csökken a Duna vízszintváltozásainak hatására. Az árhullám előtt minden mintavető cső, még a 7,25 m és a 7,20 m mélységbe telepítettek is több mint egy hétig a talajvíztükör szintje felett voltak. Négy alkalommal nyílt lehetőségünk mintavételre: 2007. szeptember 10, 12, 14 és 19-én. A vízmintákból nemesgáz koncentrációt,  $\delta^{18}\text{O}$  értéket és tríciumkoncentrációt ( $^3\text{H}$ ) mértünk. A talajvíz és a Duna vizének trícium ( $^3\text{H}$ ) koncentrációi és a  $\delta^{18}\text{O}$  értékei alapján elkülöníthető a két víztest vagy felismerhető a keveredésük.



2. ábra. A Duna, illetve a talajvízkútban lévő víz vízszintváltozása a terepi mintázás során

A  $\delta^{18}\text{O}$  mérések azt bizonyítják, hogy a mintázási időszakban a talajvízbe nem keveredett folyóvíz (1. táblázat). Míg a talajvíz  $\delta^{18}\text{O}$  értéke  $-9,41$  és  $-9,51$  ‰ között változott, addig a Duna vízében ez az érték  $-10,70$  és  $-10,85$  ‰ között ingadozott, így a mérések által szolgáltatott  $\delta^{18}\text{O}$  értékek alapján el tudtuk választani egymástól a két víztestet. A tríciumkoncentrációt a talajvíz  $\text{T}/^3\text{He}$  korának meghatározásához fogjuk használni, ami a talajvízbázis mélyebb megismeréséhez szükséges.

A nemesgáz-koncentrációk mérési eredményei alapján megállapítottuk, hogy a talajvízszint emelkedése és a többletvegő oldódása jól korrelál, mind a He, mind a Ne esetében. A He komponens általában magasabb értéket mutat, mint amit a Ne koncentráció magyarázna. Ez az eltolódás a nem-atmoszférikus He-nak köszönhető, amit az alapkőzet  $\alpha$ -bomló izotópjai, valamint a trícium szolgáltat. Az  $R/R_a$  ( $R = ^3\text{He}/^4\text{He}$  a mintában,  $R_a = ^3\text{He}/^4\text{He}$  a levegőben) arány mindig több mint egy, ami arra utal, hogy a vízben van tríciumból származó  $^3\text{He}$ .

1. táblázat. A vízminták mérési eredményei

Mintavétel helye	Dátum	Vízszint (m)	He (ccSTP/g)	3He (ccSTP/g)	Ne (ccSTP/g)	$\delta^{18}\text{O}_{\text{VSM}}$ (‰)	He többlet (%)	R/Ra	Ne többlet (%)
-5.65 m	2007/09/12	-4,30	n.m.	n.m.	n.m.	-9,41	-	-	-
-5.65 m	2007/09/14	-3,71	5,99E-08	1,05E-13	2,33E-07	-9,44	32,8	1,26	22,2
-5.65 m	2007/09/19	-5,25	7,58E-08	1,35E-13	2,49E-07	-9,51	68,2	1,29	30,6
-6.45 m	2007/09/10	-5,96	6,48E-08	9,27E-14	2,44E-07	-9,47	43,6	1,03	27,7
-6.45 m	2007/09/12	-4,30	7,77E-08	1,41E-13	2,48E-07	-9,51	72,3	1,31	30,1
-6.45 m	2007/09/14	-3,71	7,38E-08	1,35E-13	2,64E-07	-9,47	63,6	1,32	38,5
-6.45 m	2007/09/19	-5,25	8,89E-08	1,57E-13	3,04E-07	-9,52	97,2	1,28	59,2
-7.20 m	2007/09/10	-5,96	4,80E-08	7,24E-14	n,m,	n,s,	6,5	1,09	-
-7.20 m	2007/09/12	-4,30	6,27E-08	8,70E-14	2,73E-07	-9,41	39,0	1,00	42,9
-7.20 m	2007/09/14	-3,71	6,53E-08	8,71E-14	2,71E-07	-9,47	44,8	0,96	41,6
-7.20 m	2007/09/19	-5,25	8,71E-08	1,60E-13	3,00E-07	-9,46	93,2	1,33	56,9
-7.25 m	2007/09/10	-5,96	5,26E-08	6,97E-14	2,38E-07	-9,51	16,7	0,96	24,8
-7.25 m	2007/09/12	-4,30	7,15E-08	1,01E-13	3,01E-07	n,s,	58,6	1,02	57,3
-7.25 m	2007/09/14	-3,71	6,50E-08	1,19E-13	2,45E-07	n,s,	44,0	1,32	28,3
-7.25 m	2007/09/19	-5,25	6,60E-08	8,84E-14	2,61E-07	n,s,	46,4	0,97	36,6
Duna	2007/09/10		5,34E-08	9,42E-14	1,99E-07	-10,85	18,3	1,28	4,4
Duna	2007/09/12		n.s.	n.s.	n.s.	-10,81	-	-	-
Duna	2007/09/14		n.s.	n.s.	n.s.	-10,70	-	-	-
Duna	2007/09/19		n.s.	n.s.	n.s.	-10,71	-	-	-
Mérési bizonytalanság			0,5 % (rel.)	1,2% (rel.)	1,5 % (rel.)	0,15 (abs.)			

n.m.: nem mért (még)

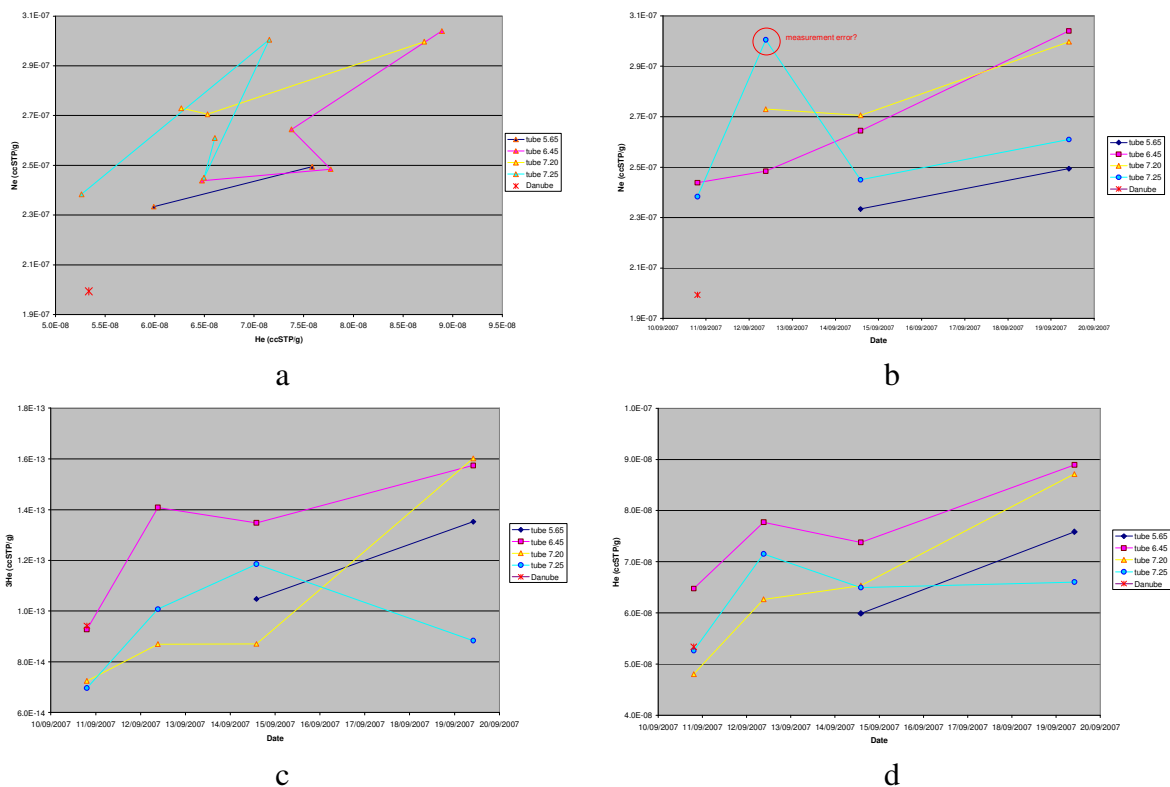
n.s.: nem mintázott

Ha a 3/b-d ábrára tekintünk, felfedezhetjük, hogy egyértelmű kapcsolat áll fenn a talajvízszint emelkedése és a többletlevegő nemesgáztartalma között. Mindemellett számos érdekes dolgot mutatnak a mérési eredmények:

1. A várttól eltérően a legmagasabb nemesgáz koncentrációt a 6,45 m-es mélységben telepített mintavevő csőből származó vízmintában mértük, nem pedig a 7,25 m-esben.

2. Igen jelentős különbséget mértünk a nemesgáz koncentrációkban a 7,20 m és 7,25 m mélységben elhelyezett csövekből származó mintákban, annak ellenére, hogy ezek igen közel helyezkednek el egymáshoz. Ez a jelenség azzal magyarázható, hogy a különböző mélységben lévő vizek különböző sebességgel és keveredéssel áramlanak, illetve más az áramlási útvonaluk, ellentétben azzal, amit a kezdetekben feltételeztünk.

3. Szeptember 14. után a talajvíz szintje csökkent, viszont a vízminták több nemesgázt tartalmaztak, mintha a vízszint tovább emelkedett volna. Ennek az lehet az oka, hogy a többletlevegő távolabbi területen került bele a felszín alatti vízbe és a lassú áramlásnak köszönhetően ekkorra ért az ásott talajvízkúthoz. Az apadás idején nem nyílt lehetőségünk a távolabbi területekről mintát venni, ahol a talajvíz többletlevegővel dúsult, de az előbbieknél tükrében a nemesgáz koncentráció csökkenése valószínűsíthető.



3. ábra. a) Neon a hélium függvényében b) Neon koncentrációk c) <sup>3</sup>He koncentrációk, illetve d) hélium koncentrációk a mintázási periódusban

## 6. További feladatok

Ahhoz, hogy a többlet levegő frakcionálódásáról és a talajvíz szintjének pontosabb ingadozásairól többet tudjunk elmondani, mérni kell a többi nemes gáz koncentrációját is. Ezért további célunk a talajvízben oldott argon, kripton és xenon koncentrációinak megfelelő pontosságú mérése is. A fejlesztés folyamatban van. Jelen pillanatban a beeresztő-elválasztó rendszeren dolgozunk, hogy az összes nemesgázt ki tudjuk vonni a vízmintából. 2007 decemberében egy getter csapdát, egy puffer térfogatot és egy pipettát helyeztünk el a beeresztő-elválasztó rendszerben annak érdekében, hogy az Ar, Kr, Xe frakciót el tudjuk választani a többi nemesgáztól. A He és Ne mérések esetén gyors kalibrációt alkalmazunk. Ezt tervezzük a nehezebb nemesgázok mérésénél is.

Tervezzük egy tavaszi mintavételt, amikor a Duna vízgyűjtő területén a télen lehullott hó olvadásnak indul. Remélhetőleg tavaszra sikerül megjavítani a 8 m mélységben elhelyezett mintavevő csövet, ami valószínűleg további értékes adatokat fog szolgáltatni. Modellezni szeretnénk, de legalábbis információt akarunk gyűjteni azzal kapcsolatban, hogy pontosan hogyan áramlik az ásott kút irányába a talajvíz. Ennek érdekében több monitoring kutat áll szándékunkban keresni, illetve valamilyen nyomjelzéses technikát alkalmazva kideríteni a talajvíz pontos áramlási irányát és sebességét.

## Irodalom

AESCHBACH-HERTIG W. – PEETERS F. – BEYERLE, U. – KIPFER R. (1999) Interpretation of dissolved atmospheric noble gases in natural waters Water Resources Reserach, Vol. 35, No. 9, pp. 2779–2792, September 1999.

- HEATON T. – VOGEL J. C. (1981) „*Excess air*” in groundwater, *Journal of Hydrology*, Volume 50, 1981, Pages 201-216.
- AESCHBACH-HERTIG W. – STUTE, M. – CLARK, J. – REUTER, R. – SCHLOSSER P. (2002) *A paleotemperature record derived from dissolved noble gases in groundwater of the Aquia Aquifer (Maryland, USA)*. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 66 (5): 797–817.
- KULONGOSKI J. T – HILTON D. R. – SELAOLO E. T.(2004) *Climate variability in the Botswana Kalahari from the late Pleistocene to the present day*. *Geophysical Research Letters* 31(L10204): doi: 10.1029/2003GL019238.



*Janovics Róbert*<sup>1</sup> – *Dr. Molnár Mihály*<sup>2</sup> – *Dr. Svingor Éva*<sup>3</sup> – *Dr. Veres Mihály*<sup>4</sup>  
– *Somogyi István*<sup>5</sup> – *Dr. Braun Mihály*<sup>6</sup> – *Dr. Stefánka Zsolt*<sup>7</sup>

## **Automata talajvízminta vevő rendszer tesztelése izotópanalitikai és oldott ion vizsgálatok segítségével**

### **Abstract**

Automatic water sampling unit was developed in Herteleni Laboratory of Environmental Studies of MTA ATOMKI for monitoring the radioactive emission from nuclear facilities into the groundwater. The efficiency of existing and renewed geometry units and the reproducibility of survey data have been examined in the course of this work. A testing method was developed for this purpose, and ion binding efficiencies of ion exchange resins were analysed for different ion concentrations. These efficiencies have to be taken into consideration when we estimate the amount of the contamination got into the groundwater on the basis of the proportion of ions gained back from the resin.

### **1. Bevezetés**

Az atomerőművek és egyéb radioaktív anyagokat kibocsátó létesítmények megfelelő körültekintéssel végzett üzemeltetés esetén a környezetre általában csak elhanyagolható terhelést fejtenek ki. Az esetlegesen fellépő rendellenességek korai észlelése és elhárítása nagyságrendekkel csökkenti az anyagi ráfordítást és környezetszennyezés veszélyét.

Magyarország két fő radioaktív anyagokat kibocsátó létesítménye a Paksi Atomerőmű és a Püspökszilágyi Radioaktív hulladék-feldolgozó és Tároló. E létesítmények körül nagyszámú talajvízfigyelő monitoring kutat telepítettek, az esetleges meghibásodásokból a talajvízbe kerülő és azzal terjedő bomlástermékek és korróziós anyagok megfigyelése céljából (SVINGOR É. – MOLNÁR M. – PALCSU L. 2006). A hagyományos módszer szerint a kutakból rendszeres időközönként vízminta vétel történt, amelyet különböző radioanalitikai mérések segítségével vizsgáltak. Ezen megfigyelési módszer hiányossága, hogy rövid idejű, váratlan kibocsátások észlelését általában nem teszi lehetővé.

Az előbbi hiányosság kiküszöbölésére a MTA-ATOMKI Herteleni Ede Környezetanalitikai Laboratóriumában egy automata mintavevő rendszert fejlesztettek ki. A mintavevő nagy előnye az alkalmankénti mintavételekhez képest, hogy 2 hónapi folyamatos működése során integrált átlagminta vételére alkalmas, amely folyamatos adatsorokat szolgáltat és az epizódyszerű kibocsátások is detektálhatók a segítségével (VERES M. 2006).

A létesítményekből esetlegesen kikerülő meghibásodást jelző anyagok általában igen alacsony koncentrációban (<1 ppm) vannak jelen a talajvízben, ezért a technológia úgy lett kialakítva, hogy a mintavétel során a vízben oldott ionok koncentrációja a mintában, ami rövidebb mérési időket és nagyobb mérési pontosságot eredményez.

<sup>1</sup> *Janovics Róbert* MTA Atommagkutatóintézet Debrecen E-mail: janovics@gmail.com

<sup>2</sup> *Dr. Molnár Mihály* MTA Atommagkutatóintézet, Debrecen E-mail: mmol@atomki.hu

<sup>3</sup> *Dr. Svingor Éva* MTA Atommagkutatóintézet, Debrecen E-mail: svingor@atomki.hu

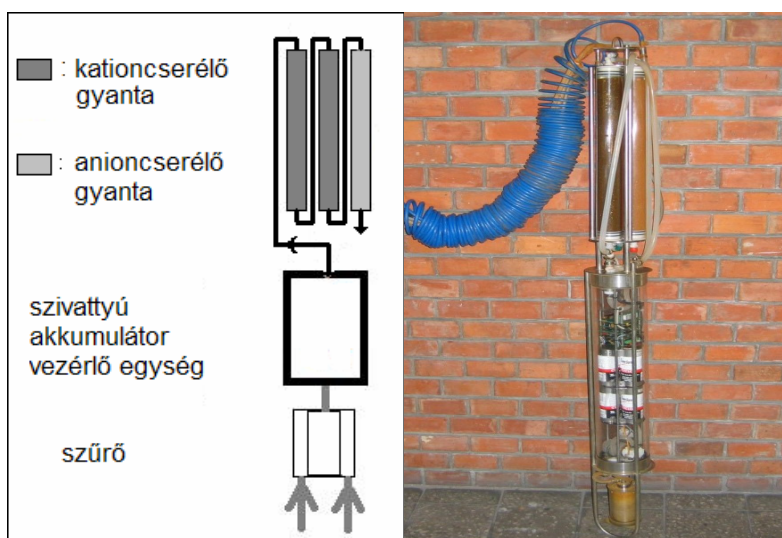
<sup>4</sup> *Dr. Veres Mihály* Isotoptech Zrt, Debrecen

<sup>5</sup> *Somogyi István* Iontech Kft, Litér

<sup>6</sup> *Dr. Braun Mihály* Debreceni Egyetem Szervetlen- és Analitikai Kémiai tanszék, Debrecen E-mail: braun@tigris.klte.hu

<sup>7</sup> *Dr. Stefánka Zsolt* KFKI Izotópkutató Intézet, Budapest

A mintavételi módszer az ioncsere elvén alapszik. A mintavevő rendszer (1. ábra) az oldott ionokat tartalmazó talajvizet elsőként kationcserélő gyantán juttatja át. Ekkor a vízből az oldott kationok, köztük a számunkra érdekes bomlás-, vagy hasadványtermékekkel ( $^{40}\text{K}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{56}\text{Fe}$ ,  $^{208}\text{Pb}$ ,  $^{239,240}\text{Pu}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ...) a gyantán kötött  $\text{H}^+$  ionokra cserélődnek. A kationcserélő gyantát követően a víz egy anioncserélő gyantán is átjut, amely a vízben oldott anionokat (elsősorban  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ )  $\text{OH}^-$ -ionokra cseréli ki, miközben megköti azokat (MOLNÁR F. 1962). Az ioncserélő gyantát így végül ionmentes víz hagyja el. A valós működés során a mintavevő rendszer ciklikusan 1-1 liter talajvizet szivattyúz át a gyantákon 36 órás időközönként, így a két hónapos üzemelés alatt 60 liter vízből kötődnek meg az oldott ionok (akár bomlás- és/vagy korróziós termékek is). A mintavételt követően a gyantán kötött ionokat laboratóriumi körülmények között eluáljuk, majd az így kapott koncentrált eluátumok gamma-,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  és transzurán-aktivitását mérjük. Ezt követően a kapott eredmények akár szennyezés-terjedési modellek felállítására is felhasználhatóak. Az esetleges szivárgások esetén az egyes kutak adatai alapján meghatározhatók a szivárgási helyek. Az aktivitáskoncentrációk mérését követően a talajvízszintek és a helyi víztartó rétegek adatai alapján kiszámítható a szennyeződés kijutásának helye és a szennyeződés mértéke, illetve a terjedés iránya (SVINGOR É. – HERTELENDI E. 1996). Ezek mellett a mintavevő rendszer kevés felügyeletet igényel, jól kontrollálható és az emberi szubjektivitásból eredő hibákat is csökkentheti.



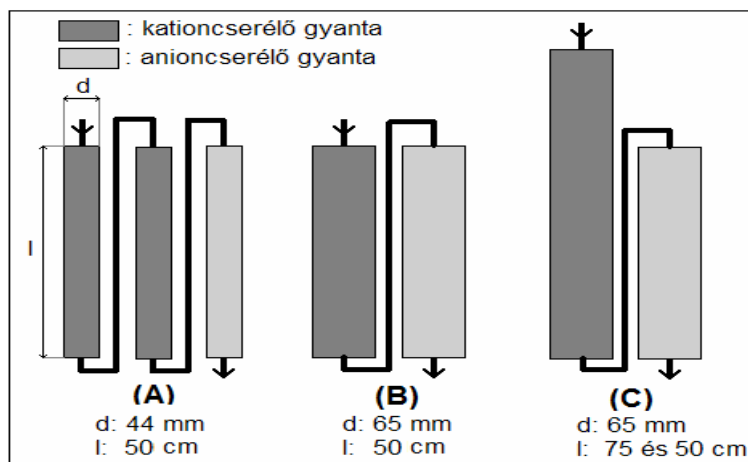
1. ábra. Az automatikus mintavevő sematikus felépítése és fotója

Fontos kérdés az ioncserélő gyantaoszlopok ionmegkötő képessége az alacsony oldott ion koncentráció-tartományokban (<1 ppm). Kérdéses továbbá a minták feldolgozása során fellépő veszteségek és esetleges szennyezések mértéke is. A jelen munka keretein belül az előbbi kérdésekre keressük a válaszokat, annak reményében, hogy az így nyert információk birtokában pontosabb és átfogó becslést adhatunk a módszerhez tartozó kimutatási határookra és mérési határfokokra.

## 2. Módszer

A mintavevő több éves folyamatos kutatás eredménye, amely még ma is fejlesztés alatt áll. Az eddig elvégzett kísérletek során a már meglévő mintavevő rendszer megkötési hatásfokát vizsgáltuk a vízben nagyon alacsony koncentrációban jelenlévő bomlástermékekre és

korróziós anyagokra. A már meglévő geometriai elrendezés mellett más geometriájú gyantatöltetek hatásfokát is vizsgáljuk, fejlesztési céllal. A vizsgált geometriai elrendezéseket a 2. ábra mutatja.



2. ábra. A háromféle tesztelt gyantageometria (A, B és C) sematikus rajza

A modellkísérleteket ellenőrzött laboratóriumi körülmények között hajtottuk végre. A tesztkörülményeket megpróbáltuk a valóságoshoz leginkább hasonló módon kialakítani. A laboratórium épületének leghűvösebb helyiségében végeztük a kísérleteket, úgy hogy a minta hőmérséklete az átlagos talajvízéhez közelítsen. A kísérleteket a valójában is vizsgált terület egy kútjából (M8-as számú talajvízfigyelő kút, Paksi Atomerőmű) származó talajvíz felhasználásával végeztük. A tesztkísérletek során, a gyantatölteteken 30 órán keresztül félórás időközönként egy szoftveresen vezérelt szivattyúrendszer hatvan lépésben 1-1 liter vizet juttatott keresztül, amely összesen 60 l vízminta kezelését jelentette. Minden kísérlet esetében két párhuzamos gyantatöltetet alkalmaztunk (*GI* és *GII*), amelyek mellett folyamatosan azonos programmal egy kontroll, gyanta nélküli mintavételi ág is üzemelt (*V*). A teszt alatt minden hatodik órában 1-1 liter vízmintát vettünk a gyanták kifolyó végén (*GI* és *GII*), és a kontroll mintavételi ágól (*V*), amelyekből 100-100ml mintán ICP-SFMS (*induktív csatolású plazma kettős fókuszálású mágneses tömegspektrométer*) mérést végeztünk, valamint megmértük a minták pH-ját, vezetőképességét, és hőmérsékletét. Ezekkel a hatórás mintavételi ciklusokkal egyidőben minden alkalommal 1,5 liter kezeletlen vízmintát vettünk  $^{14}\text{C}$  mérésre a *V* mintavételi ágól, a radiokarbon méréseknél szokásos  $\text{BaCl}_2$ -os lecsapatási módszerrel.

### 3. Eredmények

A kísérletek során felhasznált M8-as talajvízfigyelő kút átlagos összetételének ismerete elengedhetetlen az ioncserélő gyanták hatásfokának meghatározásához. Az elemanalitikai vizsgálatokat ICP-AES és ICP-SFMS módszerrel végeztük. Az 1. táblázatból jól látható, hogy az egyes elemek koncentrációi között akár hét nagyságrend különbség is jelentkezhet, amely jelentősen befolyásolhatja a klasszikus értelemben vett ioncserés mechanizmusok lefolyását.

1. táblázat. Az M8-as kút átlagos elemösszetétele

A kérdéses elem tipikus koncentráció-tartománya az adott talajvízben			
< 1 ppt	1-1000 ppt	1-1000 ppb	> 1 ppm
Dy, Er, In, Sm,	Nd, Gd, Ce, La, Zr, Tl, Zn, Y, Cs, Cd, Eu, Ga, Sc, Ag, Pb, As, Cr, Co, Mo, Rb, Gd	Li, Ni, U, Fe, Al, B, Pd, Ba, Cu, Sr, Mn, Ti,	K, Na, Ca, Mg, Cl, HCO <sup>3-</sup>

A kísérletek során mért paraméterek közül a pH változása mindhárom kísérleti elrendezés esetén (**A**, **B** és **C**) hasonló tendenciát mutatott. A kiindulási víz pH-ja 7,2 és 7,5 között változott. Az ioncserélő gyantáról távozó víz kémhatása viszont pH 4,7 - 5,5 között változott.

A víz vezetőképessége az ioncsere során 930-1005 $\mu$ S-ről 2-3  $\mu$ S-re csökkent. Már ez alapján megállapítható volt, hogy a mintavevő megkötési határfoka az összes ionra nézve közel 100%-os. A hagyományos elrendezésű (**A**) gyanta esetében a vezetőképesség az utolsó mintavételkor emelkedni kezdett (6-8  $\mu$ S-re növekedett), amely azt jelzi, hogy az ioncserélő gyanták kezdtek telítődni és rajtuk egyes ionok áttörtek. Az új elrendezésű gyanta töltetknél (**B** és **C**) ez az effektus nem jelentkezett.

A kísérletek során vett vízminták oldott ion koncentrációit ICP-SFMS berendezéssel mértük. A gyantasorokon átvitt víz oldott ion koncentrációját minden egyes elemre összevetettük az eredeti vízben párhuzamosan mért koncentrációjával és kiszámítottuk a gyanta elemspecifikus megkötési határfokait mindhárom alkalmazott gyanta-összeállítás (**A**, **B** és **C**) esetén. Az elemspecifikus megkötési határfokokat az adott elem eredeti koncentrációjának függvényében mutatja a 3.a., 3.b. és 3.c. ábra az egyes gyanta-összeállítások (**A**, **B** és **C**) esetén. Az egyes értékek hibáját a párhuzamos kísérletekre (**GI** és **GII**) kapott eredmények eltéréseiből számoltuk.

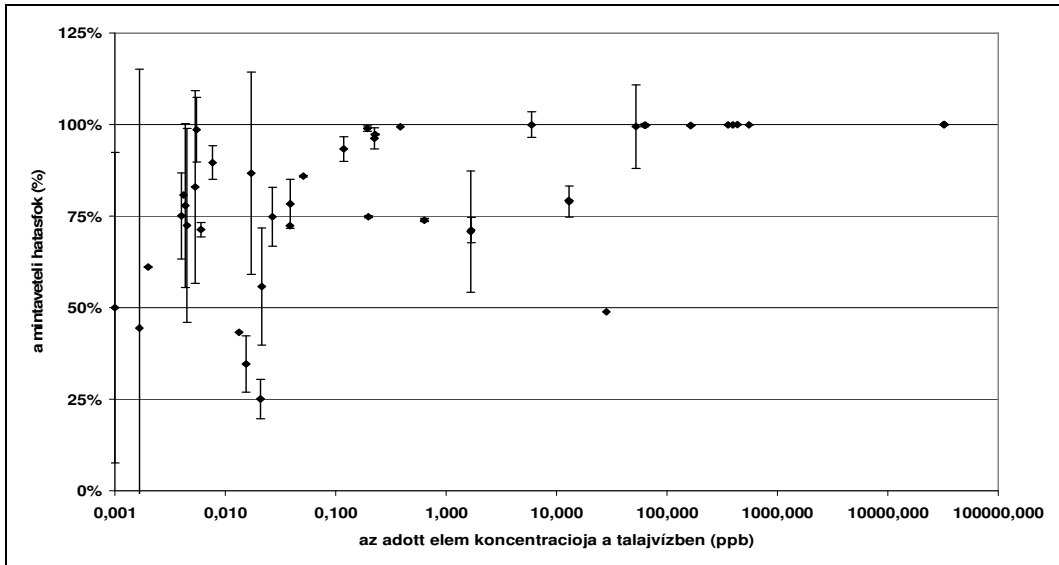
A három kísérlet egyöntetűen azt mutatja, hogy az ioncserélő gyanták megkötési határfoka az 1 ppb feletti koncentráció-tartományban általában közel 100%-os. A megkötési határfok a ppt tartományban is csak kivételes esetekben csökken 50% alá. Az alacsony koncentráció-tartományokban jelentkező határfokcsökkenés oka, hogy az oldott ionokat tartalmazó víz nem érintkezik elég ideig az ioncserélő gyanta szemcséinek ioncserére képes aktív helyeivel. A megkötődés határfokát csak a lényegesen hosszabb tartózkodási idő javítaná (MÁDI I. 1987).

Megállapíthatjuk tehát, hogy mindhárom gyanta-elrendezés alkalmazása esetén, még az extrém alacsony koncentrációk tartományában sem okoz ez a mintavételi módszer nagyságrendi eltolódást a valós elemösszetételekhez képest. Mindezek értelmében a vélhetően kis koncentrációkban kijutó hasadási vagy bomlástermékek esetében is nagyságrendileg megbízható eredményeket kaphatunk az automatikus mintavevő alkalmazása mellett.

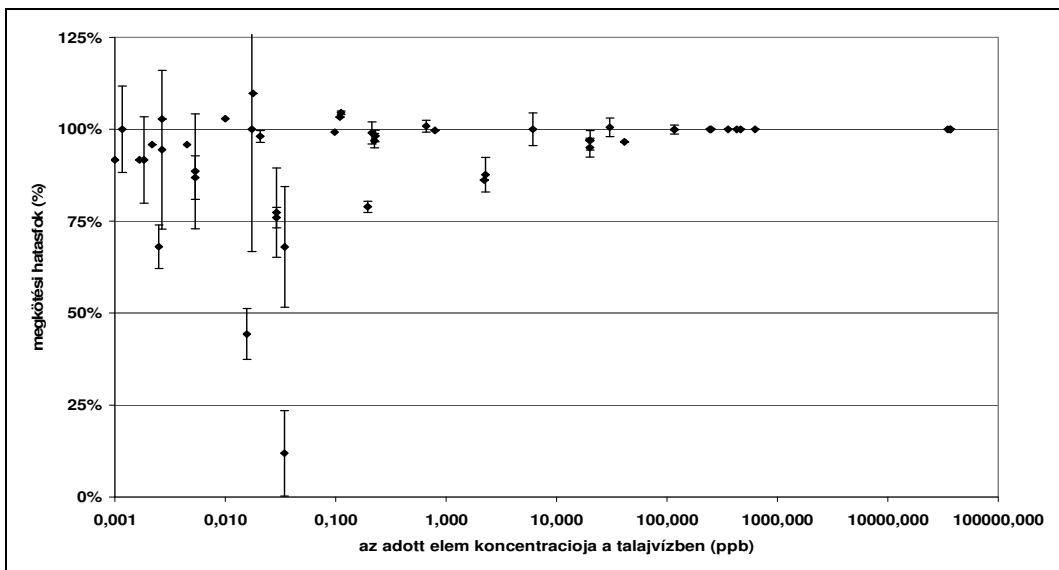
A mintavételi módszer jó reprodukálhatóságát mutatja, hogy még az alacsonyabb koncentrációk tartományában is sokszor igen kis eltérés volt a GI és GII párhuzamos minták között. A gyantaoszlopok összeállítása, megfelelő előkészítése igen sok hibalehetőséget és esetlegességet hordoz magában, ami olyan eltéréseket okozhat a mintavételi határfokban, ami az alacsonyabb koncentrációk tartományában jelentős fluktuációkat eredményez. Ennek megfelelően a kisebb koncentrációk felé haladva valóban gyakoribbak a nagyobb szórások a megkötési határfokban, de még így is számos esetben igen jól reprodukálhatóan, magas határfokkal dolgozott párhuzamosan a két gyanta (GI és GII).

A kísérlet során egyes elemek a várttól eltérő módon viselkedtek a hagyományos elrendezésű gyanta töltetek (**A**) esetében. A gyanták kifolyó ágán (GI, GII) néhány elem (Al, B, Pb) az utolsó mintavételi ciklusokban nagyobb koncentrációban jelentkezett, mint a kiindulási oldatban (**V**). Az anomália oka, hogy az ioncsere kezdetén, amikor még elegendő aktív hely van a gyanta felületén, minden ion megkötődik az oldatból. Az aktív helyek csökkenésével az erősebben kötődő nagyobb affinitású ionok leszorítják a már megkötődött gyengébben kötött ionokat, amelyek továbbhaladva a még tiszta gyantán újra megkötődnek.

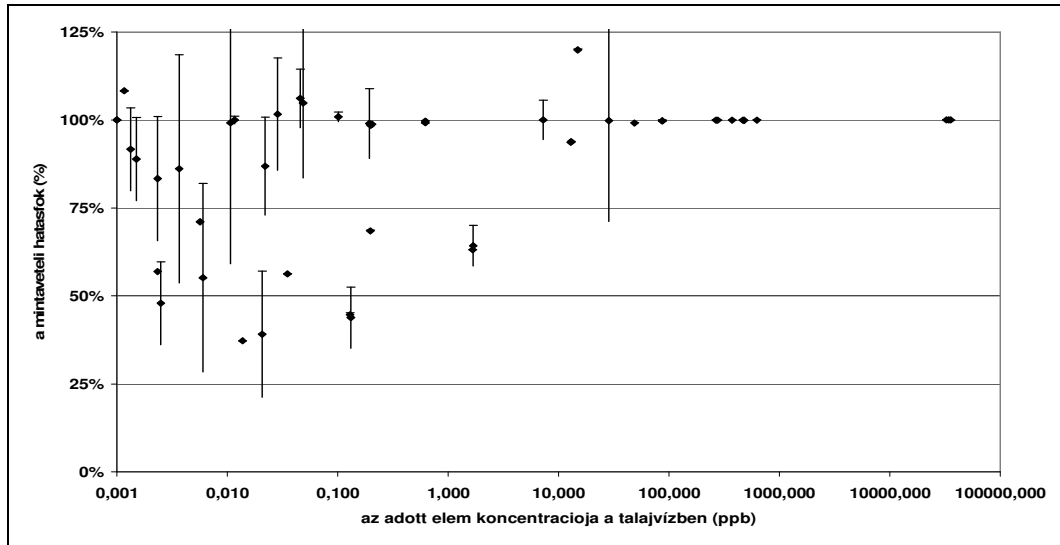
Ez a jelenség hullámszerűen végighalad a gyanta teljes hosszán, és a gyengén kötődő ionok egy koncentrált frontot hoznak létre az erősebben kötődő ionok előtt. Amikor a front eléri a gyanta végét, akkor eluálódik a gyantáról és esetenként nagyobb koncentrációban mérhető a gyanta kifolyó ágán, mint az eredeti oldatban.



3.a. ábra. A hagyományos (A) elrendezésű gyantatöltettel végzett mintavétel megkötési hatásfokai



3.b. ábra. Az újabb, rövid (B) elrendezésű gyantatöltettel végzett mintavétel megkötési hatásfokai



3.c. ábra. Az újabb, hosszabb (C) elrendezésű gyantatöltettel végzett mintavétel megkötési hatásfokai

Az anioncserélő gyantákról eluált karbonát minták és a hagyományos bárium-kloridos lecsapással párhuzamosan vett karbonát minták feltárását követően megmértük a keletkezett  $\text{CO}_2$  mennyiségét és  $^{14}\text{C}$  aktivitás-koncentrációját. Mind mennyiségben, mind  $^{14}\text{C}$  tartalomban jelentős eltérést tapasztaltunk a kétféle módszerrel kapott eredmények között. A gyantáról ioncserével nyert szén-dioxid mennyisége szisztematikusan (+10-20%) több volt, mint a hagyományos módszerrel mért érték, illetve a gyantáról leoldott karbonát radiokarbon tartalma szisztematikusan kevesebb volt, körülbelül 10%-al, a valós értéknél.

#### 4. Következtetés

A modellkísérleteket ellenőrzött laboratóriumi körülmények között hajtottuk végre. A tesztkörülményeket megpróbáltuk a valóságoshoz leginkább hasonló módon kialakítani.

A kísérletsorozat során megállapítottuk, hogy a mintavevő rendszer megfelelően reprodukálható mintavételre alkalmas. Elmondható, hogy mindhárom geometriai elrendezés jól alkalmazható és megfelelő hatásfokkal működik az igen alacsony koncentráció tartományban is. Az első, hagyományos (A) elrendezés ugyan mutatott némi ionvesztést az utolsó ciklusokban, de ez a jelenség alig befolyásolja a meglévő rendszer hatékony és hiteles alkalmazhatóságát a tervezett feladatban. Az eltérő megkötési hatásfokok figyelembevételével elemenként korrigálhatók az aktivitások, ha ez szükségessé válik. A  $^{14}\text{C}$  anioncserés mintavételkor korrekciós faktort szükséges bevezetni, mivel, bár csak kis mértékben, de szisztematikusan alacsonyabb radiokarbon tartalmat adnak az ioncserével begyűjtött minták a valósához képest. A kísérletsorozat folytatásán dolgozunk. A meglévő eluált kation-minták gamma-aktivitásának mérése és a  $^{14}\text{C}$  korrekció pontos értékének megadása pontosabb képet és iránymutatást adhat a meglévő és esetlegesen új rendszerek fejlesztéséhez.

#### Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk Sándor Lászlóné Mogyorósi Magdolnának a gamma-, ill. a  $^{14}\text{C}$ -mérések kivitelezéséért Köszönjük az ATOMI KAL dolgozóinak közreműködésüket és segítségüket.

### Irodalom

- MÁDI I. (1987) Elválasztástechnika (Kromatográfias módszerek) Tankönyvkiadó, Budapest, 270 p.
- SVINGOR É. – HERTELENDI É. (1996) Development of the groundwater monitoring system in the surroundings of Paks NPP. (In Hungarian). PA Rt-6113500002. Debrecen, 45 p.
- SVINGOR É. – MOLNÁR M. – PALCSU L. (2006) Monitoring System with Automatic Sampling Units in the surroundings Paks NPP MTA ATOMKI, Debrecen, 7 p.
- VERES M. (2006) Környezeti monitorozó rendszer üzemeltetése a Paksi Atomerőmű Rt. Területén, IZO/P/04/03 Isotoptech Zrt, Debrecen, 157 p.

Dr. Szántó Zsuzsanna<sup>1</sup> – Dr. Futó István<sup>2</sup> – Dr. Braun Mihály<sup>3</sup>

## Palackozott ásványvizek eredetének vizsgálata stabilizotópos módszerekkel

### Abstract

Stable isotope analysis is a powerful tool in monitoring the identity, origin or purity of foodstuff or drinking waters of various types. Most of the isotopic analyses are performed for quality control in the food technology, determination of origin of mineral waters or age and quality of wines. Governmental agencies use the isotopic standards for detecting fraudulent products, while industry uses the isotopic method for quality assurance. EU has adopted analyses of  $\delta^{18}\text{O}$ ,  $\delta^2\text{H}$  and  $\delta^{13}\text{C}$  as official methods to test the authenticity of wine, while industrial producers have also extended the use of routine isotopic ratio analysis to test origins of flavors and aromas, honeys, fruit juices and mineral waters. These products are regulated at the national and international levels and determining the authenticity of marketing claims represents an important and growing challenge to regulatory agencies and institutes that monitor and assure the quality, authenticity and origin of consumer goods.

The main objective of the present work is to contribute to the development of QA/QC procedures and national standards related to the detection of fraudulent products through measurement of 24 bottled waters from the Hungarian market (mineral waters, medicinal waters and spring waters). Complimentary to the  $\delta^{18}\text{O}$ ,  $\delta^2\text{H}$  and  $\delta^{13}\text{C}$  measurements general water chemistry was performed. The stable isotope values together with the main ion composition and analysis of general water quality parameters give valuable information regarding the origin and quality of mineral waters.

### 1. Bevezetés

Magyarország nagy földalatti vízkészlettel rendelkezik, rendkívül gazdag ásvány- és gyógyvizekben. A Kárpát-medence különleges adottsága, hogy a földkéreg üledékes kőzettömegét és az abba zárt vízkészletet a hő nagyobb mértékben járja át, mint a Föld egyéb területein, ennek következtében sok a hévíz lelőhely, és az ásványvizek viszonylag sok ásványi anyagot tartalmaznak. Magyarországon jelenleg közel 80 kút és forrás szolgáltat elismert, természetes ásványvizet, amelyek közül 21 vizét palackozzák.

A vizek palackozását és forgalomba hozatalát rendelet szabályozza (a 65/2004. (IV. 27.) FVM-ESZCSM-GKM együttes rendelete, valamint ennek módosítása, az 59/2006. (VIII. 14.) FVM-EüM-SZMM együttes rendelete). A rendelet szerint a vizek különböző kategóriába sorolhatók annak függvényében, hogy mely előírásoknak tesznek eleget. Így, definíció szerint **természetes ásványvíz** a védett felszín alatti vízrétegből származó, természetes vagy mesterségesen feltárt forrásból, kútból származó, eredendően szennyeződésmentes víz, melynek összetétele és hőmérséklete állandó, ásványi anyag- és nyomelemtartalmának köszönhetően egészségügyi szempontból pedig előnyös tulajdonságokkal rendelkezik.

A **palackozott természetes ásványvíz** olyan víz, amelyet még semmiféle emberi beavatkozás nem ért és ezért eredeténél fogva tiszta. A víznyerő helyen palackozzák, semmiféle idegen anyagot nem tartalmaz, az esetleg szükséges vastalanításon kívül más

<sup>1</sup> Dr. Szántó Zsuzsanna MTA Atommagkutató Intézet, Debrecen E-mail aszanto@atomki.hu

<sup>2</sup> Dr. Futó István MTA Atommagkutató Intézet, Debrecen E-mail futo@atomki.hu

<sup>3</sup> Dr. Braun Mihály Debreceni Egyetem Szervetlen- és Analitikai Kémiai tanszék, Debrecen E-mail braun@tigris.klte.hu



módon nem kezelték és legfeljebb szén-dioxidot adtak hozzá. A természetes ásványvíz tehát a föld alatti, szennyeződésektől mentes vízrétegekből származik, rendszeres fogyasztásra alkalmas, fizikai, kémiai, bakteriológiai, toxikológiai és radiológiai határértékeknek megfelelő ivóvíz, melynek termelését szigorú előírások szabályozzák.

Annak igazolására, hogy egy ásványvíz megfelel a fent említett előírásoknak, a vízföldtani és fiziko-kémiai, valamint bakteriológiai vizsgálatok mellett fontos szerepet kapnak a **különböző izotóptechnikák is**, melyek közül jelen dolgozatban a stabil oxigén-, hidrogén- és szénizotópok mérésével foglalkoztunk. A stabilizotóp-arányok, valamint a kémiai összetétel alapján a vizek eredetére, minőségére vonatkozóan tehetünk megállapításokat, hiszen e paraméterek a vízminta származási helyére, az emberi/technológiai beavatkozás mértékére engednek következtetni. Földrajzi paraméterek, geológiai adottságok, kútmélység adatok hiányában is lehetővé válik a különböző helyről származó természetes ásványvizek azonosítása, mivel palackozásuk kötelezően a víznyerő helyen kell történnjen (a vízkivételi helynek és a palackozó helynek egybefüggő zárt rendszert kell alkotnia).

## 2. Alapfogalmak, módszer

A vizekben lévő ún. környezeti izotópok ( $^2\text{H}$ ,  $^3\text{H}$ ,  $^{18}\text{O}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{15}\text{N}$ , stb.) a légkörben jutnak be a csapadékba, amelyek közül a stabil izotópok többnyire változatlanul (esetleg a kőzet atomjaival részben kicserélődve) megmaradnak a beszivárgott vízben. A felszín alatti vizek összetételét és minőségét meghatározó további hatások (másodlagos hatások) a beszivárgási folyamat során és a kőzetben (talajban) való mozgás és tartózkodás időtartama alatt alakulnak ki. Történhet kémiai változás, sőt, kontamináció már üledékképződés idején, ami tartósan és folyamatosan befolyásolja az üledékben mozgó vagy tárolódó víz minőségét. A főleg a telítetlen zónákban végbemenő mikrobiológiai folyamatok módosítják a felszín alatti vizek minőségét, s korreláció mutatható ki a baktérium-működés és a víz kémiai összetétele között. A hidrogén és oxigén stabilizotóp-arányok ( $^2\text{H}/^1\text{H}$ , ill.  $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ ) hidrológiai alkalmazását az teszi lehetővé, hogy mindkettő a víz alkotóelemei, így koncentrációjukat nem befolyásolják az utólagos kémiai és biológiai folyamatok. Ezzel szemben a szénizotópok aránya változik, ennek következtében a  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  értékek a természetben széles skálán mozognak (UNESCO/IAEA, 2000). A vízben oldott szerves és szervesetlen szén, valamint karbonátok  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  értékei alapján fontos következtetések vonhatók le eredetükre, környezetükre, keletkezési körülményeikre vonatkozóan.

Az izotóparányok meghatározása egy ThermoFinnigan Delta Plus XP stabilizotóparány mérő tömegspektrométer segítségével történt, melyet egy GC automata mintavevővel felszerelt GasBench II külső egységgel kötöttünk össze (MU33, 2003). Az eredményeket különböző standardokra vonatkoztatott (SMOW, PDB) ezrelékekben kifejezett izotóparány – más néven izotóparány-eltolódás, vagy delta érték – formájában adtuk meg (GONFIANTINI R. 1984):

$$\delta (\text{‰}) = \frac{R_{\text{minta}} - R_{\text{standard}}}{R_{\text{standard}}} * 1000$$

ahol  $R_{\text{minta}}$  és  $R_{\text{standard}}$  a minta és a standard azonos körülmények között mért izotóparányai.

A csapadékvizek stabil izotóp összetételét az alábbi hatások szabják meg (CLARK I. 1997):

- földrajzi szélesség                      • tengertől, óceántól való távolság
- tengerszint feletti magasság        • csapadék mennyisége            • évi középhőmérséklet

A hidrogén és oxigén izotóp-összetétele hasonló módon változik, kapcsolatuk a Craig által (CRAIG H. 1961) meghatározott összefüggéssel írható le, mely a csapadékvonalat jelzi (lásd később):

$$\delta^2\text{H} \text{‰} \approx 8\delta^{18}\text{O} + 10\text{‰}$$

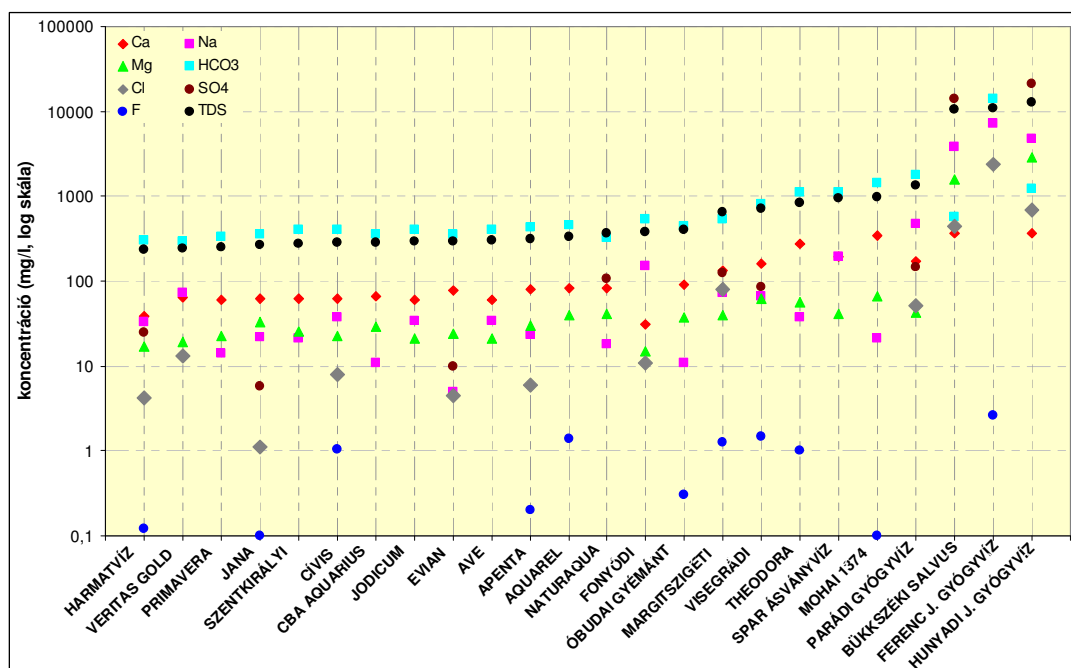
A csapadékvonalon, vagy annak közelében helyezkedik el minden csapadék eredetű víz. Eltérés általában nem egyensúlyi folyamatok (pl. párolgás, diffúzió) következtében lép fel (az oxigénizotópok frakcionálódása nagyobb, mint a hidrogén esetében fellépő frakcionálódás). A magyarországi talajvizekre jellemző oxigénizotóp-arány  $\delta^{18}\text{O} = -7,5\text{‰} - 9,5\text{‰}$ , hidrogénizotóp-arány  $\delta^2\text{H} = -50\text{‰} - 65\text{‰}$ . A felszín alatti vizek lényegesen negatívabb  $\delta^{18}\text{O}$  összetételűek, jelezve a hidegebb beszivárgás kori klímát („jégkorszak”). A stabil izotóp összetétel alapján elkülöníthetők a holocénban, illetve a pleisztocénban beszivárgott vizek:  $\delta^{18}\text{O}$  esetében  $-10\text{‰}$ -et, míg  $\delta^2\text{H}$ -nál  $-70\text{‰}$ -et tekinthetjük határnak - az ennél negatívabb értékek jégkorszaki, a pozitívabbak holocénkori beszivárgásra utalnak.

A természetes vízciklus során kicserélődési reakció játszódik le a tengerekben oldott  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CaCO}_3$  és az atmoszférikus  $\text{CO}_2$  között (a  $^{13}\text{C}$  bikarbonátban dúsul). A tengervíz bikarbonát  $\delta^{13}\text{C}$  értéke  $\sim 0\text{‰}$ . Édesvízben az oldott szerveszén delta értéke  $-5\text{‰} > \delta^{13}\text{C} > -13\text{‰}$ , függ az oldott talajgáz (gyökérlégzésből származó  $\text{CO}_2$ ,  $\delta^{13}\text{C} \sim -23\text{‰}$ ) és a kőzetből beoldott karbonát ( $\delta^{13}\text{C} \sim 0\text{‰}$ ) arányától. Az atmoszférikus  $\delta^{13}\text{C}$  értéke napjainkban  $\sim -7 - -8\text{‰}$ .

A kationok koncentrációjának meghatározására ICP-OES technikát alkalmaztunk a DIN 38406 által előírt mérési módszerek szerint. Az anionok koncentrációjának meghatározása, valamint az alapvető kémiai paraméterek mérése (pH, vezetőképesség, összes oldott anyag) az érvényben levő szabványoknak megfelelően történt.

### 3. Eredmények

Az 1. ábrán a vizsgált vizek főbb kémiai komponenseinek koncentrációját láthatjuk. A minták összes ásványianyag-tartalma tág határok – 230 és 12900 mg/l – között változott, annak függvényében, hogy forrás-, gyógy-, vagy természetes ásványvizet vizsgáltunk:



1. ábra. A vizsgált ásványvizek főbb kémiai összetevőinek koncentrációja (mg/l)

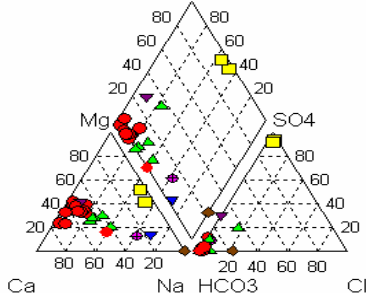
A víz fontos minőségi jellemzője a felszín alatt töltött idő, ami alatt fokozatosan felveszi annak kémiai tulajdonságait. A forrásvizek “fiatal” vizeknek számítanak, mivel kevés időt töltöttek a föld alatt, ebből kifolyólag alacsony az ásványi anyag tartalmuk is. A forrásvizekkel egy kategóriába sorolhatóak a gleccser- és karsztvizek is, amelyek szintén kevés időt töltöttek a föld alatt, így szintén kevés az ásványi anyag tartalmuk.

A vízkémiai eredmények AquaChem 3.7.42 (Waterloo Hydrogeologic) szoftver segítségével történő kiértékelését követően az 1. táblázatban található Piper-diagramot szerkesztettük.

Az eredmények azt mutatták, hogy a vizsgált 24 vízminta közül 11 kalcium-magnézium-hidrogénkarbonátos, 3 ásványvíz felel meg a szulfátos, 6 pedig a fluoridos kategóriának. A 2 forrásvíz, 4 gyógyvíz és 18 természetes ásványvíz vízkémiai szempontból megfelelt a velük szemben támasztott jogszabályi előírásnak.

1. táblázat. A vizsgált ásványvizek osztályozása

Állítás:	Feltétel: (mg/l)	Megfelelés: (db)
Csekély ásványianyag tartalmú	TDS* < 500	15
Nagyon csekély ásványianyag tartalmú	TDS < 50	0
Ásványi anyagban gazdag	TDS > 1500	3
Hidrogén-karbonát tartalmú	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> > 600	7
Szulfáttartalmú	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> > 200	2
Kloridtartalmú	Cl <sup>-</sup> > 200	3
Kalciumtartalmú	Ca <sup>2+</sup> > 150	7
Magnéziumtartalmú	Mg <sup>2+</sup> > 50	6
Fluoridtartalmú	F <sup>-</sup> > 1	6
Vastartalmú	Fe <sup>2+</sup> > 1	0
Savas	CO <sub>2</sub> > 250	0
Nátriumtartalmú	Na <sup>+</sup> > 200	4
Alkalmas nátriumszegény diétához	Na <sup>+</sup> < 20	5

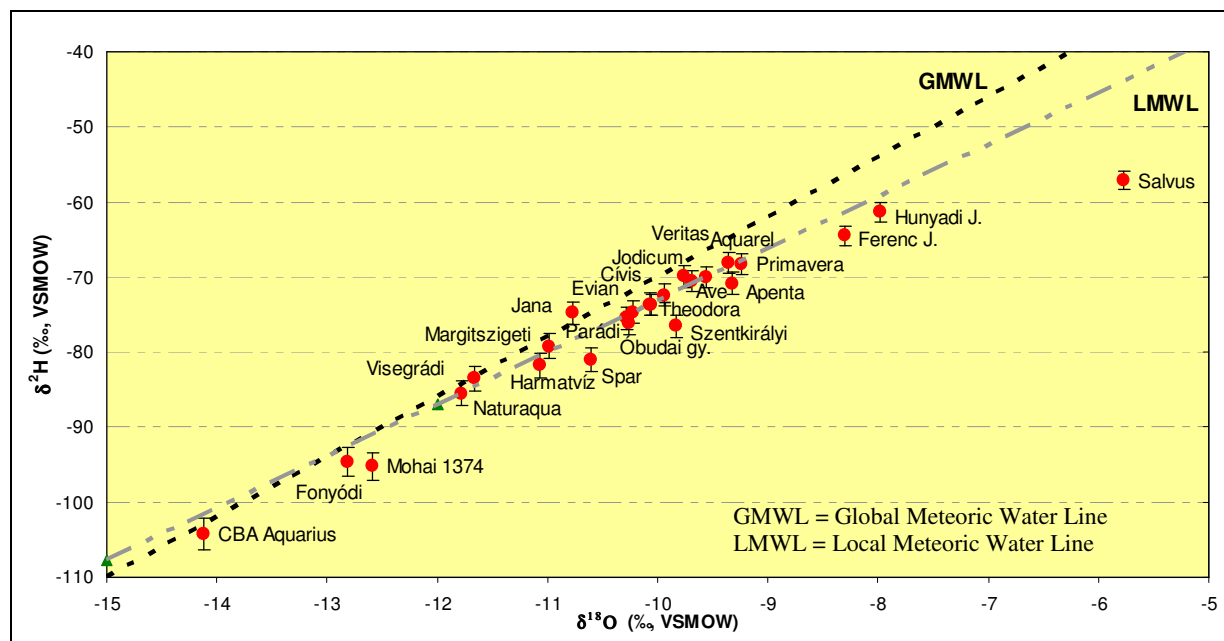


- Ca-Mg-HCO3 Primavera, Evian, Apenta stb (11 db)
- ▲ Na-Ca-Mg-HCO3 Ave, Civis, Jodicum stb (6 db)
- ◆ Na-Ca-HCO3 Spar, Parádi (2 db)
- ◆ Na-HCO3-Cl Bükkszéki Salvus (1 db)
- ▼ Na-HCO3 Fonyódi (1 db)
- Mg-Na-SO4 Ferenc J., Hunyadi J. (2 db)
- ▼ Ca-Mg-HCO3-SO4 Naturaqua (1 db)

\*TDS- Total dissolved solids = összes oldott anyag

#### 4. δ<sup>18</sup>O és δ<sup>2</sup>H eredmények és magyarázata

A kapott δ<sup>18</sup>O és δ<sup>2</sup>H értékek tág határok között változtak: -14,13‰ és -5,77‰, ill. -104,2‰ és -57,10‰. A kapott eredmények (2. ábra) tükrében megállapítható, hogy a minták nagy része illeszkedik a csapadékvonalakra (SZÁNTÓ ZS. 2007), vagyis ezek a vizek egyértelműen csapadék eredetűek.



2. ábra. A vizsgált ásványvizek  $\delta^{18}\text{O}$  és  $\delta^2\text{H}$  értéke közötti összefüggés

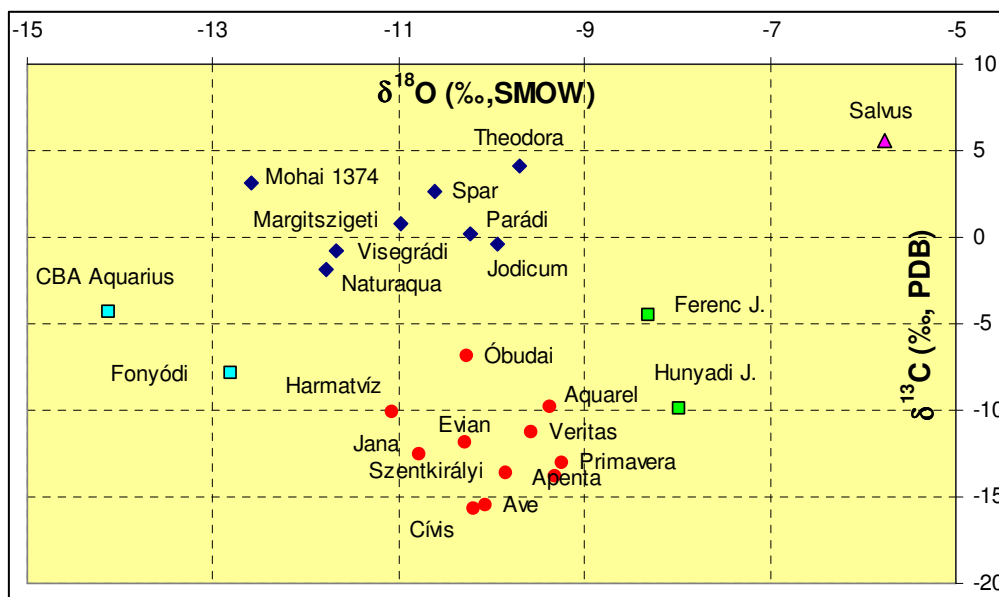
Néhány minta a csapadékvonalak alatt helyezkedik el, ami arra utal, hogy ezek a minták erősen bepárlódtak. Ez leginkább a Bükk-széki Salvus-minta esetén érhető nyomon, mely esetén az izotóptételek maximumát mértük, valamint a Hunyadi János és Ferenc József gyógyvizek esetén, ahol a vízkémiai vizsgálatok által is alátámasztott nagy sókoncentrációkat mutattunk ki. Magyarországon a holocénben beszivárgott vizek  $\delta^{18}\text{O}$  értéke átlagban  $-10\text{‰}$  és  $-9\text{‰}$ , míg a pleisztocén végén beszivárgott jégkorszaki vizek  $\delta^{18}\text{O}$  értéke  $-14,8\text{‰}$  and  $-11\text{‰}$  között mozog (STUTE T. 1989). Általában elmondható hogy az ásványvizek nagy része mélységi eredetű, idős víz, amely hideg éghajlati körülmények között lehullott csapadékból származik. A budapesti termálvíz-áramlási rendszer kútjaiból termelt és palackozott ásványvizek a mainál hidegebb klímában hullott csapadékból származó, jégkorszaki beszivárgású karsztvizek (pl. Margitszigeti). A vizek egy része gleccservíz eredetű (pl. Evian), vagy magasabb fekvésű vízgyűjtő területéről származó víz eredetet mutat (pl. Jana). Mivel a tengerszint feletti magasság növekedésével csökken a  $\delta^{18}\text{O}$  és  $\delta^2\text{H}$  értéke, ezeket a vizeket negatívabb stabilizotóptételek jellemzik ugyanúgy, mint a parti szűrészű kutak vizét Budapest környékén. Ezek a minták a Duna vizének és így az alpesi területek negatívabb stabilizotóp értékeit őrzik annak ellenére, hogy rövid ideig tartózkodtak a felszín alatt (pl. Harmatvíz). A hideg karsztvizek kis oldottanyag tartalmúak, ivóvíz ellátásra kiválóan megfelelnek, de könnyebben szennyeződnek a felszínről. A felszínre bukkanó karsztos kőzetekbe a csapadék legnagyobb részben közvetlenül és gyorsan szivárog be, ezért a karsztvizek utánpótlódása igen jó. Erre jó példa pl. az Aquarel. Az Apenta esetében - melyet 1000 m mélyről termelnek, és úgy reklámozzák mint „egy cseppnyi jégkorszak” - azt várnánk, hogy „idős vizet”, jégkorszaki beszivárgásra jellemző erősen negatív  $\delta^{18}\text{O}$  és  $\delta^2\text{H}$  értékeket kapjunk; ezzel szemben talajvízre jellemző  $-9,32\text{‰}$   $\delta^{18}\text{O}$  és  $-70,80\text{‰}$   $\delta^2\text{H}$  értékeket mértünk. Termálvizeknél a  $\delta^{18}\text{O}$  kicserélődési reakciók miatt pozitív irányba tolódik el, míg a  $\delta^2\text{H}$  nem változik (pl. Visegrádi). A Jodicum, Ave és Cívis ásványvizek közel azonos kémiai összetételűek (alkáli hidrogén-karbonátosak), a  $\delta^{18}\text{O}$  és  $\delta^2\text{H}$  értékek pedig hibahatáron belül megegyeznek, ami azt bizonyítja, hogy ezek a vizek azonos vízáradó közegből származnak, azonos időben (az Alföldre jellemző jégkorszak legvégén, 65 és 10 ezer év BP között) és körülmények között (adott áramlási irányoknak megfelelően) szivárogtak be, illetve azonos kőzetekkel kerültek kapcsolatba.

### 5. $\delta^{13}\text{C}$ eredmények és magyarázata

A felszín alatti víz természetes minőségét elsősorban az a kőzet határozza meg, amelyben a víz elhelyezkedik vagy mozog. Jelentősen befolyásolják az eredeti vízminőséget az áramlások, illetve a víz felszín alatti tartózkodási ideje, s hatással van a hőmérséklet is.

A  $\delta^{18}\text{O}$  és  $\delta^{13}\text{C}$  értékek közötti összefüggést vizsgálva (3. ábra) az ásványvizek két nagy csoportját különböztettük meg:

- $\delta^{18}\text{O}$ :  $-11\text{‰}$  –  $-9\text{‰}$ ,  $\delta^{13}\text{C}$ :  $-16\text{‰}$  –  $-6\text{‰}$  között változik;
- $\delta^{18}\text{O}$ :  $-12\text{‰}$  –  $-10\text{‰}$ ,  $\delta^{13}\text{C}$ :  $-2\text{‰}$  –  $4\text{‰}$  között változik;



3. ábra. A vizsgált ásványvizek  $\delta^{18}\text{O}$  és  $\delta^{13}\text{C}$  értéke közötti összefüggés

A hosszabb tartózkodási idővel rendelkező, feláramlási területeken történő víz-kőzet kölcsönhatás következtében a  $\delta^{13}\text{C}$   $-16\text{‰}$  –  $-11\text{‰}$  közötti értéket mutat. A medenceterületek törmelékes üledékei (melyek szervesanyag tartalma nagyobb) negatívabb  $\delta^{13}\text{C}$ -vel jellemezhető vizeket tárolnak (lpl. Cívis:  $\delta^{13}\text{C}=-15,71\text{‰}$ , Ave:  $\delta^{13}\text{C}=-15,48\text{‰}$ ). A sekélyebb vizek  $\delta^{13}\text{C}$  értéke a gyökérszónában található  $\text{CO}_2$ -vel való egyensúly miatt  $-13\text{‰}$  –  $-12\text{‰}$  körüli érték (pl. Primavera  $\delta^{13}\text{C}=-13,02\text{‰}$ ). A karsztvizek a talajból felvett széndioxid ( $\delta^{13}\text{C}=-23\text{‰}$ ) segítségével oldják az alattuk lévő nulla körüli  $\delta^{13}\text{C}$  értéket mutató karbonátos kőzeteket. Az így kialakult vizek  $\delta^{13}\text{C}$  értéke  $-11\text{‰}$  –  $-9\text{‰}$  körül mozog (pl. Aquarel  $\delta^{13}\text{C}=-9,80\text{‰}$ ). A vizsgált vizek egyik csoportja az édesvízi vagy tengeri karbonátokhoz hasonló, pozitív vagy nulla körüli  $\delta^{13}\text{C}$  értéket mutat. Ezek többnyire azok a karsztvizek, melyek természetes  $\text{CO}_2$  tartalmuknak köszönhetően intenzív karbonát oldás következtében erőteljes izotópfractionációt szenvedtek (pl. Theodora  $\delta^{13}\text{C}=4,10\text{‰}$ , Mohai  $\delta^{13}\text{C}=3,15\text{‰}$ , Spar  $\delta^{13}\text{C}=2,66\text{‰}$ ). Ezen vizek pH értéke is a savas tartomány felé tolódott el (pH=5,99 – 6,47). A Budapest környéki termál karsztból származó vizek az idős, repedezett víztartó réteg vizének és a később rátelepülő tengeri, tavi rétegekből beáramlott víz különböző arányú keverékei, melyek  $\delta^{13}\text{C}$  értéke tág határok – Veritas  $-11,24\text{‰}$ , Óbudai  $-6,91\text{‰}$ , Margitszigeti  $0,77\text{‰}$  – között mozog. A Parádi és Visegrádi vizek vulkáni utóhatás termékei; a mért  $\delta^{13}\text{C}$  értékek  $-0,74\text{‰}$ , illetve  $0,17\text{‰}$ . A  $\delta^{13}\text{C}$  értékek alapján a Ferenc József és Hunyadi János gyógyvizek

eredetére vonatkozóan használható információval nem bírunk, mivel a nagy sótartalom miatt a mérési módszer nem alkalmazható.

A miocén tengerből, ill. a Pannon tóból lerakódott üledékek alatt települő idős repedezett bükkszéki tárolóban levő termálvíz (Salvus)  $\delta^{13}\text{C}$  értéke a legpozitívabb (5,54‰). Ennek magyarázata az, hogy termálvizekben izotóp-kicserélődés történik a befogadó kőzet és a vízben oldott karbonát között, aminek következtében a vízben oldott karbonát  $\delta^{13}\text{C}$  értéke pozitív irányba tolódik.

## 6. Következtetések

A stabilizotóparány mérések a csapadékhullás, a beszivárgás idejének átlaghőmérsékletét jelzik. Segítségükkel a mintegy 10000 évvel ezelőtti gyors és jelentős éghajlatváltozással jelentkező jégkorszakvég előtt és után beszivárgott vizek elkülönítésére nyílik lehetőség.

A vizek  $\delta^{18}\text{O}$  és  $\delta^2\text{H}$  tartalmának mérésével - kiválaszthatók az idős, így védett felszín alatti vizek, azaz támpontot nyerünk a természetes ásványvizek eredetére vonatkozóan.

A jégkorszaki eredet zárt és szennyeződésmentes rétegvíz jelenlétét bizonyítja, és így azt is, hogy a víz valóban megfelel a besorolási követelmények szerinti természetes ásványvíz kategóriának.

## Irodalom

- CLARK I. D. – FRITZ P. (1997) Environmental isotopes in Hydrogeology. Boca Raton: CRC Press, USA, 328 p.
- CRAIG H. (1961) Isotopic variations in meteoric waters. Science, 133 (1961) pp. 1702-1703.
- GONFIANTINI R. (1984) Stable Isotope Reference Samples for Geochemical and Hydrological Investigations. Report Adv. Group Meeting, Vienna, September 1983. Vienna.
- MU33 MUNKAUTASÍTÁS, 2003. Stabilizotóp-arány mérések DELTA<sup>plus</sup> XP stabilizotóparány-mérő tömegspektrométerrel. Minőségirányítási Kézikönyv. MTA ATOMKI KAL, Debrecen, 5 o.
- STUTE T. M. – DEÁK J. (1989) Environmental isotope study ( $^{14}\text{C}$ ,  $^{13}\text{C}$ ,  $^{18}\text{O}$ , D, noble gases) on deep groundwater circulation systems in Hungary with reference to paleoclimate. Radiocarbon, 31 (3) pp. 902-918.
- SZÁNTÓ ZS. – FUTÓ I. – PALCSU L. – VODILA G. (2007) A 6-yr record of stable isotope ratios of hydrogen and oxygen and temperature correlation of  $\delta^{18}\text{O}$  in precipitation from Eastern Hungary, Proceedings of the IX ESIR Workshop, June 23-28 2007, Cluj-Napoca, Romania.
- UNESCO/IAEA, (2000) Environmental Isotopes in the Hydrological Cycle. Principles and Applications. Technical Documents in Hydrology. Mook W. G. (ed), Six volumes IHP-V No.39 Vol.1-6., Paris-Vienna.

Dr. Palcsu László<sup>1</sup>

## Cseppkövek folyadékzárványaiban oldott nemesgázok, mint a múltbeli klíma vizsgálatának új lehetősége

### Abstract

This paper delineates the possibility of the palaeoclimatic reconstruction based on fluid inclusions in stalagmites. To study the past climate is a great challenge in the world. Climate models which describe the climate of our planet require precise knowledge on what happened in the past. Several methods are available for studying the climate change occurred hundreds and thousands of years ago. One of the most common methods is based on the noble gas content of water which depends on the temperature during the recharge. Infiltration temperatures can be determined by 1°C error or less employing noble gases. However, the age determination of groundwater is limited, and the age resolution does not make it possible to examine abrupt and short climate change events. A new method based on noble gases dissolved in fluid inclusions of dripstones seems to be a more appropriate way to study the past climatic conditions.

### 1. Bevezetés

A múltbeli klíma, és ezen belül például a legutóbbi jégkorszak és a jelenkor között eltelt időszak klímájának kutatása napjaink egyik kedvelt és fontos területe. A közeljövő éghajlatában bekövetkező változásokat annál pontosabban lehet megjósolni, minél részletesebben ismerjük a múltban megtörtént változásokat és annak okait. Számos, különféle módszert alkalmaznak a múltbeli klimatikus viszonyok felderítésére, azonban mind valamiféle geológiai képződmény vizsgálatához kötődik, mint például jégminták stabilizotópjainak, karbonátos, üledékes kőzetek, tengeri üledékek, korallok izotóp-összetételének, talajrétegek pollenösszetételének, felszín alatti vizek izotóp-összetételének elemzése. Az előbbi módszerek, és szinte az összes, itt nem említett módszer közös jellemzője, hogy a jelenkori kutatások során minden esetben feltárják az adott formáció és a hőmérséklet közötti összefüggést, és később, a múltból származó minták vizsgálata során ezen összefüggéseket használják a múltbeli éghajlat tanulmányozásához. Tehát, a minták hordozta valamilyen tulajdonságból csak közvetett úton jutunk éghajlat-információhoz. Az egyetlen módszer, ami tisztán fizikai törvényeket használ, és közvetlen módon határozza meg a múltbeli hőmérsékletet, a felszín alatti vízben oldott nemesgázok koncentrációján alapul (STUTE M. 1993). Amikor a felszínről leszivárgó csapadékvíz áthatol a telítetlen zónán, a talajgázok, amik a nemesgáz-összetétel alapján levegőnek tekinthetők, az akkori talajhőmérsékletnek megfelelő mennyiségben beleoldódnak a vízbe. Mivel a nemesgázok természetes körülmények között nem vesznek részt biológiai és kémiai folyamatokban, ez a nemesgáztartalom lényegében évezredekig megmarad a vízben, együtt haladván a vízzel a víztartóban megtett útja során. Később, amikor ez a víz a felszínre kerül, mondjuk egy ivóvízkútból, vagy akármilyen más mintavevő helyről, a beszivárgáskori nemesgáztartalom található benne, ami lényegében attól függött, hogy milyen volt az akkori átlaghőmérséklet. Ha az olyan vízrendszerektől eltekintünk, amelyek felszín alatti gázmezőkkel vannak összeköttetésben, tehát csak a felső néhány százméteres rétegekben lévő víztartókkal

<sup>1</sup> Dr. Palcsu László MTA Atommagkutató Intézete, Debrecen E-mail palcsu@atomki.hu

foglalkozunk, akkor azt lehet állítani, hogy az oldott nemesgáztartalmat az sem befolyásolja, ha a víz hőmérséklete megváltozik, mivel a felszín alatt uralkodó hidrosztatikai nyomás oldott állapotban tartja a gázokat. Még abban az esetben sincs gázvesztés, ha a víz hőmérséklete a földalatti útja során jelentősen megemelkedik. A legtöbb, nem túl mélyen levő vízrendszerekben lévő nemesgázok koncentrációi híven tükrözik a beszivárgáskori körülményeket (AESCHBACH-HERTIG W. 2002, KULONGOSKI J. 2004). Vannak olyan nemesgázizotópok, amelyek mennyisége növekedhet valamilyen radioaktív bomlás vagy egyéb kéregi vagy köpenyi eredet következtében, ilyenek a  $^3\text{He}$ ,  $^4\text{He}$ ,  $^{40}\text{Ar}$ , ezt azonban figyelembe lehet venni különböző izotóparányok vizsgálatával. Ha megmérjük a vízben oldott nemesgázok koncentrációit, akkor a gázok oldódására vonatkozó fizikai törvény felhasználásával meg lehet határozni a víz beszivárgáskori hőmérsékletét. Ez az úgynevezett nemesgáz-hőmérséklet (NGT: noble gas temperature). Ezt megfelelő vízkor-meghatározási módszerrel kiegészítve a múltbeli klíma hőmérsékleti viszonyaira lehet következtetni. Leggyakrabban a radiokarbon kormeghatározást használjuk.

A felszín alatti vízminták tehát jó lenyomatai a múltbeli klímának, és a nemesgázok segítségével a múltbeli klímaváltozás milyenségét viszonylag jól ki lehet deríteni. Előnye, hogy tényleges hőmérsékleteket lehet számolni, akár  $0,5\text{ }^\circ\text{C}$ -os bizonytalansággal. Hátránya, hogy a felszín alatti víz kormeghatározása nem elég pontos, 1000–3000 év bizonytalanságra mindig lehet számítani. Másrészt, a hidrodinamikai diszperzió és a keveredés miatt a rövid ideig tartó hőmérsékletváltozásokat nem lehet észlelni, ezek elkenődnek, egy éles csúcs például csak egy lapos domb marad a hőmérséklet – kor görbében, ami a mérések bizonytalansága miatt nem tekinthető tényleges, igazi változásnak.

Ezért vetették fel, elsőik között Augusto Mangini és Werner Aeschbach-Hertig, a Heidelbergi Egyetem Környezetfizikai Intézetének professzorai, azt az ötletet, hogy a cseppkövekben lévő vízzárványokban oldott nemesgázok segítségével hasonló dolgokat lehetne csinálni. Tehát, amikor a cseppkő képződik, a még nem lecseppent víz (függő cseppkőnél), illetve a már lecseppent víz (álló cseppkőnél) annyi nemesgázt fog tartalmazni, amennyi az adott barlanghőmérsékleten beoldódhat. Előnyei lennének, hogy a cseppköveket sokkal pontosabban lehet datálni ( $^{230}\text{Th}/^{234}\text{U}$  kormeghatározás), mint a felszín alatti vizeket, illetve jobb időfelbontást lehetne elérni, ezáltal a rövidebb ideig tartó lehülések, felmelegedések is vizsgálhatókká válnának. Mivel a vízzárványok csak körülbelül néhány tömegegreléknyi mennyiségben vannak a cseppkövekben, ezért hátrányként említhető, hogy csak ennyi vízből lehet kiindulni a nemesgázok koncentrációjának tömegspektrométeres mérésénél, ami különös figyelmet és nagyon pontos méréstechnikát igényel.

## 2. A cseppkövekben lévő nemesgázok, mint a múltbeli klíma lenyomatai

A jégbarlangoktól és a termikus hatásnak kitett barlangoktól eltekintve a barlanghőmérséklet – a bejáratától távolabb – az adott külső környezet átlaghőmérsékletével egyezik meg (SPÖTL C. 2005). A cseppkő képződése során a barlang feletti karbonátos kőzetet átszivárgó, oldott karbonátban gazdag víz eléri a barlangot, a vízben túlsúlyban lévő szén-dioxid kioldódik a vízből, a víz karbonátban túltelített lesz, és a karbonát kicsapódik. Ez egy lassú folyamat, ahol a még nem lecseppent, illetve álló cseppkő esetén a már lecseppent víznek elég ideje van arra, hogy az akkori barlanghőmérsékletnek megfelelő mennyiségben oldja magába a barlanglevető gázait. Amikor a karbonát kicsapódik, és újabb karbonátrétegek borítják be a korábbi rétegeket, akkor vízzárványok képződhetnek a karbonáton belül. A *1. ábrán* egy állócseppkőmetszet, a belőle vett minták helyeinek sematikus rajza, és a vízzárványokról készített mikroszkópfelvétel látható. A cseppkövek tömegének csak nagyjából néhány ezrelékét teszik ki a vízzárványok. Dennis és munkatársai



kimutatták, hogy ezekből a vízzárványokból a vizet kvantitatíve ki lehet szabadítani (DENNIS P. 2001). Ők a zárványokban lévő víz stabilizotópjainak vizsgálatával következtetnek a múltbeli éghajlati viszonyokra. Viszont ha ez a víz kinyerhető a zárványokból, akkor felvetődik annak a lehetősége, hogy a vízben oldott nemesgázokat is meg lehet mérni, amiből szintén hőmérsékleti információ kapható. A nemesgáz-analitikában használatos tömegspektrométerek érzékenysége lehetővé teszi, hogy az 1 gram cseppkőben lévő 1 mg víz nemesgáztartalmát is elegendő pontossággal meg lehessen mérni (RICE S. 2004, TRÄUMNER K. 2005). Egy lehetséges mintafeltárás során a cseppkövet egy vákuumkamrába tesszük, és elszívjuk a felesleges gázokat. Ezután a cseppkövet a vákuumrendszeren belül összetörjük, ezáltal a vízzárványok nagy része felszabadul. A vizet csapdázzuk, a nemesgázokat pedig – hasonlóan a felszín alatti vizek mérésénél – tisztítjuk és elválasztjuk egymástól, mielőtt a tömegspektrométerrel meghatározzuk a mennyiségüket. Koncentrációt úgy kapunk, ha a feltárt víz tömegét is megmérjük egy elegendően érzékeny mérleggel. Egy másik módszer szerint, ahol nem kell tudni a feltárt víz mennyiségét, a képződési hőmérsékletre az oldott nemesgázok arányaiból lehet következtetni, ami a koncentrációkhoz hasonlóan és abból kifolyólag szintén hőmérsékletfüggő.

A felszín alatti vizekre alapuló klímarekonstrukcióval szemben a cseppköveknek az lenne az óriási előnye, hogy sokkal pontosabban lehet őket korolni, illetve az időfelbontás is nagyságrendekkel jobb, ráadásul nem csak 30–40 ezer évig lehetne visszamenni az időben (radiokarbon kormeghatározás), hanem akár több százezer évet is. A legelterjedtebb kormeghatározási mód, amit leginkább állócseppköveknél alkalmaznak, a Th/U módszer, ahol a cseppkő anyagában nézik a  $^{230}\text{Th}$  és a  $^{234}\text{U}$  mennyiségét. A lecspepenő vízben gyakorlatilag nincs tórium, mivel ő azon a pH-n rosszul oldódik a vízben, csak urán, ezért a cseppkő anyagában lévő  $^{230}\text{Th}$  csak az  $^{234}\text{U}$  bomlásából származhat. Ezzel a módszerrel a cseppkőrétegek korai akár néhány százéves pontossággal megadhatók. A rétegvastagságoktól függően pedig egy állócseppkőmintát olyan apróbb részekre darabolható, hogy egy-egy mintadarab csak egy szintén néhány százéves, vagy akár néhányévtizedes periódust foglal magába.



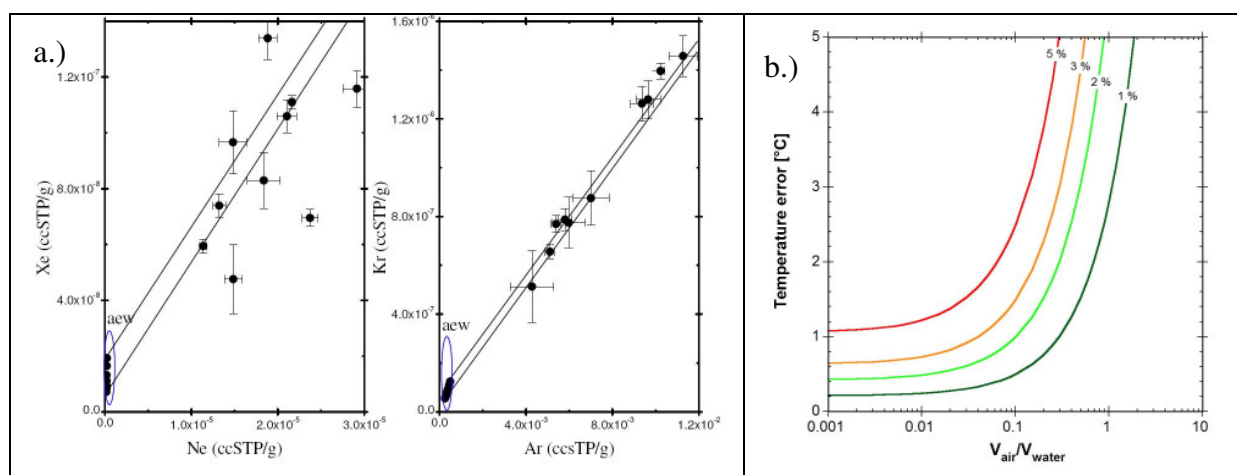
1. ábra Állócseppkő metszete, a belőle vett minták helyei, illetve a vízzárványokról mikroszkóppal készített felvétel (DENNIS P. 2001)

A kormeghatározás bizonytalansága függ a cseppkőminták szerkezeti tulajdonságaitól, korától, növekedési sebességétől, a szennyezőanyagok (pl. agyagásványok) mennyiségétől, és természetesen a mérési eljárástól. Néhány tízezer éves, tehát a legutóbbi nagy klímaváltozást is magába foglaló cseppkőminták kormeghatározásakor fellépő bizonytalanság tipikusan néhány száz év (SPÖTL C. 2002). Idősebb minták esetén az abszolút bizonytalanság nő, míg a relatív bizonytalanság megmarad 1–3 % között (MEILIANG Z.

2006). Vannak olyan körülmények, hogy fiatal, legfeljebb néhány ezer éves minták esetén a kormeghatározás bizonytalansága nem haladja meg a száz évet (MANGINI A. 2005). Mindenesetre a cseppköveket sokkal pontosabban lehet datálni, mint a felszín alatti vizeket, ami szintén nagy előny a cseppkövekre alapozott klímakutatásban.

Előrehaladott kutatások folynak ebben a témában már a németországi Heidelbergben és a svájci Zürichben. Mindkét kutatócsoport cseppkövek folyadékzárványainak nemesgázait vizsgálja, és a mért koncentrációkból kíván beoldódási hőmérsékletet meghatározni, s ezen keresztül a múltbeli klímát szeretné mélyrehatóbban elemezni. A két kutatótársaság egymástól függetlenül, de kapcsolatot tartva, a már meglévő nemesgázlaborjukban lévő tömegspektrométeres műszeregyüttesüket és alkalmazott módszereket fejleszti tovább abba az irányba, hogy a cseppkőmintákban lévő nagyon csekély mennyiségű vízből értékelhető nemesgáz-koncentrációkat mérhessenek. E cikk írója is részt vett ezen kutatások kezdeti szakaszában, és a Magyar Tudományos Akadémia Atommagkutató Intézetének Hertelendi Ede Környezetanalitikai Laboratóriumában lévő nemesgázlabort kezdi továbbfejleszteni úgy, hogy a kellő pontosság elérhető legyen. Ehhez egy részről egy európai uniós Marie Curie visszailleszkedési támogatás nyújt fedezetet.

Az eddigi német és svájci vizsgálatokból az látszik, hogy igenis lehetséges cseppkövekben lévő zárványok nemesgáztartalmát mérni, sőt a kellő 1-2 %-os pontosság is elérhető. A legnagyobb gondot a folyadékzárványokkal együtt jelenlevő levegőzárványok jelentik. A fentebb vázolt minta-előkészítési módszer alkalmazása során a gázok nem csak a folyadékzárványokból, hanem a levegőzárványokból is felszabadulnak.

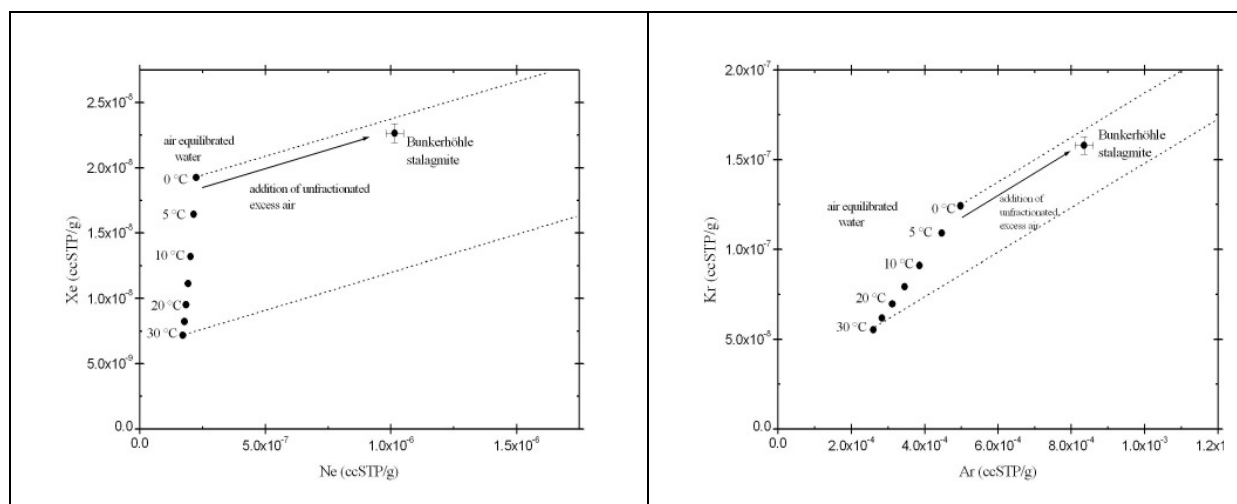


2. ábra. a) Mérési eredmények olyan cseppkőmintákon, amelyek jelentős a levegőzárványokkal rendelkeznek (KLUGE T. 2006a) (aew: air equilibrated water, azaz levegővel oldódási egyensúlyban lévő víz). Az ábrán minden pontnak a két vonal között kellene lennie, mely közül a felső a 0 °C-ot az alsó a 30 °C-ot reprezentálja. A levegőzárványokból származó sok nemesgáz jelentléte és a mérési bizonytalanság miatt azonban nem olvasható le érdemleges információ a hőmérsékletről.

b) Az ábra azt mutatja (KLUGE T. 2006b), hogy a nemesgázmérések bizonytalansága milyen mértékben befolyásolja a hőmérséklet-meghatározás bizonytalanságát különféle levegőzárvány-folyadékzárvány arány esetén. Például, ha a mérési pontosság 3%, akkor csak akkor érhető el 1 °C vagy jobb pontosság a hőmérséklet-meghatározás során, ha a levegő/víz térfogatarány a cseppkőben kisebb, mint 0,06.

Mivel a levegő nagyságrendekkel több nemesgázt tartalmaz, mint ugyanakkora térfogatú víz, ezért kis levegőszennyezés is annyira megnövelheti a levegőzárványokból származó nemesgázok mennyiségét, hogy az elnyomja a folyadékzárványokban lévő nemesgázok

koncentrációjában hordozott hőmérsékletinformációt (2.a ábra). Mérési tapasztalataink szerint a legtöbb cseppkő olyan mértékben tartalmaz levegőzárványt, hogy vagy csak extrém pontos méréssel van esély a képződési hőmérséklet kiderítéséhez (2.b ábra), vagy pedig olyan mintafeltárási eljárást kell kifejleszteni, amely során a kétféle zárványban lévő gázok egymástól elválaszthatók. Egy harmadik lehetőség pedig olyan cseppkőminták gyűjtése, ahol a folyadékzárvány-levegőzárvány aránya kedvező, azaz elenyésző a levegőzárványok mennyisége. A zürichi kutatók olyan eljárás kifejlesztésén dolgoznak, amikor is a cseppkőminta fokozatos aprításának és fokozatos melegítésének hatására el tudják választani egymástól a levegőzárványokban lévő gázokat a folyadékzárványokban oldottaktól. Az utóbbi években jó eredményeket értek el ezen a területen (BRENNWALD M. 2006). Azonban ez a módszer sem vezet eredményre minden esetben, hiszen van olyan zárvány, ami egyszerre tartalmaz levegőt és folyadékot is. A levegőzárványok okozta probléma kiküszöbölésére megoldás lehet olyan cseppkövek utáni keresés, amelyek ténylegesen kevés levegőzárványt tartalmaznak. A heidelbergi kutatók találtak is ilyen cseppköveket, ami azt mutatja, hogy léteznek ilyen cseppkövek, csak meg kell őket találni (3. ábra).



3. ábra. Mérési eredmények olyan cseppkőmintákon, amelyek jelentős a levegőzárványokkal rendelkeznek (KLUGE T. 2006b). Látható, hogy ennél a mintánál lényegesen kevesebb a levegőzárványokból származó nemesgáz, így a Xe-Ne ábráról tisztán leolvasható a képződési hőmérséklet, amely  $2 \pm 1$  °C.

### 3. Összegzés

A felszín alatti vizekben oldott nemesgáz-koncentrációkon alapuló beszivárgási hőmérséklet-meghatározást már évtizedek óta alkalmazzák a múltbeli klíma kutatásában. A vízben oldott nemesgázok mérésével és megfelelő vízkör-meghatározással meg lehet ismerni az adott beszivárgási terület múltbeli hőmérsékleti viszonyait. Azonban a felszín alatti víz kormeghatározásában mindig vannak bizonytalan tényezők, amik nem teszik lehetővé a kellően pontos kormeghatározást, másrészt az áramlás során fellépő diszperzió és keveredés miatt nem érhető el finomabb időfelbontás. Éppen ezért ígéretes jövő elé néz a cseppkövek zárvényaiban lévő víz nemesgáztartalmára alapuló barlanghőmérsékletet meghatározó módszer és az arra alapuló paleoklíma-kutatás, még akkor is, ha a kezdetben felmerülő problémák azt mutatják, hogy az út kellőképpen rögzös.

## Irodalom

- AESCHBACH-HERTIG W. – STUTE M. – CLARK J. – REUTER R. – SCHLOSSER P. (2002) *A paleotemperature record derived from dissolved noble gases in groundwater of the Aquia Aquifer (Maryland, USA)*. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 66(5) pp. 797–817.
- BRENNWALD M. S. – SCHEIDEGGER Y. – TOMONAGA Y. – HOLZNER C. P. – WIELER R. – KIPFER R. (2001) *New applications of noble gases as environmental proxies in unusual aquatic environments*, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Volume 70, Issue 18, Supplement 1, August-September 2006, Page A66.
- DENNIS P. F. – ROWE P. J. – ATKINSON T. C. (2001) *The recovery and isotopic measurement of water from fluid inclusions in speleothems*. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 65(6) pp. 871–884.
- KLUGE T. (2006) *IUP Jahresbericht 2006*, p. 124.
- KLUGE T. – AESCHBACH-HERTIG W. (2006) *The way to noble gas paleotemperatures derived from fluid inclusions in stalagmites (poster)*, EGU General Assembly 2007, Vienna. *Geophys. Res. Abstr.*, 9, EGU2007-A-02369.
- KULONGOSKI J. T. – HILTON D. R. – SELAULO E. T. (2004) *Climate variability in the Botswana Kalahari from the late Pleistocene to the present day*. *Geophysical Research Letters* 31(L10204): doi: 10.1029/2003GL019238.
- MANGINI A. – SPÖTL C. – VERDES P. (2005) *Reconstruction of temperature in the Central Alps during the past 2000 yr from a  $\delta^{18}O$  stalagmite record*. *Earth and Planetary Science Letters* 235, pp. 741–751.
- MEILIANG Z. – HAI C. – DAOXIAN Y. – XIAOYAN Z. – YUSHI L. – JIANG Q. – EDWARDS R.L. (2006) *Carbon and oxygen isotope records and paleoclimate reconstruction (140–250 ka B.P.) from a stalagmite of Shuinan Cave, Guilin, China*. *Environmental Geology* 49, pp. 752–764.
- RICE S. (2004) *The development of a method for the extraction and measurement of noble gases from fluid inclusions in samples of calcium carbonate*. Master thesis, University of Heidelberg.
- SPÖTL C. – MANGINI A. (2006) *Stalagmite from the Austrian Alps reveals Dansgaard-Oeschger events during isotope stage 3: Implications for the absolute chronology of Greenland ice cores*. *Earth and Planetary Science Letters*, 203(1) pp. 507–518.
- SPÖTL C. – FAIRCHILD I. J. – TOOTH A. F. (2005) *Cave air control on dripwater geochemistry, Obir Caves (Austria): Implications for speleothem deposition in dynamically ventilated caves*. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 69(10) pp. 2451–2468.
- STUTE M. – SCHLOSSER P. (1993) *Principles and applications of the noble gas paleothermometer*. *Climate Change in Continental Isotopic Records*. P. K. Swart, K. C. Lohmann, J. McKenzie and S. Savin. Washington, DC, American Geophysical Union. 78. pp. 89–100.
- TRÄUMNER K. (2005) *Inbetriebnahme, Tests und erste Anwendung einer neuen Anlage zur massenspektrometrischen Messung von Edelgasen aus Grundwasser- und Stalagmitproben*. Diplomarbeit, Universität Heidelberg.

*Dr. Turai Endre<sup>1</sup> – Dr. Dobróka Mihály<sup>2</sup> – Vass Péter<sup>3</sup>*

## **TAU-transformation of Time-Domain IP data measured over a slag ash site**

### **Abstract**

The paper shortly presents the TAU-transform of the Time-Domain IP curves and an approximate solution of the TAU-transform using inverse theory. A method for estimation of the type and the value of soil contaminations will be introduced.

The calculation of contamination type comes from the time constant value of the time constant spectra. The value estimation of the soil contamination is based on the waited amplitude values of the time constant spectra

This method was tested over several waste sites (Offheim – 1992, Nyékládháza – 1997-2004, Ráckeve – 1997, Kecskemét – 1997, Győröcske – 1999, Pásztó – 2000, Tokaj – 2001, Balmazújváros – 2002 and Szerencs – 2003).

In this paper we show a new interpretation result measured over a slag ash site (Tiszapalkonya – 2004). The analysis of the IP data measured over the slag ash site produces that relatively high specific resistivity is connected with relatively high polarizability in slag ash body, and the types of the polarization are membrane and redox.

### **Összefoglalás**

Az előadás röviden bemutatja az időtartománybeli IP görbék TAU-transzformációját és a transzformáció inverziós megoldását. Ismerteti a szennyezettség mértékének és típusának becslésére szolgáló módszert.

A szennyezettség típusának meghatározása az időálló spektrum időálló értékei alapján történik. A szennyezettség mértékének becslése pedig az időálló spektrum időállóval súlyozott amplitúdó értékei alapján számítható.

A módszer számos hulladéklerakó felett (Offheim – 1992, Nyékládháza – 1997-2004, Ráckeve – 1997, Kecskemét – 1997, Győröcske – 1999, Pásztó – 2000, Tokaj – 2001, Balmazújváros – 2002 and Szerencs – 2003) volt már kipróbálva.

Ebben a cikkben egy salakpernye-iszap tároló esetében mutatjuk be a módszer terepi alkalmazását.

A salakpernye-iszap felett végzett IP-mérések elemzéséből megállapítható, hogy a relatíve nagyobb fajlagos ellenállású részeknek nagyobb a polarizálhatósága. A polarizációt membrán és redox hatások okozzák.

### **1. Introduction**

The induced polarization method is an effective geophysical method of ore exploration (WAIT, J. R. 1959, KELLER, G. W. – FRISCHKNECHT, F. C. 1966, SUMNER, J. S. 1976). On the

<sup>1</sup> **Dr. Turai Endre** *Miskolci Egyetem Geofizikai Tanszék, Miskolc* E-mail gfturai@uni-miskolc.hu

<sup>2</sup> **Dr. Dobróka Mihály** *Miskolci Egyetem Geofizikai Tanszék, Miskolc* E-mail dobroka@uni-miskolc.hu

<sup>3</sup> **Vass Péter** *Miskolci Egyetem Geofizikai Tanszék, Miskolc* E-mail gfvassp@uni-miskolc.hu

other hand, the metallic content is not the only factor resulting in polarizability of the medium; filtration- and membrane effects as well as electrochemical (redox) properties can also lead to similar phenomena. Induced Polarization is a very useful geophysical method also in the detection and characterization of environmental spots mainly waste sites. For the interpretation of IP curves, the TAU-transform method was introduced by TURAI E. (1985). Combining the TAU transform method and the tools of inverse problem theory, a general algorithm for the determination of the time-constant spectrum of the polarizability data is available for the general case of continuous spectra (TURAI E. – DOBRÓKA M. 2001). TAU-transformation of Time-Domain IP curves and the general solution for the TAU-transform

The strictly monotonously decreasing curves of apparent polarizability ( $\mu_a(t)$ ) can generally be written as an integral transform of a function (TURAI E. 1985):

$$\eta_a(t) = \int_0^{\infty} w(\tau) \exp(-t/\tau) d\tau , \quad (1)$$

where  $t$  is the time and  $\tau$  is the time-constant.

The function  $w(\tau)$  will be called the spectrum of time-constants of the IP measurement. It represents all the important spectral information of the polarization. Let us define TAU-transformation as a procedure generating the spectrum of time-constants from the polarizability curves:

$$w(\tau) = TAU[\eta_a(t)] . \quad (2)$$

The time-constant spectrum represents all the important information (regarding to the medium) contained by the time-domain IP data. After introducing the concept of the TAU-transform, some approximate (TURAI E. 1985) solutions and a general inversion (TURAI E. AND DOBRÓKA M. 2001) solution were developed for continuous time-constant spectra and also for the case of line spectra. In order to give the TAU-transform (2) for this general case we use the tools of the inverse problem theory. In constructing a general algorithm for the determination of the TAU-transform we write the spectrum function in the form of a series expansion

$$w(\tau) = \sum_{q=1}^Q B_q \Phi_q(\tau) , \quad (3)$$

where  $\Phi_q$  is the  $q$ -th base function and  $B_q$  is the corresponding expansion coefficient. As base functions, we use Chebishev polinomials and interval-wise constant functions in our investigation. By inserting the discretized spectrum function into Eq. (1), we get

$$\eta_k = \sum_{q=1}^Q B_q S_{kq} , \quad S_{kq} = \int_0^{\infty} \Phi_q(\tau) \exp(-\frac{t_k}{\tau}) d\tau , \quad (4)$$

where  $t_k$  is the time point, at which the  $k$ -th IP data was detected. In the terminology of the inverse problem theory Eq. (4) is the (linear) forward modelling formula for the calculation of theoretical polarizability data which can be written in matrix form as

$$\underline{\underline{\vec{\eta}}} = \underline{\underline{S}} \underline{\underline{\vec{B}}}$$

Introducing the deviation between measured and calculated data

$$\vec{e} = \vec{\eta}^{obs} - \vec{\eta}^{calc} \quad , \quad (5)$$

we can reduce the TAU-transform problem to a simple inverse problem, in which the unknown expansion coefficients are determined by minimizing a certain ( $L_2$ ) norm of the vector given in Eq. (5). This leads to the well-known normal equation

$$\underline{\underline{S}}^T \underline{\underline{S}} \underline{\underline{\vec{B}}} = \underline{\underline{S}}^T \underline{\underline{\vec{\eta}}}$$

Solving this linear set of equations, the expansion coefficients can be calculated, and the time-constant spectrum function can be determined (or in other words the TAU-transform problem has been solved) by means of Eq. (3).

## 2. Method for the waste site characterization

Taking our field measured IP curve -  $\mu_a(t)$  - into account (2), we qualify the main types of the polarization mechanisms by the help of  $\tau_n$  time-constant values as:

- filtration polarization  $\tau_n < 0,4$  sec,
- membrane polarization  $0,2$  sec  $< \tau_n < 0,8$  sec,
- electrochemical or redox polarization  $0,6$  sec  $< \tau_n < 1,2$  sec,
- metallic or electrode polarization  $1$  sec  $< \tau_n$ .

Table I. shows sources of the polarization. The main components of contaminating material in a waste site are connected with the main types of polarization, so we can raise the effect of higher time-constants (connected with dangerous components - chemical and metallic) of the waste site and similarly we can reduce the lower time-constant effect (connected with non dangerous components - water and disperse clay) using a simple weighting procedure (TURAI, 2004):

$$WAV(\tau_n) = \tau_n w(\tau_n).$$

Table 1. Sources of the polarization

Type of polarization	Source of polarization
filtration polarization	- porous soil and rocks with conductive fluid,
membrane polarization	- porous soil and rocks with disperse clay and water,
Electrochemical or redox polarization	- chemical agent with thigh reactivity for oxidation or reduction,
Metallic polarization	- metallic components in porous rocks with conductive fluid.

The WAV (Weighted Amplitude Value) section shows the region of the more dangerous components.

### 3. New case history using the TAU-transformation

TAU-transformation was applied in a TEMPUS project (*JEP 1553-92*) and it was also tested above Hungarian waste sites (Nyékládháza – 1997-2005; Ráckeve – 1997; Kecskemét – 1997; Győröcske – 1999 (TURAI E. AND DOBRÓKA M. 2001); Pásztó – 2000; Tokaj – 2001 (TURAI E. 2004); Balmazújváros – 2002 and Szerencs - 2003). Here we present some results of IP data measured near Tiszapalkonya. Schlumberger electrode arrays were used for IP soundings at each IP sounding points with 16 discrete current electrode spacing.

*Fig. 1.* presents a vertical apparent resistivity, and *Fig. 2.* shows the vertical polarizability section over an ash slag site near Tiszapalkonya.

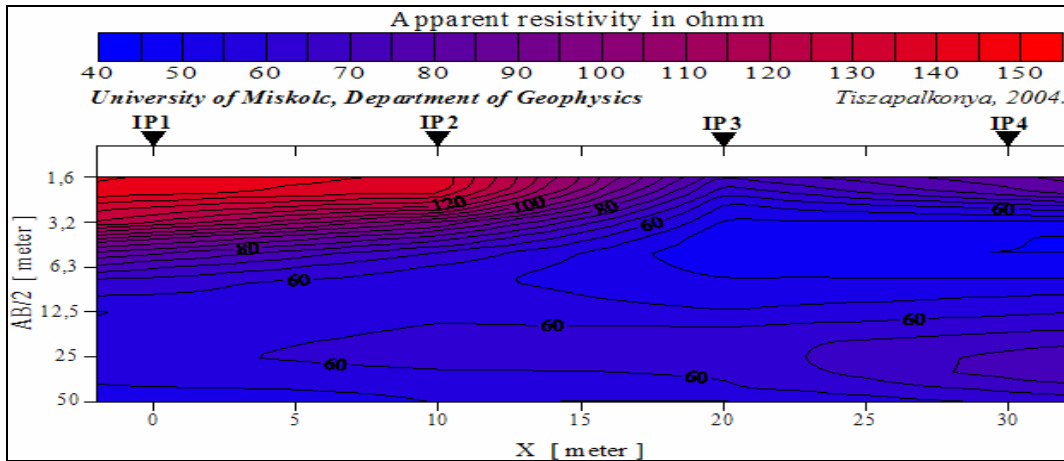


Figure 1. Vertical apparent resistivity section

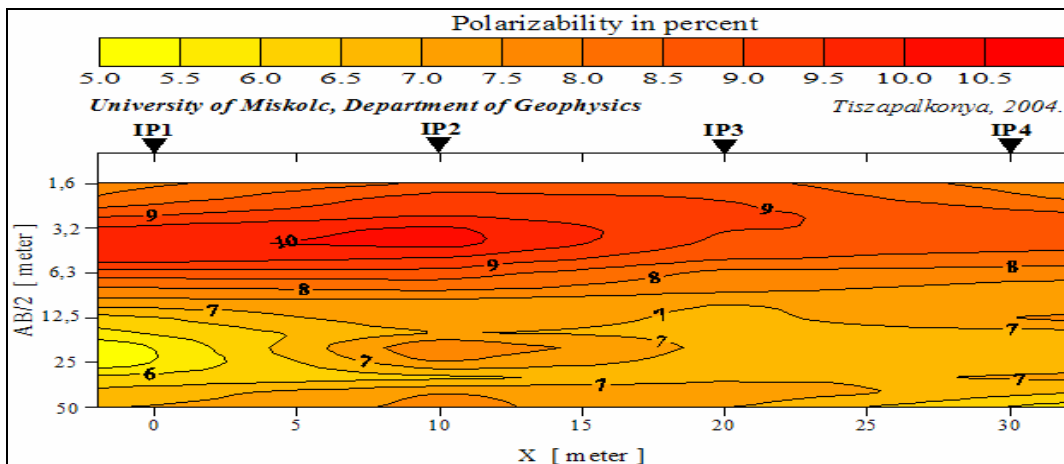


Figure 2. Vertical polarizability section

Comparing these figures we can establish that relatively higher specific resistivity is connected with relatively higher polarizability in slag ash body. *Fig. 3.* shows the vertical WAV section. As it can be seen, there are only small and middle *WA Values* indicate some dangerous regions under the surface caused by membrane (*Fig. 4.*) and redox (*Fig. 5.*) polarization effects.

Sometimes the membrane effect appears with low apparent resistivity ( $\rho_a$ ) and high apparent polarizability, so let me define the corrected conductivity as a product of polarizability ( $w(\tau)$ ) and conductivity ( $\sigma = I/\rho$ ):



$$\sigma_{corr} = \sigma w(\tau) = \frac{w(\tau)}{\rho_a}$$

The vertical corrected conductivity section is presented in Fig. 6. The red coloured contour line shows the points of the section where the corrected conductivity value is the critical 100 milliSiemens/meter (mS/m).

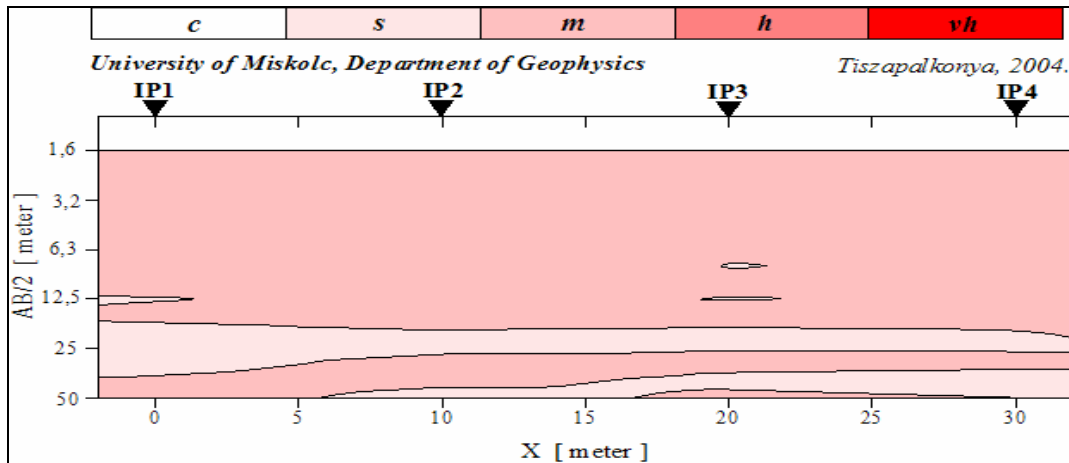


Figure 3. Vertical WAV section (vh – WAV is higher than 0.2, h – WAV is between 0.1 and 0.2, m – WAV is between 0.05 and 0.1, s – WAV is between 0.02 and 0.05, c – WAV is lower than 0.02.)

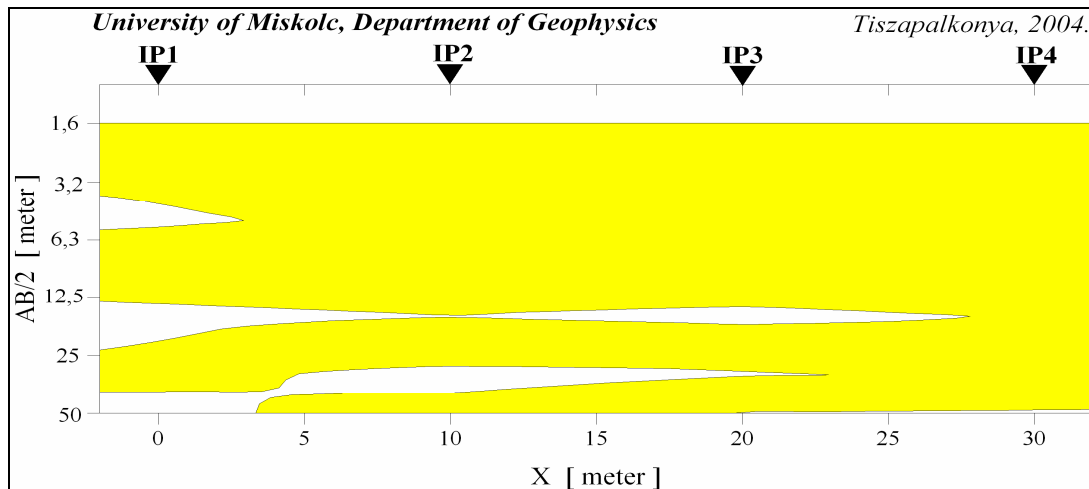


Figure 4. Vertical section of the membrane effect (Time constants are between 0,2 sec and 0,8 sec.)

#### 4. Acknowledgements

This research work was supported by the National Science Research Fund of Hungary (projects T 046765). Authors are grateful for the support. As a member of the MTA-Miskolc University Research Group for Engineering Geosciences the authors thank also the Hungarian Academy of Science for the support.

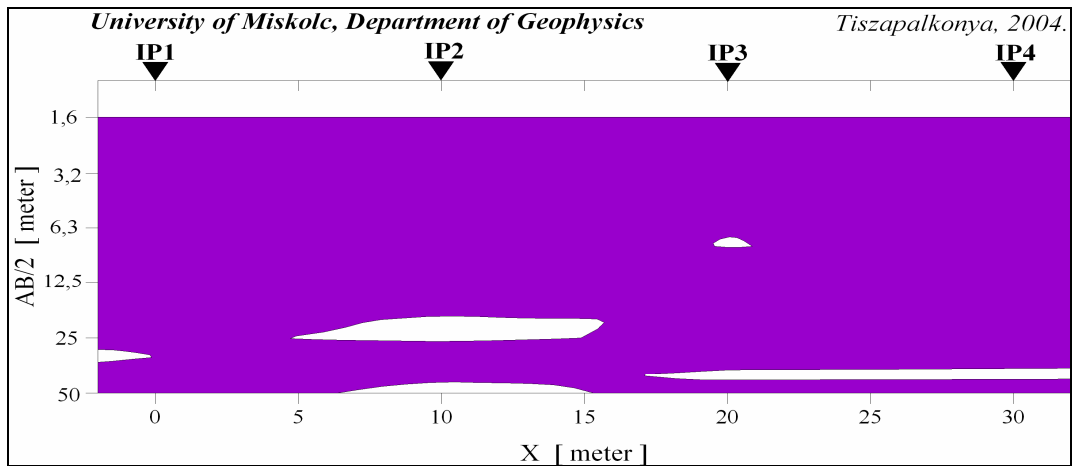


Figure 5. Vertical section of the redox effect (Time constants are between 0,6 sec and 1,2 sec.)

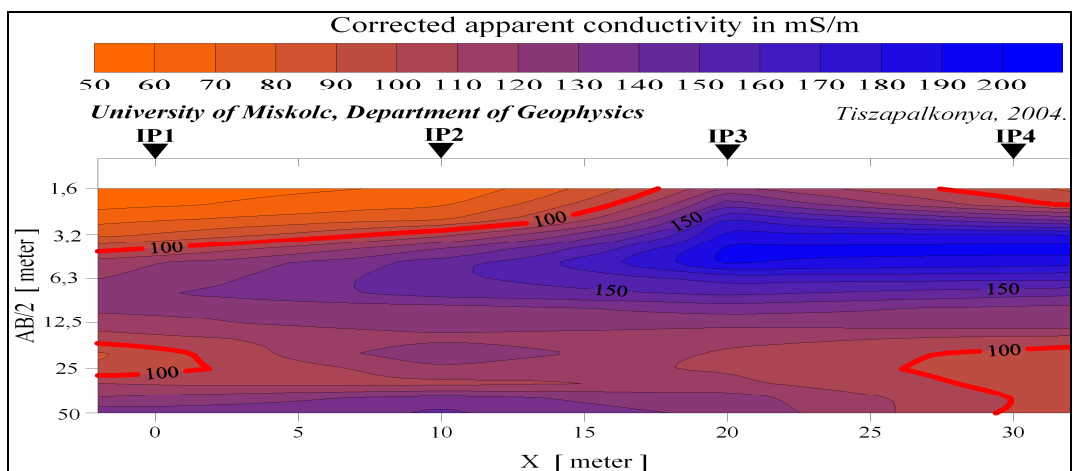


Figure 6. Vertical section of the corrected apparent conductivity in mS/m

## References

- KELLER, G. W. – FRISCHKNECHT, F. C. (1966) *Electrical Methods in Geophysical Prospecting*, Pergamon Press, Oxford.
- SUMNER, J. S. (1976) *Principles of Induced Polarization for Geophysical Exploration*, Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam.
- TURAI, E. (1985) TAU-Transformation of Time-Domain IP Curves, *ANNALES Univ. Scien. Budapestinensis de Rolando Eötvös Nom., Sectio Geophysica et Meteorologica, Tomus I-II.*, pp. 182-189.
- TURAI, E. – DOBROKA, M. (2001) A New Method for the Interpretation of Induced Polarization Data – the TAU-Transform Approach. 63<sup>rd</sup> EAGE Conference, Amsterdam, pp. 049/1-049/4.
- TURAI, E. (2004) IP Data processing results from using TAU-transformation to determine time-constant spectra. *Geophysical Transactions*, vol. 44, No. 3-4. pp. 301-312.
- WAIT, J. R. (1959) *Overvoltage Research and Geophysical Applications*, Pergamon Press, London.

# **KÖRNYEZETFÖLDRAJZ ÉS -FÖLDTAN**

Babka Beáta<sup>1</sup> – Dr. Szabó Szilárd<sup>2</sup> – Dr. Futó István<sup>3</sup>

## Izotópanalitikai vizsgálatok a Felső-Tisza-vidéki holtmedrekben

### Abstract

The Tisza river plays an important role in the life of Eastern Hungary. Beside the river there are several oxbow lakes, cut off meanders. In this paper the origin of the water of these lakes was examined from the section of Tarpa to Rakamaz. 45 oxbow lakes were sampled and stable isotope analysis was executed. The deviation of the isotope ratio ( $\delta$ ) was examined in the case of  $^2\text{H}$  (D) and  $^{18}\text{O}$  with mass spectrometer. The results showed differences between the oxbow lakes inside and outside the dam, and between the Tisza and the oxbow lakes. With the exception of floods there is no connection between the Tisza and the oxbow lakes.

### 1. Bevezetés

A Tisza Magyarország második legnagyobb folyójaként fontos szerepet tölt be hazánk életében és alapvető fontosságú, hogy helyes képet kapjunk környezete állapotáról. Manapság igen gyakran lehet hallani a Tisza környezetvédelmi problémáiról, ugyanakkor keveset tudunk a folyót kísérő holtmedrekről. A holtmedrekkel kapcsolatos fontos és átfogó munkák közül BRAUN M. (1998), PÁLFAI I. (2001) és WITTNER I. et al. (2004, 2005) tanulmányait kell megemlíteni.

A Tiszára az egyik legnagyobb hatással a folyószabályozások voltak. A természetes lefűződés mellett mesterséges úton is számos holtmedret alakítottak ki. A holtmedreket két csoportra oszthatjuk: a gát és a folyó között elhelyezkedőket hullámtéri, a gáton kívül találhatóakat pedig mentett oldali holtmedreknek nevezzük. Számuk az általunk vizsgált szakaszon – az országhatár és Tokaj között több mint 90.

A holtmedrekben található víz mennyisége mindig attól függ, hogy mennyi vizet kap, ill. veszít léte során. A vízmennyiség növekedéséhez a csapadék, az áradások, a felszín alatti szivárgás és az antropogén vízbevezetés járul hozzá. A vízmennyiség csökkenéséhez pedig az elszivárgás, a lecsapolódás, a párolgás és az antropogén kivétel (pl. öntözés) (SIMONFFY Z. 2002).

A Felső-Tisza-vidéki holtmedrek átlagos vízmélysége alig több mint 1 m, területük átlagosan 13 ha. Ezek a sekély és viszonylag nagy felületű vizek gyorsan párolognak. Könnyen feliszapolódnak és vízi növények is benövik.

Mivel az egyes élőhelyek feldarabolódásának, elszigetelődésének, fajokban való elszegényedésének veszélye egyre nagyobb, a holtmedrek, mint tájelemek védelme kiemelt fontosságú. Ezért fontos, hogy megismerjük állapotukat, a minőségüket befolyásoló tényezőket és vízháztartásukat. A minőséget befolyásolja relatív helyzetük (hullámtéri, vagy mentett oldali elhelyezkedés), környezetük területhasználata, valamint hasznosításuk.

Azt tudjuk, hogy a Tisza évente többször is kilép a medréről (árvizek vagy nagyobb esőzések alkalmával) és elárasztja a gáton belüli területeket. Ezzel a hullámtéri holtmedreket is feltölti, vizüket megújítja. Vízutánpótlásuk azonban nemcsak az árhullámokból valósul

<sup>1</sup> Babka Beáta Debreceni Egyetem, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, Debrecen E-mail babkabea@gmail.com

<sup>2</sup> Dr. Szabó Szilárd Debreceni Egyetem, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, Debrecen E-mail szszabo@delfin.unideb.hu

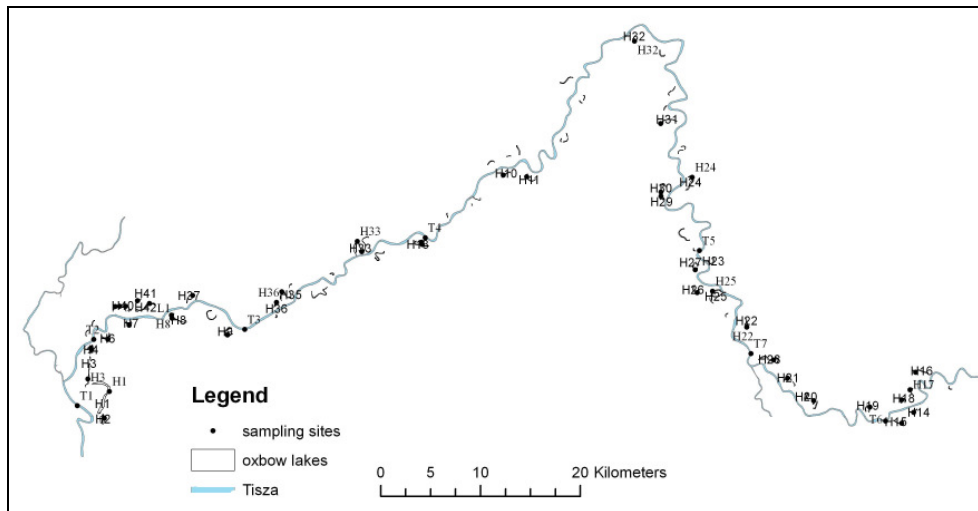
<sup>3</sup> Dr. Futó István MTA Atommagkutatóintézet Debrecen E-mail futo@atomki.hu

meg, hanem feltételezhető, hogy többük esetében (nagyvízi helyzetben) a régi folyómedrek kavicsos, nagy vízvezető képességű rétegein keresztül akár felszín alatti hozzászivárgás, valamint a csapadék szerepe is elképzelhető. Tehát a holtmedrek izotópos vizsgálatai alapján képet kaphatunk a vizek eredetéről és állapotáról is.

E kutatással célunk az, hogy minél átfogóbb képet kapjunk a Felső-Tisza-vidék holtmedreinek állapotáról, azok minőségéről és közvetve a vízpótlásukról. Megvizsgáljuk a Tisza országhatár (Tiszabecs) és Tokaj közötti szakaszán a folyóból és a holtmedrekből vett vízmintákat izotópanalitikai szempontból.

## 2. Anyag és módszer

Munkánk során a Tiszából 8 helyről és 45 holtmederből (1. ábra) gyűjtöttünk be vízmintákat összesen 3 alkalommal: 2005 októberében, 2006 májusában és 2006 augusztus végén.



1. ábra. A mintavételi pontok a Felső-Tisza-vidéken  
1: mintavételi pont; 2: hullámtér; 3: holtmeder; 4: Tisza

A vízmintákat stabilizotóparány meghatározásának vetettük alá, mert ennek segítségével következtethetünk a vizek korára, a párolgás mértékére, így eredetükre is. Megvizsgáltuk az izotóparány-eltolódást ( $\delta$ ) a  $^{18}\text{O}$  és a D ( $^2\text{H}$ ) esetében. Erre az MTA ATOMKI Környezetanalitikai Laboratóriumában (KAL) került sor.

Az elemek nagy részének több stabil izotópja is létezik. Ezek az izotópok különböző gyakorisággal fordulnak elő. Mivel tudjuk, hogy az elemek kémiai tulajdonságait elektronhéjuk szabja meg, a klasszikus kémia az azonos elemek különböző izotópjából felépülő molekulákat ( $^1\text{H}_2^{16}\text{O}$ ,  $^1\text{H}^2\text{H}^{16}\text{O}$ ,  $^1\text{H}_2^{18}\text{O}$ ,  $^1\text{H}^2\text{H}^{18}\text{O}$ ) azonosnak tekinti, azonban relatív tömegkülönbségük jól mérhető különbséget okoz fizikai tulajdonságaikban. Ugyanis a különböző izotópkból felépülő molekulák nem egyformán viselkednek a különböző fizikai és kémiai folyamatokban (SVINGOR É. – BALOGH K. 2003). Ezek a kis különbségek tömegspektrométerrel jól kimutathatók.

Az izotóparány a ritkább (nehezebb) izotóp mennyisége a gyakoribb (könnyebb) mennyiségéhez viszonyítva. Azt a folyamatot, amikor különböző fizikai, kémiai, vagy biológiai folyamatok során megváltozik az elem izotópjainak aránya, izotópfractionálódásnak nevezzük (SCHOLLER D. – COWARD A. 1990). A kémiai reakció során a könnyebb izotóp a reakciótermékben dúsul, nem egyensúlyi folyamat esetén a visszamaradó anyag egyre

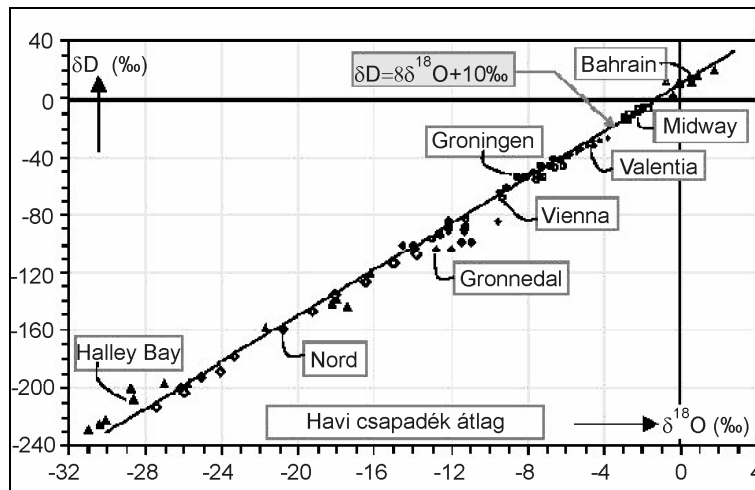
„nehezebb” lesz. Tehát a könnyebb molekulák mozgékonyabbak, mint a nehezebbek, vagyis pl. párolgás esetében először nagyobb valószínűséggel a „könnyebb” molekulák párolognak el. (CLARK I. D. – FRITZ P. 1997).

A mérések során az izotóparány-eltolódást ( $\delta$ ) vizsgáljuk, mely egy nemzetközileg elfogadott standardra, azaz a H és O esetében óceánvízre (VSMOW – Vienna Standard Mean Ocean Water) vonatkoztatott ezrelékekben kifejezett izotóparány. A  $\delta$  értéket a következőképpen számíthatjuk ki:

$$\delta (\text{‰}) = \frac{R_{\text{minta}} - R_{\text{standard}}}{R_{\text{standard}}} * 1000$$

ahol  $R_{\text{minta}}$  és  $R_{\text{standard}}$  a minta és a standard azonos körülmények között mért izotóparányai. Tehát a delta érték azt jelenti, hogy a vizsgált mintáink hány ‰-kel tartalmaznak többet (pozitív érték), vagy kevesebbet (negatív érték) az adott elem nehezebb izotópjából, mint a standard. A standard izotóparányait nemzetközi összemérésben határozták meg a Potamac folyó torkolatánál vett vízminta hidrogén- és oxigénizotóp-arányai alapján.

A víz útjának nyomon követésére az oxigén és hidrogén izotóparányainak változása nyújt segítséget (SCHOELLER D. 1990). A földön található víz nagyrészt csapadék eredetű. Mivel az adott helyen felszín alá szivárgott víz megőrzi eredeti izotóparányait, a vizek  $\delta D$  és  $\delta^{18}O$  értékei az adott víz eredetéről tanúskodnak.



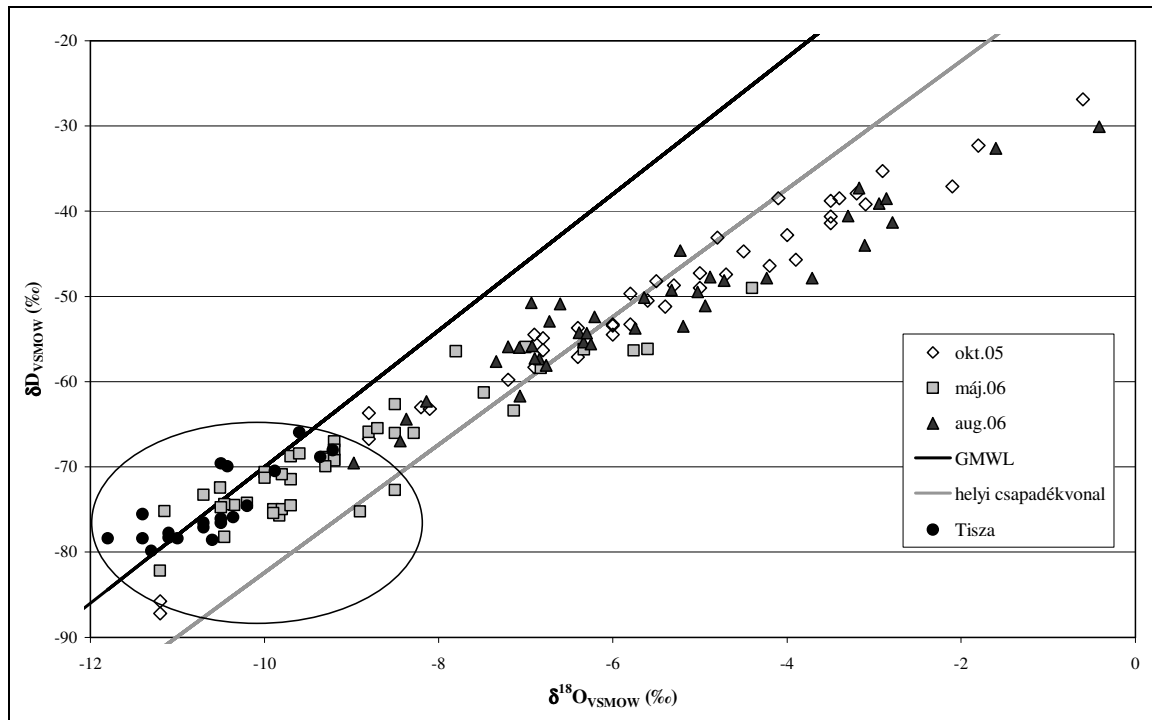
2. ábra. Egyetemes csapadékvonal (GMWL)

Ha a Föld különböző pontjain vett vízmintákon mért  $^2H$  (D) izotóparány-eltolódását ábrázoljuk a  $^{18}O$  izotóparány-eltolódásának függvényében, akkor egyenest kapunk (CRAIG H. 1961). Ez az egyenes a GMWL (Global Meteoric Water Line), azaz egyetemes csapadékvonal, egy tapasztalati görbe, melyre az egész világon bárhol vett vízminták eredményei többé-kevésbé illeszkednek (2. ábra). Mivel kis eltérés mindenhol tapasztalható, helyi csapadékvonalak is kimérhetők.

### 3. Az izotópanalitikai eredmények értékelése

A Tiszáról már számos kutatást végeztek, így izotópanalitikai szempontból is megvizsgálták. A korábbi évek mérései alapján a Tisza vizéből származó mintákról megállapították, hogy stabilizotóp-arányai jellegzetesen szűk határok között mozognak (FÜRJ D. 2005), így az általunk vett minták esetében könnyen meg lehet mondani, hogy tényleg Tisza-víztől van-e szó. A Tisza vizének legjelentősebb forrása a magashegységekben lehullott

hó elolvadása, valamint a csapadék. Mivel a hó delta értéke valamivel negatívabb az esőénél, hóolvadáskor kissé negatívabb értéket kaphatunk vizsgálataink során. Azonban a magyarországi esők, a stabilizotóp-arányaik alapján, nem okoznak kimutatható változást a Tisza esetében.



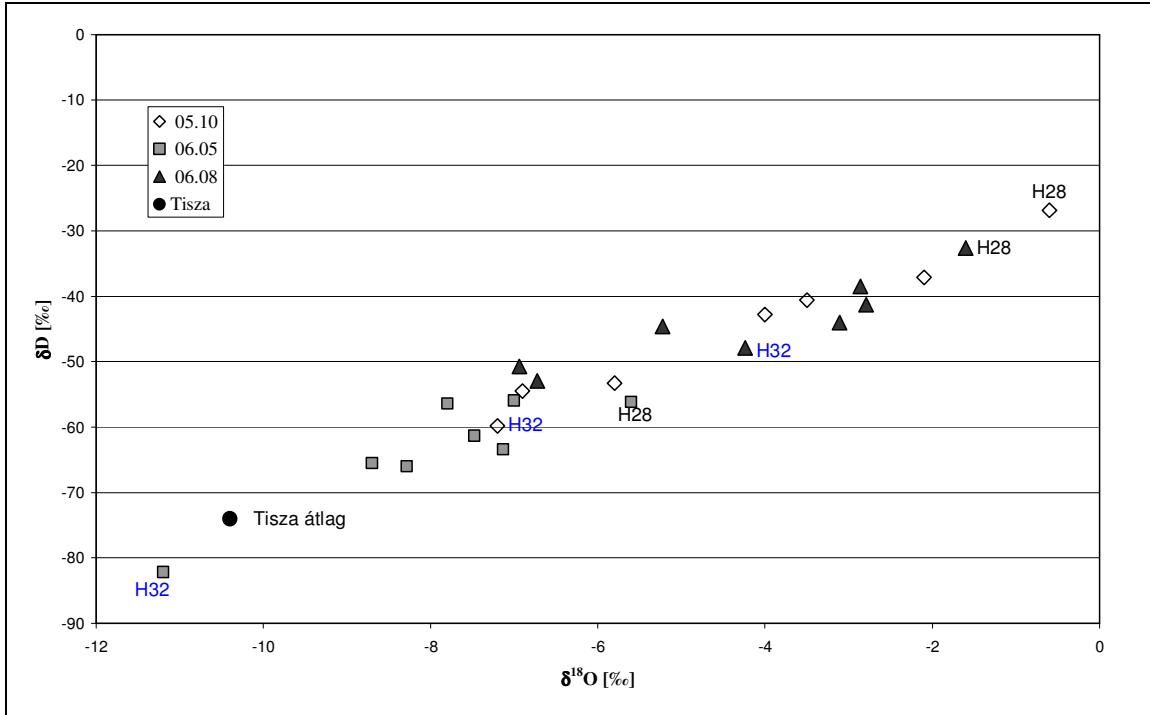
3. ábra. A  $\delta D$  értékek a  $\delta^{18}O$  függvényében

Ha a szokásos formában ábrázoljuk az izotóparány-eltolódásokat, azaz a  $\delta D$  értékeket a  $\delta^{18}O$  értékeinek függvényében (3. ábra), érdekes következtetéseket vonhatunk le. Ezen ábrán külön színnel ábrázoltuk az októberi, májusi és augusztusi holtmeder minták eredményeit, de a Tisza vizéből vett minták eredményeit nem választottuk szét hónapokra, mert mindhárom alkalommal nagyon hasonló értékeket kaptunk. Az ábrán segítségünkre van még az egyetemes csapadékvonal és a helyi csapadékvonal is. A helyi csapadékvonal esetében a Debrecenben 2001. január 1. és 2004. január 1. között hullott havi csapadék izotóparányainak átlagai alapján számolt, az ATOMKI KAL korábbi méréseiből előállított helyi csapadékvonalat használtuk. Ez a csapadékvonal, a kis távolság miatt jó közelítéssel a Felső-Tisza-vidékre is érvényes. A Tisza vizének eredményei az egyetemes csapadékvonalon helyezkednek el, mely olvadékvíz eredetre enged következtetni, míg a holtmedrek eredményei megközelítőleg a debreceni csapadékvonal közelében találhatóak, ami helyi csapadék eredetre, az októberi-májusi, illetve a májusi-augusztusi mérések eltérése pedig gyenge bepárlódásra utal (valamennyi izotóparány a helyi csapadékvonalhoz képest is pozitív irányba tolódott el). Ha ugyanis a Tiszából közvetlenül származna a holtmedrek vize, a folyamatos vízutánpótlás miatt nem térnének el a holtmedrek és a Tisza vizének eredményei, tehát nem tapasztalhatnánk bepárlódást.

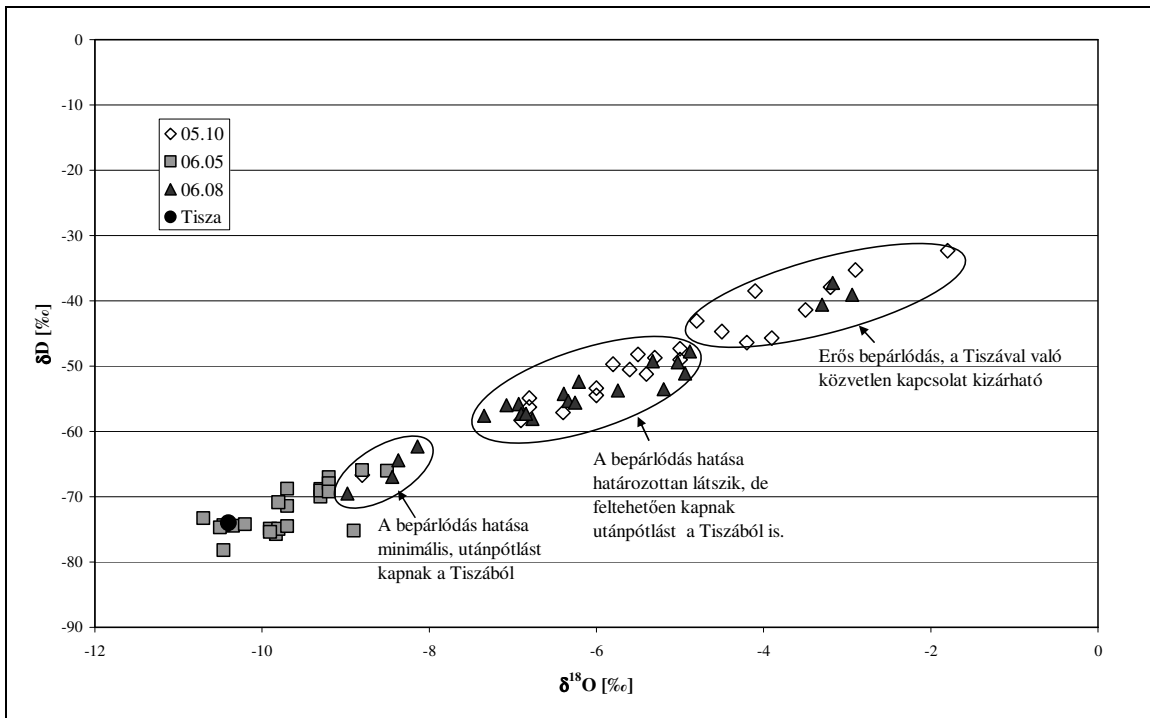
A 3. ábrán jól elkülönülnek a hullámtéri és a mentett oldali holtmedrek a 2006 tavaszi áradást követő mintavételi időszakban. A bekeretezett májusi adatpontok a hullámtéri holtmedrekből származnak, láthatjuk, hogy a Tisza a vizüket az áradás során megújította. A bekeretezett részen kívüli májusi pontok mentett oldali holtmedrek, melyek izotóparányai sokkal pozitívabbak a hullámtéri holtmedreknél, melyből arra következtethetünk, hogy vizük

bepárlódottabb, vagyis nem frissült a Tisza áradásával, csak csapadékvíz és felszíni összefutó vizek által. Ezt az is igazolja, hogy az olvadt hó delta értéke kissé negatívabb az esővizenél.

Az árhullám levonulása után a holtmedrek vizének izotóparányai a nyári melegebb és csapadékszegényebb időjárás hatását tükrözik. Az 4. és 5. ábrán az izotóparányok változása látható a mentett oldali és a hullámtéri holtmedrek esetében.



4. ábra. A mentett oldali holtmedrek  $\delta D$  és  $\delta^{18}O$  értékei a 2006. évi tiszai árhullámot megelőzően (2005. október), az árhullám idején (2006. május) és azt követően (2006. augusztus)





5. ábra. A hullámtéri holtmedrek  $\delta D$  és  $\delta^{18}O$  értékei a 2006. évi tiszai árhullámot megelőzően (2005. október), az árhullám idején (2006. május) és azt követően (2006. augusztus)

A 4. ábra tanúsága szerint a mentett oldali holtmedrekben az izotóparányok gyakorlatilag minden esetben igen erősen eltolódnak pozitív irányba (a Tiszából vett vízminták átlagához képest), ami azt jelenti, hogy vizük utánpótlást alig kap, a Tiszával való kapcsolatuk elhanyagolható. Ez a megállapítás érvényes a H28-as Halvány-tóra, de a H32-es Zovány-tó-közi-morotvára (Zsurk) nem teljesen. Bár a folyamatos párolgás nyomon követhető, értékei negatívabbak a többinél, azaz kizárólag csapadékeredetű nagyon tiszta víz található benne.

A hullámtéri holtmedrek (5. ábra) esetében más a helyzet. Egyes medrek (H6, H9, H16, H17, H33) esetében az izotóparányok a nyári meleg/szárazság hatására csak kevésbé tolódtak el pozitív irányba, míg a többi meder esetében ugyanolyan erős eltolódás jelentkezett, mint azt a mentett oldali holtmedreknél tapasztaltuk. A kismértékű eltolódás arra mutat, hogy ezen holtmedrek vízkészletének jelentős része a Tiszából származik, ezért a csapadékszegény időszak alatt sem észlelhető olyan mértékű bepárlódás, mint azoknál a vizeknél, amelyek utánpótlásra csak a csapadékból számíthatnak.

#### 4. Következtetés

A felső-tiszai izotópanalitikai vizsgálatok során megállapítottuk, hogy a Tisza vizének vizsgált jellemzői élesen elkülönülnek a holtmedrek paramétereitől. A legnagyobb hasonlóság is csak a 2006. tavaszi áradás levonulása után vett minták eredményeinél vehető észre. E minták közül is csak a hullámtéri holtmedrek stabilizotóparányai hasonlítanak a Tiszához (egyetemes csapadékvonalon helyezkednek el), a mentett oldalikon nincs nyoma a Tisza „látogatásának”, csak annak, hogy a párolgás miatt a nehezebb izotópok bedúsultak. Tehát a holtmedrek nagy része csak akkor lép kapcsolatba a Tiszával, amikor az kilép a medréről és elárasztja a hullámteret.

A holtmedrek többségében a felszín alatti kapcsolat is kizárható, mert ha mégis lenne, nyomait az izotóparány-eltolódások mérése során észlelnünk kellett volna, ehelyett mi folyamatos, pozitív irányba való eltolódást tapasztaltunk. Egyes holtmedrek esetében azonban az izotóparányok a nyári meleg hatására csak kevésbé tolódtak el pozitív irányba (5. ábra), ami azt bizonyítja, hogy ezek vízkészlete felszín alatti szivárgással a Tiszából táplálkozhat, ezért a csapadékszegény időszak alatt sem észlelhető olyan mértékű bepárlódás, mint azoknál a holtmedreknél, amelyek utánpótlásra csak a csapadékból számíthatnak.

#### Irodalom

- BRAUN M. (1998) Tavak, lápok és a környezet múltbeli állapotváltozásainak történeti rekonstrukciója az üledék elemösszetétele alapján, PhD értekezés, KLTE, Debrecen, 133 p.
- CRAIG, H. (1961) Isotopic variations in meteoric waters. *Science* 133: pp. 1702-1703.
- CLARK, I. D. – FRITZ, P. (1997) *Environmental isotopes in Hydrogeology*. CRC Press, Boca Raton, USA, 328 p.
- FÜRJ D. (2005) Izotóp-hidrológiai vizsgálatok a Tisza mentén. Diplomamunka. Debreceni Egyetem. 63 p.
- PÁLFAI I. (2001) Magyarország holtágai, Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Budapest, 82 p.
- SCHOELLER, D. – COWARD, A. (1990) Isotope fractionation corrections – In: Prentice, A. M. ed.: *The Doubly-labelled Water Method for Measuring Energy Expenditure*. International Atomic Agency, Vienna
- SIMONFFY Z. (2002) Vízigények és vízkészletek – In: Somlyódi L. szerk.: *A hazai vízgazdálkodás stratégiai kérdései*. MTA Budapest, pp. 107-139.
- SVINGOR É. – BALOGH K. (2003) A stabilizotópok és nemesgázok szerepe vízbázisok vizsgálatában – In: Kiss Á. Z. szerk.: *Fejezetek a környezetfizikából*, Kossuth Egyetemi kiadó, Debrecen, pp. 227-275.
- WITTNER I. – DÉVAI GY. – KISS B. – MÜLLER Z. – MISKOLCZI M. – NAGY S. A. (2004) A Felső-Tisza menti holtmedrek állapotfeltárása. 1. rész: Állapotfelmérés, *Hidrológiai Közlöny*, 2004. 84. évf.

WITTNER I. – DÉVAI GY. – KISS B. – MÜLLER Z. – MISKOLCZI M. – NAGY S. A. (2005) A Felső-Tisza menti holtmedrek állapotfeltárása. 2. rész: Állapotértékelés, Hidrológiai Közlöny, 2005. 85. évf.

*Dr. Szabó Szilárd<sup>1</sup> – Molnár Lajos Szabolcs<sup>2</sup> – Juhos Katalin<sup>3</sup> – Dr. Prokisch József<sup>4</sup>*

## **Hullámtéri nehézfém-szennyezettség vizsgálata egy felső-tiszai mintaterületen**

### **Abstract**

Quality of Tisza River is significantly influenced by the industrial activity of Ukrain and Romania. The main problem is the heavy metal loading which can be in dissolved form in the water or bounded on the colloid surface in the sediments. In this paper an investigation was carried out of soil samples were taken from the floodland of the river. Surface samples were collected and profiles were created. All the results show significant and continuous heavy metal loading.

### **1. Bevezetés**

A különféle emberi termelő és társadalmi tevékenységek a szennyezések széles skáláján terhelik környezetünket. Különösen az ipari termelés során kerülhet nagy mennyiségű szennyező anyag a környezetbe. Ilyen esetekben gyakran fordul elő, hogy a toxikus anyagokat nagy mennyiségben tartalmazó hulladékokat, melléktermékeket nem megfelelően kezelik, vagyis az elvárható szintű műszaki védelem hiányában a szennyezések akadálytalanul a környezetbe kerülhetnek. A szennyezések kétféleképpen fordulhatnak elő: (1) kisebb-nagyobb koncentrációban jelentkező folyamatos szennyezésként; vagy (2) egy-egy alkalommal előforduló, nagy koncentrációjú haváriaként. A hatás eltérő, nagy mértékben függ attól, hogy a szennyező anyagok milyen közegbe kerültek (pl. talajba, talajvízbe, felszíni vízbe), illetve attól, hogy mekkora területen belül van lehetőség az eloszlásra.

E munkában a Tisza üledékeinek fémterhelésével foglalkozunk, így a továbbiakban a felszíni vizekbe, ezen belül is a vízfolyásokba kerülő szennyezőkről lesz szó. A vízfolyásokba kerülő szennyező anyagok lehetnek oldott állapotban, illetve a változó folyássebességtől – így munkavégző képességtől – függően eltérő mennyiségben szállított mennyiségű kolloidális frakcióhoz kötöttek.

A Tisza folyó Romániában ered, majd Ukrajnán keresztülhaladva Tiszabecsnél éri el hazánkat. A Kárpátok koszorújából kilépve szakaszjellege megváltozik és felső-, majd középszakasz jellegből alsószakasz jellegűvé válik. Ez azzal a ténnyel együtt fontos információ, hogy a Tisza igen sok lebegtetett hordalékot szállít, vagyis megvan a lehetősége mind az oldott, mind a hordalékhoz kötött szennyező anyagok előfordulásának. Hazánkban a folyó mentén nincsenek nagy szennyező források, melyek a vizét szennyeznék. A határon túli szakaszon viszont mind a Tisza, mind mellékfolyói mentén számos ipari létesítmény található, melyek műszaki védelme nem kielégítő és az elmúlt években bekövetkezett haváriák alapján azt mondhatjuk, hogy nemcsak potenciális szennyező forrásként kell őket

<sup>1</sup> **Dr. Szabó Szilárd** Debreceni Egyetem, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, Debrecen E-mail szszabo@delfin.unideb.hu

<sup>2</sup> **Monár Lajos Szabolcs** Debreceni Egyetem, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, Debrecen

<sup>3</sup> **Juhos Katalin** Debreceni Egyetem, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, Debrecen

<sup>4</sup> **Dr. Prokisch József** Debreceni Egyetem, Élelmiszertudományi, Minőségbiztosítási és Mikrobiológiai Intézet, Debrecen

számon tartanunk. A hirtelen, nagy koncentrációban jelentkező, a médiába is bekerülő szennyezések mellett folyamatos, kisebb koncentrációjú szennyezésekkel is számolni kell.

A tiszai hullámtér jelentős része mezőgazdasági hasznosítás alatt áll: szántóföldi művelés, gyümölcsösök, valamint extenzív legelők egyaránt előfordulnak. A nehézfémek akkumulációja a hullámtéren és bekerülésük a táplálékláncba potenciális veszély, ezért ismernünk kell annak mértékét és területi eloszlását.

A tiszai üledékek fémszennyezettségének vizsgálata nem új keletű, már az 1980-as évek elejéről találhatunk ezzel kapcsolatos publikációkat (pl. GYÖRI ZS. – VÉGVÁRI P. 1981, HUM L. – MATSCHULLAT J. 2002), de igazán nagy lendületet a 2000-ben három egymást követő alkalommal is bekövetkezett szennyezések után vett (pl. ALAPI K. – GYÖRI Z. 2003, BLACK, M. – WILLIAM, P. 2002, BRAUN M. et al. 2003, HUM L. 2002).

A hullámtéri fémkoncentráció elsősorban a Tisza menti szennyező források aktivitásától függ, vagyis attól, hogy a bányászat és ércfeldolgozás során mennyire tartják be a környezetvédelmi előírásokat. Sok esetben a magasabb haszon érdekében áthágják ezeket, és jelentős mennyiségű szennyező anyagot engednek a folyóba. A fémek oldott formában és a kolloidokhoz kötődve kerülhetnek a vízbe. A hullámtéren az áradások során a kolloidokhoz kötött fémek kiülednek. A koncentrációt így nagy mértékben befolyásolja az is, hogy az áradás során mennyi üledék rakódik le és az, hogy ezen belül mennyi a kolloidok aránya. A lerakódás üteme, ezen belül pedig a kiüledett kolloidok mennyisége a víz sebességétől függ. A lassan folyó víz kedvez az akkumulációnak, így nem közömbös a hullámtér növényborítottsága, mivel növeli az érdességet, csökkenti a víz sebességét (BRAUN M. et al. 2003, SÁNDOR A. – KISS T. 2008, SZALAI Z. 1998).

E munka keretében egy Felső-Tisza-vidéki mintaterületen, a Boroszló-kerti Holt-Tisza térségében – Gulács község mellett – végeztünk vizsgálatokat. Célunk az volt, hogy kimutassuk, hogy a folyó által szállított, fémekkel terhelt üledékek milyen többletet jelentenek a hullámtéren a mentett oldalhoz viszonyítva, illetve azt, hogy nagyfelbontású vertikális mintavételezéssel milyen hatásfokkal azonosíthatók a nagyobb koncentrációjú szennyezések. Emellett a szennyezések alátámasztásául meglévő vízminőségi adatok elemzésével szennyezési időszakokat mutattunk ki 2003-2006 közötti időszakban.

## 2. Anyag és módszer

A tiszai hullámtér Boroszló-kerti részletéről (*1. ábra*) 2006-2007 folyamán 108 db felszíni talajmintát gyűjtöttünk be. A mintákat 0-25 cm mélységből vételeztük és 8-10 részmintából homogenizálással átlagmintát képeztünk azért, hogy csökkentsük a talaj mikroheterogenitásából eredő hibákat.

Nagyfelbontású vertikális mintavételre is sor került: 2 db 1 m mélységű szelvényt készítettünk és mintáztunk meg 2 cm-enként.

A minták nagyobb hányada (71 db) a hullámtérről, kisebb része (20 db) a mentett ártérről származik (*1. ábra*), de a lépték és a jobb áttekinthetőség miatt ez utóbbi esetében a távolabbi mintavételi helyeket nem ábrázoltuk.



1. ábra. Talajmintavételi helyek a Boroszló-kerti Holt-Tisza térségében  
 •: talajszelvények, o: felszíni talajminták, —: gát

A talajmintákat 40°C-on kiszárítottuk, majd 2 mm-es szitán átszitáltuk. A talajminták szemcseösszetételét (Köhn-pipettás módszer), a humusztartalmat (Tyurin módszer), az aktív és potenciális savanyúságot ( $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ ,  $\text{pH}_{\text{KCl}}$ ,  $y_1$ ,  $y_2$ ) az érvényben lévő magyar szabványoknak megfelelően határoztuk meg (MSZ-08-0210-1977, MSZ-08-0205-1978, MSZ-08-0206/2-1978). A humuszminőséget HARGITAI (1982) módszerével határoztuk meg (1% NaF és 0,5% NaOH extraktumainak fényabszorpciója [ $E_{\text{NaOH}}$  és  $E_{\text{NaF}}$ ] segítségével 533  $\mu\text{m}$  hullámhosszon, spektrofotométerrel).

A talajok fémtartalmát az MSZ-08-1722/3-1989 magyar szabványnak megfelelően határoztuk meg cc.  $\text{H}_2\text{O}_2 + \text{HNO}_3$ -feltárással, F-AAS-sel és ICP-OES-sel. A felszíni minták elemzése a DE Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszéken történt Perkin-Elmer 3000 F-AAS készülékkel Co, Cu, Ni és Zn elemekre, a szelvényminták elemzésére pedig a DE ATC Műszerközpontban került sor ugyanezen elemekre.

Az összes fémtartalom önmagában nem ad tájékoztatást a fémek által jelentett veszélyről, mivel azok előfordulási formájuktól függően különböző mértékben férhetők hozzá a növények számára. Ezért a felszíni minták esetében meghatároztuk a növények számára hozzáférhető mennyiséget is Lakanen-Erviö-féle kivonattal ( $\text{NH}_4$ -acetát + EDTA)(LAKANEN, E. – ERVIÖ, R. 1971).

A feldolgozás során az adatok normál eloszlását D'Agustino teszttel határoztuk meg, TANAGRA szoftverrel és SPSS for Windows 15 felhasználásával varianciaanalízist (ANOVA) és diszkriminancia analízist végeztünk. Az adatok megjelenítéséhez C2 (JUGGINS, S. 2003) és ArcGIS 9.0 szoftvereket használtunk.

### 3. Eredmények

#### A Tisza nehézfémterhelése az ipari tevékenység által

A Tisza-vízgyűjtő Monitoring Rendszer técsői állomásának adatai alátámasztják a bevezetésben leírtakat az oldott fémtartalom tekintetében. Ezen az állomáson az oldott cink-, réz-, ólom- és kadmiumtartalmat mérik és 2003 novemberétől 2006 áprilisáig férhető hozzá az adatok. Eszerint ebben az időszakban a mért fémtartalom legalább 4 alkalommal haladta meg mind a figyelmeztetési, mind a riasztási határértéket (2003.11.21-2003.12.14 között; 2004.10.09-2004.11.15 között; 2005.12.03-án; 2006.03.02-2006.04.17 között). Mivel a mérés (feltehetően technikai okok miatt) nem folyamatos, többször is megtörténhetett a határértékek túllépése.

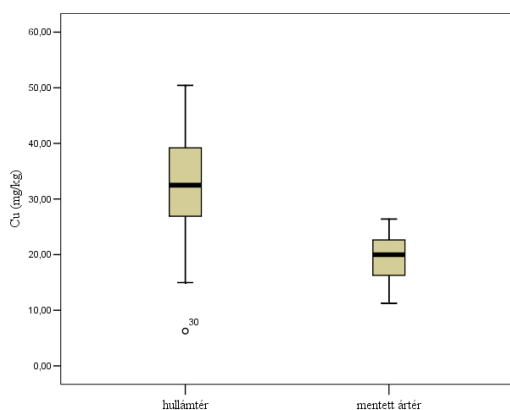
#### A felszíni minták elemzése

A felszíni minták elemzésével a növények gyökérszónájáról, a talaj nemezzintjéről kapunk információt. A vizsgálati területen mért fémtartalmakat az 1. táblázatban mutatjuk be.

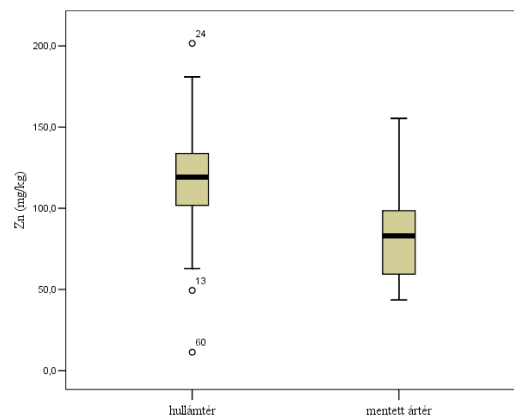
1. táblázat. A hullámtéri és mentett oldali talajminták összes savoldható és növények számára hozzáférhető (Lakanen-Erviö - módszer - LE) fémtartalma (átlag±szórás)

Vizsgált fém	hullámtér	mentett ártér
Co-LE (mg/kg)	6,7±1,0	4,9±0,8
Co (mg/kg)	18,9±2,7	16,3±2,1
Cu-LE (mg/kg)	15,6±5,8	7,24±1,1
Cu (mg/kg)	32,9±8,3	19,3±4,0
Ni-LE (mg/kg)	10,3±1,3	8,5±1,5
Ni (mg/kg)	46,1±6,9	38,3±7,4
Zn-LE (mg/kg)	15,5±9,8	7,5±6,7
Zn (mg/kg)	118,4±24,2	84,3±30,1

A varianciaanalízis eredménye szerint a cink, réz, kobalt és nikkell koncentrációi a talaj felső 25 cm-es rétegében szignifikánsan magasabbak a hullámtéren belül, mint a kontrollként kezelt mentett ártéri minták esetében (2-3. ábrák). A réz és a cink esetében nemcsak a teljes fémtartalom, hanem ennek a növények által hozzáférhető hányada is nagyobb a hullámtéren belül, mint a mentett ártéren (a réz 27, a cink 47%-kal). Ez azzal magyarázható, hogy a fémek eltérő kémiai formában kötődtek a hullámtéren belül és kívül. A hullámtéren belüliek könnyebben mobilizálódnak és kerülhetnek be a növényekbe, így a táplálékláncba.



2. ábra. A hullámtéri és mentett ártéri minták réztartalma (mg/kg)



3. ábra. A hullámtéri és mentett ártéri minták cinktartalma (mg/kg)

A hullámtéri és mentett ártéri mintákra diszkriminancia analízist végeztünk a cinkkel, kobalttal, rézzel és nikkellel, mint független változókkal. A kiugró értékek kizárása után az eredmények szerint a 4 fém koncentrációjából 92%-os pontossággal ( $p < 0,01$ ) becsülhető a minta gáton belüli, vagy kívüli volta (2. táblázat). A fémek közti sorrend a struktúramátrix (Pearson korrelációs együtttható mátrix) értékei alapján a következő: réz (0,978), cink (0,703), nikkel (0,547) és kobalt (0,444). A réz és cinkkoncentráció tehát igen meghatározó a függvényben, míg a másik két fém alárendeltebb szerepű ugyan, de bevonásuk a vizsgálatba mégis indokolt, mivel növelik a becslés pontosságát. A függvény a kanonikus korrelációs együtttható alapján (0,746) 55%-ban magyarázza a független változó varianciáját.

2. táblázat. A diszkriminancia analízis klasszifikációs táblázata

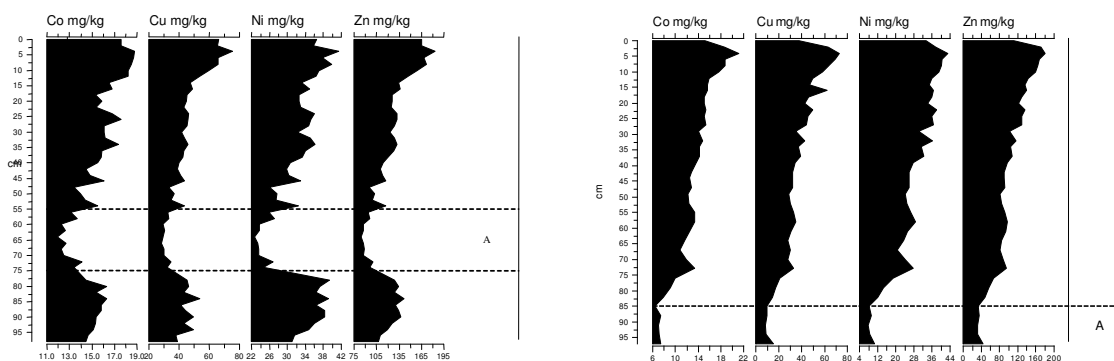
			becsült csoport tagság		teljes
			hullámtér	mentett ártér	
<b>Eredeti</b>	<b>db</b>	<b>hullámtér</b>	57	3	60
		<b>mentett ártér</b>	3	17	20
	<b>%</b>	<b>hullámtér</b>	95	5	100.0
		<b>mentett ártér</b>	15	85	100.0
<b>Keresztvalidált</b>	<b>db</b>	<b>hullámtér</b>	57	3	60
		<b>mentett ártér</b>	4	16	20
	<b>%</b>	<b>hullámtér</b>	95	5	100.0
		<b>mentett ártér</b>	20	80	100.0

92.5% of original grouped cases correctly classified.

91.3% of cross-validated grouped cases correctly classified.

#### A szelvények elemzése

A szelvények vizsgálata lehetőséget adott szennyezések vertikális eloszlásának vizsgálatára. A 4-5. ábrán a szelvények réz-, cink-, nikkel- és kobaltprofilját mutatjuk be. A két ábrát összehasonlítva látható, hogy az „A” jelű kis fémtartalmú zóna az 1. szelvény esetében 55-75 cm mélységben van, míg a 2-nál ez 85-100 cm mélységben van. A 2. szelvényben emellett egyenletesebb a fémek vertikális eloszlása, valamint magasabb a koncentrációjuk is. Ennek magyarázata az, hogy az 1. szelvény a nyári gáton belül, kb. 20 méterre helyezkedik el a Tisza medertől, a 2. szelvény pedig a Boroszló-kerti Holt-Tisza egy napjainkban gyorsan kiszáradó mederszakaszában lett kialakítva. Az üledék felhalmozódás üteme a két területen eltérő, amit a domborzat és a növényborítottság okoz. A 2. szelvény távolabb van a főmedertől, valamint mélyebb helyzetű és sűrűbb a növényzet is az 1. szelvényhez viszonyítva. A távolabbi helyzet miatt agyagosabbak az üledékek (mivel a legdurvább üledékek nagy része ekkorra már kiülededik), valamint a sűrűbb növényzet hatékonyan csökkent a víz sebességét, így egyrészt intenzívebb is a szedimentáció, másrészt kolloidban gazdagabbak is lerakódott üledékek. Az 1. szelvény helyzeténél fogva gyakrabban kerül előntés alá, így nagyobb valószínűséggel rakódhatnak le fémekkel terhelt üledékek is. Ennek bizonyítékát látjuk a 4. ábrán, a szelvény sokszor akár rétegenként változó fémtartalmában.



4. ábra. Az 1. szelvény fémeloszlása a kobalt, réz, nikkel és cink esetében (mg/kg) 5. ábra. A 2. szelvény fémeloszlása a kobalt, réz, nikkel és cink esetében (mg/kg)

#### 4. Összegzés

A técsői állomás adatainak elemzése legalább 4 jelentősebb szennyezési időszakot azonosíthatunk, tehát a köztudatba is eljutó események mellett viszonylag gyakran terhelik a folyót nehézfém szennyezések. Saját mintáink vizsgálata feltárta, hogy a hullámtéren a talaj felső rétegében szignifikánsan nagyobb a fémek koncentrációja, és a mentett ártéri mintákhoz képest nagyobb a növények számára hozzáférhető hányad is. A talajszelvények elemzése alapján megállapítottuk, hogy az áradások alkalmával folyamatosan érkezik nehézfémekkel terhelt üledék a hullámtérre. A lerakódott üledék mennyisége és a fémkoncentráció az egyes rétegekben az áradás jellemzőitől függ: mekkora területet önt el a víz, milyen sebességgel folyik a víz a hullámtéren és mennyi ideig tart az áradás. A folyó sebessége az üledék összetétele szempontjából is fontos, így közvetve a növényborítottság növelheti az agyagfrakcióhoz kötött fémek koncentrációját is. Ennek hatását mutattuk ki a két talajszelvény vizsgálatával.

#### Irodalom

- ALAPI K. – GYÓRI Z. (2003) Iszapvizsgálatok a nehézfémekkel terhelt tiszai ártéren. Acta Agraria Debreceniensis 6 p.
- BLACK, M. – WILLIAM, P. (2001) Preliminary assessment of metal toxicity in the Middle Tisza River (Hungary) flood plain. Journal of Soils and Sediments 1 (4) pp. 213-216.
- BRAUN M. – SZALÓKI I. – POSTA J. – DEZSŐ Z. (2003) Üledék felhalmozódás sebességének becslése a Tisza hullámtérében. MHT XXI. Vándorgyűlés 2003. július 2-4. CD-kiadvány
- JUGGINS, S. (2003) C2 Software for ecological and palaeoecological data analysis and visualisation. Tutorial Version 1.3 School of Geography, Politics and Sociology, Newcastle University <http://www.staff.ncl.ac.uk/stephen.juggins>
- HUM L. (2005) Mocsos arany. A 2000. év cianidos és nehézfém-tartalmú szennyezőhullámai és az üledékek nehézfém-tartalma. A környezettudomány elmélete és gyakorlata c. konferencia, Szeged, CD kiadvány 10 p.
- HUM L. – MATSCHULLAT J. (2002) A Tisza és mellékfolyói üledékeinek nehézfém- és arzéntartalma 1999/2000 őszi-téli állapot. Hidrológiai Közöny 82 (1) pp. 23-30.
- LAKANEN, E. – ERVIÖ, R. (1971) A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soils. Acta Agr. Fenn. 123. pp. 223-232.
- SÁNDOR A. – KISS T. (2008) A területhasználat változás hatása az üledék-felhalmozódásra, közép-tiszai vizsgálatok alapján – In Csorba P. – Fazekas I. szerk.: Tájkutató – tájökológia, in print
- SZALAI Z. (1998) Trace metal pollution and microtopography in a floodplain. Geografia Fisica e Dinamica Quaternaria, (21) pp. 75-78.
- Tisza-vízgyűjtő Monitoring Rendszer. A técsői monitoring állomás mérési adatai. [www.rivermonitoring.hu](http://www.rivermonitoring.hu) Letöltve 2008. február 1.



*Dr. Braun Mihály*<sup>1</sup> – *Papp István*<sup>2</sup> – *Szalóki Imre*<sup>3</sup> – *Martine Leermakers*<sup>4</sup>

## **A borsabányai nehézfémzennyezés utóélete a Boroszlókerti-Holt-Tisza üledékében**

### **Abstract**

The objective of this study was to investigate the afterlife of the Baia Borsa heavy metal pollution in the oxbow lake. Samples were taken from the sediment of the Boroszlókert Oxbow Lake (an oxbow lake in the Upper Tisza Region) in 2001 and 2003. The vertical distribution of 17 chemical elements were determined in the sediment depth of 10-45cm with 0.5-1cm resolution. The sedimentation rate was determined based on radiometric, chemical and water level data. The potentially toxic metals are present in immobile forms. The measured concentration data were evaluated by using principal component analysis in order to determine the correlation between the elements. The concentration peaks associated with the Baia Borsa mine disaster are stable under the anaerobic conditions of the sediment. These concentration maxima can be used for sediment dating, since their depositional date is known.

### **1. Bevezetés**

A Felső-Tisza vízgyűjtő területén évszázadok óta folyik réz- és cinkbányászat és kohászat. A bányászati és ipari tevékenységek következtében a folyami hordalékban ércásványok szemcséi is megtalálhatók. 2000-ben a romániai Borsabányán súlyos bányakatasztrófa következett be, melynek során nagy mennyiségű, magas réz-, ólom- és cinktartalmú meddő zagy került a Tiszába (SOLDÁN, P. et al, 2001; MACKLIN, M. G. et al, 2003). Az említett toxikus nehézfémek szulfidok formájában, valamint vas- és mangán-oxohidroxidokhoz és szerves anyagokhoz kötődve voltak jelen a hordalékban (BIRD, G. et al, 2003; OSÁN J. et al, 2002). A lebegtetett anyag az elárasztott holtágak medrében is kiülepedett.

Munkánk célja az üledékben levő nehézfémek viselkedésének, és a szennyezés hosszabb távú utóhatásainak tanulmányozása volt, ezért néhány korábbi vizsgálatot is megismételtünk.

### **2. Anyag és módszer**

#### *A vizsgált terület*

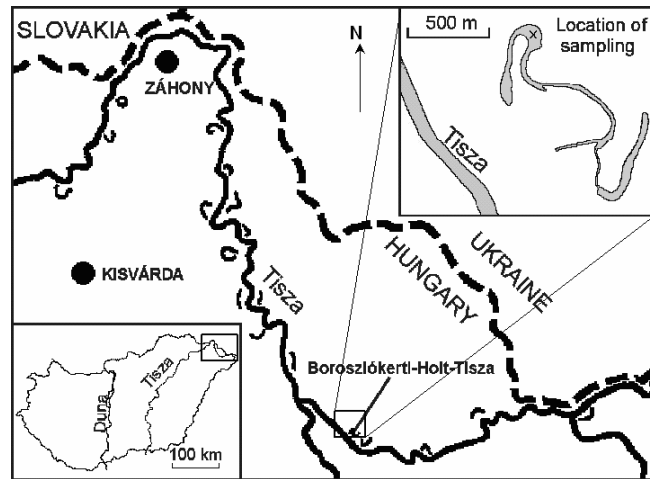
Az általunk vizsgált holtág a Boroszlókeri-Holt-Tisza volt, mely a magyar-ukrán határ közelében található (é. sz. 48°05' k. h. 22°25') (1. ábra). Hossza 3,1 km, átlagos vízmélysége 1 m, teljes víztérfogata 150000 m<sup>3</sup>. Természetes eredetű holtág, a Szatmár-Beregi Természetvédelmi Terület része (PÁLFAI I. 1994, 2001). A holtág környezetében ipari létesítmény, hulladéklerakó vagy más szennyezőforrás nincs, ezért a nehézfémek egyedüli forrása a Tiszából kiülepedő lebegőanyag. Áradások alkalmával a nehézfém-tartalmú folyami üledék rakódhat le a holtmedren kívül az ártér más részein is, mely később az erózió során bekerülhet a holtmederbe.

<sup>1</sup> **Dr. Braun Mihály** *Debreceni Egyetem, Szervetlen és Analitikai Kémiai Tanszék, Debrecen* E-mail: braun@tigris.klte.hu

<sup>2</sup> **Papp István** *Debreceni Egyetem, Ásvány- és Földtani Tanszék, Debrecen* E-mail: asvanypista@citromail.hu

<sup>3</sup> **Szalóki Imre** *MTA Atommagkutató Intézete, Debrecen*

<sup>4</sup> **Martine Leermakers** *Laboratory of Analytical and Environmental Chemistry, Vrije Universiteit Brussel, Brussel*



1. ábra. A vizsgált terület térképe

#### *Mintavétel*

Az üledékmintákat a Tisza egykori sodorvonala mentén, a holtág legnagyobb vízmélységű részén vettük. A mintavételhez 1 m hosszú, 4 cm átmérőjű módosított Livingstone-fúrót használtunk (LIVINGSTONE, A. D. et al, 1955; BRAUN M. et al, 1995). A mintavételeket 2001-ben és 2003-ban végeztük.

#### *Mintaelőkészítés*

A fúrásmagokat polietilén fóliába csomagoltuk, hogy megóvjuk azokat a kiszáradástól és a szennyeződéstől, és 4 °C-on hűtőládában tároltuk a további feldolgozásig. A fúrásminták üledékfelszíntől számított 10-45 cm közötti szakaszából 0,5-1 cm-enként részmintákat vettünk, melyek tömege 0,2 g körüli volt. A részmintákat nedves roncsolásnak vetettük alá. A roncsolást koncentrált salétromsavval és hidrogén-peroxiddal végeztük. (KOVÁCS B. et al, 2000). Roncsolás után 10 ml 1M salétromsavval szuszpenziót készítettünk a mintákból.

#### *Kémiai analízis*

A mintákból ICP-OES módszerrel a következő elemeket határoztuk meg: Cu, Fe, Mn, Pb, S. A cink meghatározása atomabszorpciós módszerrel történt. A kalibrációhoz monoelemes, 1000 mg/l koncentrációjú standard oldatokból összeállított multielemes kalibráló oldatokat használtunk.

#### *Az üledékképződési sebesség meghatározása*

Az üledékrétegek kormeghatározása a Tisza Vásárosnaménynél mért vízállás-adatai alapján, valamint radiometrikus módszerrel történt a 2001-ben vett fúrásmintából. A radiometrikus kormeghatározás a  $^{137}\text{Cs}$  izotóp üledékbeli vertikális eloszlása alapján történt. A méréseket Szalóki Imre végezte a MTA Atommagkutató Központjában.

Az üledékképződési sebességet vízállás adatokból is kiszámítottuk, ehhez a Tisza VITUKI által Vásárosnaménynél mért vízállás adatait használtuk fel. Az említett módszereket BRAUN M. et al. (2000) és SZALÓKI I. et al. (2001) publikálták.

### 3. Az eredmények és értékelésük

#### *A kémiai elemzések eredményei*

A réz, ólom és cink koncentráció-maximuma a 2001-ben vett fúrásmintában 8cm mélységben, a 2003-ban vett mintában 15 cm mélységben található. Ezeket a koncentráció-

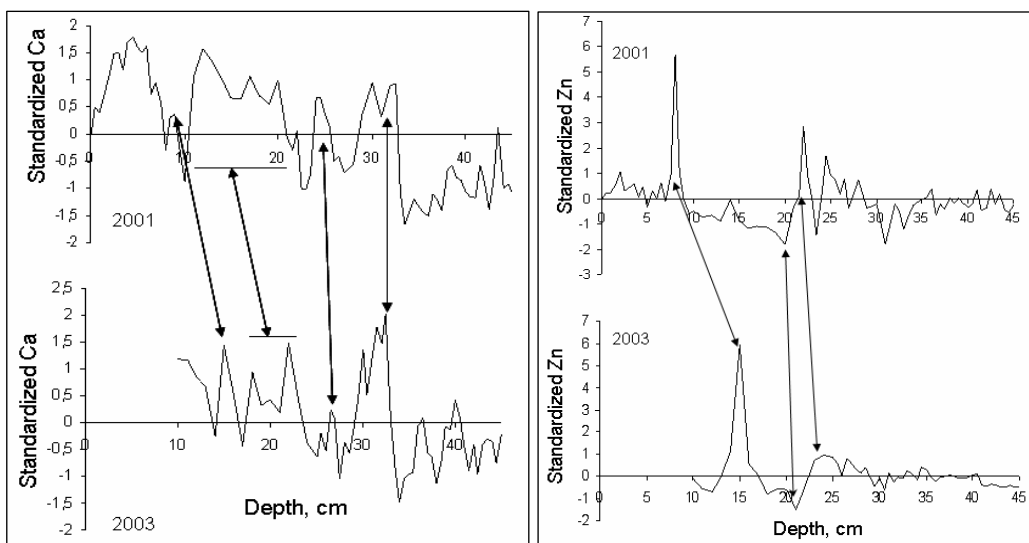
csúcsokat a borsabányai bányakatasztrófa által okozott nehézfémzennyezésnek tulajdoníthatjuk. A maximális koncentrációk a cink esetében 484 mg/kg (2001) és 344 mg/kg (2003), a réz esetében 136 mg/kg (2001) és 128 mg/kg (2003), az ólom esetében 183 mg/kg (2001) és 191 mg/kg (2003). A mintavételi terület jellemző háttérkoncentráció-tartományai cink esetén 100 - 600 mg/kg, réz esetén 21-103 mg/kg, ólom esetén 32-90 mg/kg (ÓDOR L. et al, 1998). A réz és az ólom koncentrációja 15cm mélységben meghaladta a háttérkoncentrációk jellemző tartományát, így mennyiségük anomálisnak tekinthető. A maximális cinkkoncentrációk a háttérértékek jellemző tartományába esnek, viszont a maximumok jelentősen meghaladják az üledék mélyebb, szennyezettnek nem tekinthető rétegeiben mért értékeket. A két fúrás esetében kapott eredmények összehasonlítása eredményesebben elvégezhető, ha az adatokat standardizáljuk. Standardizáláshoz a következő képlet használtuk:

$$C_i^*(j) = (C_i(j) - C_{i, \text{átl}}) / \sigma_i$$

ahol  $C_i^*(j)$  az  $i$ -edik elem standardizált koncentrációja  $j$  mélységben;  $C_i(j)$   $i$ -edik elem koncentrációja  $j$  mélységben, mg/kg;  $C_{i, \text{átl}}$  az  $i$ -edik elem átlagos koncentrációja az adott fúrómagban, mg/kg;  $\sigma_i$  az  $i$ -edik elem standard deviációja az adott fúrómagban. A standardizálást külön-külön végeztük el a 2001-ben és a 2003-ban vett üledékmintákra.

*A fúrómagok illesztése*

A recens tavi üledékek gyakran igen lágyak és képlékenyek, a legfelső részük híg folyós iszap, amely a mintavétel során rendszerint elvész. E tulajdonságok miatt az üledékminta gyakran deformálódik a mintavétel, a szállítás és tárolás során. Az egyedi mélységskálák ezért nem megbízhatóak, szükséges a fúrómagok illesztése. A 2001-ben és a 2003-ban vett üledékmintákat a Ca és a Zn standardizált koncentrációi alapján illesztettük (2. ábra). Ahogy a 2. ábrán is látható, a két üledékminta koncentrációcsúcsai könnyen megfeleltethetők egymásnak. A két mintavétel között eltelt időben az üledék legfelső része tömörödött. Mindkét fúrómagban azonosítható 30cm mélységben egy jellegzetes Ca-csúcs. A 2001-ben vett mintában több Ca-csúcs figyelhető meg 10-20 cm között, melyek megfelelői 18-24cm mélységben található meg a 2003-ban vett üledékmintában. A borsabányai szennyezéshez rendelhető Zn koncentráció-maximum 8cm-es mélységben volt a 2001-ben vett mintában, a 2003-ban vett mintában 15cm mélyen. E tapasztalat szerint a friss üledék tömörödése évekig is eltart. A tömörödést a felkeveredés és a bioturbáció tovább késleltetheti.



2. ábra. A fúrómagok illesztése standardizált kalcium- és cinkkoncentrációk alapján

*Főkomponens analízis*

*1. táblázat. A főkomponens-mátrix*

Elem	Főkomponens				
	1	2	3	4	5
Al	0.956				
Ba	0.795				
K	0.794				
Fe	0.671	0.664			
S		0.822			
Mg		-0.803			
V		0.616			
P		0.553			
Zn			0.920		
Cu			0.890		
Pb			0.822		
Cr				0.924	
Na				0.835	
Li				0.686	
Sr					0.845
Ca					0.748
Mn					0.620

A vizsgált elemek közötti korrelációs kapcsolatok megállapítására főkomponens analízist (PCA) alkalmaztunk, amely során együttesen használtuk fel a 2001-es és a 2003-ast fúrások adatait. A főkomponens mátrix az 1. táblázatban látható. A 0,3-nál kisebb értékeket elhagytuk a mátrixból, mivel azok nem játszanak jelentős szerepet a főkomponensek kialakításában. Az első főkomponenst (PC1) az Al, Ba, K és Fe alkotja. Ezek az elemek az agyagásványok és más rétegszilikátok fő alkotói. A második főkomponens (PC2) a S, Mg, V és P és Fe elemeket tartalmazza. A Mg együtthatója negatív, ami e csoport többi elemével való negatív korrelációt jelez. A Fe, S, V és P esszenciális elemek az üledékben élő mikroorganizmusok számára. A vas a PC1 és PC2 főkomponensekben egyaránt nagy súllyal szerepel, ami arra utal, hogy a vas több forrásból kerül az üledékbe, illetve többféle formában van jelen: szulfidos és oxohidroxidos formában. Ez a két forma egymásba átalakulhat az üledékben uralkodó uralkodó viszonyoktól függően. A harmadik főkomponens (PC3) a Cu, Zn és Pb elemeket tartalmazza, melyek a borsabányai nehézfém-szennyezés fő alkotói voltak. A PC4 főkomponenst a Cr, Li, és Na elemek alkotják. A Cr és a Li nyomelemként fordulnak elő csillámokban, melyek a Tisza hordalékában is megtalálhatók. A PC5 főkomponensbe a Sr, Ca és Mn tartozik. A Ca és a Sr geokémiai tulajdonságai hasonlóak, ezért együttes előfordulásuk várható. A mangán esetében azt várnánk, hogy a vassal mutat pozitív korrelációt, mivel mindkét elem oxohidroxidos formában van jelen a Tisza hordalékában. Az üledék redukív viszonyai között viszont a két elem eltérően viselkedik. A vas szulfidcsapadékként kiválik, míg a mangán kétértékű kationként oldatban marad.

*A radiometrikus kormeghatározás eredményei és az üledékképződési sebesség meghatározása*

A <sup>137</sup>Cs izotóp  $\gamma$ -sugárzásának vertikális intenzitás-eloszlása két maximumot mutat: A vízfelszíntől mérve 240-250cm mélységben levő csúcs az 1955-1963 között végzett atomkísérletekhez köthető. A későbbi, 210-220cm mélységben található csúcs az 1986-ban bekövetkezett csernobili katasztrófa eredménye. Az átlagos üledékképződési sebesség 2,1cm/év, ami jól egyezik más módszerekkel kapott eredményekkel (SZALÓKI I. et al, 2001). Az üledék legfelső részében sokkal nagyobb értékeket kapunk a felhalmozódás sebességére, mivel a friss üledék még nem tömörödött. A borsabányai szennyezés 200-ban következett be,

a hozzá rendelhető koncentráció-maximumok 8cm mélyen voltak 2001-ben, és 15cm-es mélységben 2003-ban. 2000-ben és 2001-ben katasztrofális áradások is sújtották a Tisza árterét. A rendkívüli vízmennyiség nagy mennyiségű hordalékot is szállított, mely az ártéren rakódott le. Az üledék-felhalmozódás sebessége 2000-2001 között 8cm/év értéknek adódott az adataink alapján. Fontos megjegyezni, hogy a mintavétel idején a frissen lerakódott üledék még laza szerkezetű volt, ami megmagyarázza a nagy felhalmozódási sebességet. 2003-ban a borsabányai szennyezéshez köthető üledékréteg 15cm mélyen volt, 2000-2003 között az átlagos ülepedési sebesség 5cm/évnek adódik. A gravitáció, a szerves anyagok elbomlása és az újonnan kiülepedett anyag rétegyomása következtében ez az üledékréteg tovább tömörödik, míg eléri végül a 2,1 cm/év körüli értéket.

#### 4. Következtetések

A Boroszlókerti-Holt-Tisza üledékét három éven át vizsgáltuk, hogy a 2000. évi nehézfém szennyezés hosszabb távú hatásait megállapíthassuk. A kémiai elemzések eredménye alapján az üledékben lokális anomáliák vannak. A frissen lerakódott üledék éveken tartó tömörödési folyamaton megy keresztül. Valószínűsíthető, hogy az üledéknek laminált finomszerkezete van, melynek vizsgálata nagy felbontású mintavételi technikát igényel. A potenciálisan toxikus nehézfémek (Cu, Zn, Pb) az üledékben szulfidos formában, valamint vas- és mangán-oxohidroxidokhoz kötődve fordulnak elő. Az említett fémek az üledékben uralkodó redukzív viszonyok következtében immobilisak, a szennyezett rétegre rakódott fiatalabb üledék tovább késlelteti a nehézfémek oldódását. Vizsgálataink során nem tapasztaltunk az üledék felkeveredésére utaló jelet, a toxikus nehézfémek eloszlása az üledékben stabil. A borsabányai szennyezésnek tulajdonítható koncentráció-maximumok felhasználhatók az üledék korának és az üledékképződési sebesség meghatározására, mivel pontosan ismert a szennyezési esemény bekövetkeztének időpontja.

#### 5. Összefoglalás

Munkánk célja a borsabányai nehézfém-szennyezés utóhatásainak vizsgálata volt. A Boroszlókerti-Holt-Tisza üledékéből 2001-ben és 2003-ban mintákat vettünk. Meghatároztuk 17 kémiai elem vertikális eloszlását az üledék 10-45cm-es mélységében, 0,5-1 cm-es felbontásban. Az üledékképződés sebességét radiometrikus, valamint kémiai és vízállás-adatok alapján határoztuk meg. Megállapítottuk, hogy potenciálisan toxikus elemek (Cu, Zn, Pb) immobilis formában vannak az üledékben. Az elemzési adatokat főkomponens analízissel értékeltük ki, így megállapíthattuk a vizsgált elemek közötti korrelációs kapcsolatokat. A borsabányai szennyezéshez rendelhető koncentrációcsúcsok stabilnak tekinthetők az üledékben uralkodó redukzív kémiai környezetben, ezért kormeghatározásra is alkalmasak, mivel a szennyezés bekövetkeztének időpontja ismert.

#### Köszönetnyilvánítás

Ezen tanulmány megvalósulását a Magyar Oktatási Minisztérium FKFP0146/1999 sz. pályázata, a Nemzeti Kutatási és Fejlesztési hivatal MEC-01114/2001 sz. pályázata, az OTKA T 031971 sz. pályázata és a Flamand-Magyar Bilaterális Tudományos és Technológiai Kooperáció B-4/00 pályázata támogatta.

**Irodalom**

- BIRD, G. – BREWER, P. A. – MACKLIN, M. G. – BALTEANU, D. – DRIGA, B. – SERBAN, M. – ZAHARIA, S. (2003) The solid state partitioning of contaminant metals and As in river channel sediments of the mining affected Tisa drainage basin, north-western Romania and eastern Hungary: *Applied Geochemistry* 18, Issue 10, pp. 1583-1595.
- BRAUN M. – GÁL I. – TÓTH A. – SÜMEGI P. (1995) A modified piston for Livingstone-samplers. *Acta Geographica Debrecina* XXXIII, pp. 253-25.
- BRAUN M. – TÓTH A. – ALAPI K. – DÉVAI GY. – LAKATOS GY. – POSTA J. – SZALÓKI I. (2000) Environmental History of Oxbow Ponds: A Sediment Geochemical Study of Marótzugi-Holt-Tisza, NE-Hungary. *Ecology of River Valleys*. Szeged, 2000.
- KOVÁCS B. – PROKISCH J. – GYÖRI Z. – KOVÁCS A. B. – PALENCsÁR A. (2000) Studies on Soil Sample Preparation for Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometry Analysis. *Commun. Soil. Sci. Plant Anal.*, 31(11-14), pp. 1949-1963.
- LIVINGSTONE, D. A. (1955) A lightweight piston sampler for lake deposits. *Ecology* 36, pp. 137-139.
- MACKLIN, M. G. – BREWER, P. A. – BALTEANU, D. – COULTHARD, T. J. – DRIGA, B. – HOWARD A. J. – ZAHARIA, S. (2003) The long term fate and environmental significance of contaminant metals released by the January and March 2000 mining tailings dam failures in Maramures County, Upper Tisa Basin, Romania. *Applied Geochemistry* 18 Issue 2, pp. 241-257.
- ÓDOR L. – HORVÁTH I. – FÜGEDI U. (1998) Magyarország geokémiai atlasza. <http://mafi.hu/microsites/geokem/Popul1.html#Atlasz>
- OSÁN J. – KURUNCZI, S. – TÖRÖK, S. – VAN GRIEKEN, R. (2002) X-Ray analysis of riverbank sediment of the Tisza (Hungary): Identification of particles from a mine pollution event. *Spectrochimica Acta Part B* 57, pp. 413-422.
- PÁLFAI I. (1994) Útmutató a holtágak védelméhez és hasznosításához. Országos Vízügyi Igazgatóság, Budapest, 1-14.
- PÁLFAI I. (2001) Magyarország holtágai. Országos Vízügyi Igazgatóság, Budapest.
- SOLDÁN, P. – PAVONIĆ, M. – BOUČEK, J. – KOKEŠ, J. (2001) Baia Mare Accident – Brief Ecotoxicological Report of Czech Experts. *Ecotoxicology and Environmental Safety* Vol. 49 Issue 3 (2001) pp. 255-261.
- SZALÓKI I. – SZEGEDI S. – VARGA K. – BRAUN M. – OSÁN J. – VAN GRIEKEN, R. (2001) Efficiency calibration of energy-dispersive detectors for application in quantitative x-ray and  $\gamma$ -spectrometry *X-Ray Spectrom* 30, pp. 49-55.

*Dr. Szűcs Péter<sup>1</sup> – Dr. Madarász Tamás<sup>2</sup> – Zákányi Balázs<sup>3</sup> – Tóth Andrea<sup>4</sup> –  
Dr. Nyári Zsuzsanna<sup>5</sup> – Neduczka Boriszlav<sup>6</sup> – Halmóczki Szabolcs<sup>7</sup>*

### **Speciális felszín alatti szennyeződések roncsolásmentes vizsgálata**

#### **Abstract**

A major hydrocarbon pipe was damaged in 1999 near Ásotthalom. In year 2000 remediation action was implemented both for soil and groundwater cleaning up. Since then, several samples indicated levels of contamination above the „B” contamination levels, thus in year 2004 a supplementary site investigation was needed (P. SZÜCS, T. MADARÁSZ AND A. TÓTH, 2007). According to the laboratory test results mainly TPH contaminants were detected both in the soil and the groundwater and BTEX pollution in a smaller scale. After a third round of sampling campaign hydrodynamic and transport modeling was used to determine the possible movement of the delineated contaminant plume. The paper introduces the applied protocols and results of the analysis.

#### **1. Előzmények**

Az Ásotthalom községtől délkeleti irányban kb. 4 km-re található 1. kísérleti területen a felszín alatt húzódó szénhidrogén vezeték 1999-ben megfűrték, amelynek következtében a felszín alatti környezet ásványolaj eredetű szénhidrogénnel szennyeződött el. A 2000-ben végzett műszaki beavatkozás során talajcserét és talajvízkivételt ill. -tisztítást hajtottak végre. Ezt követően több alkalommal mérték a B szennyezettségi határértéket meghaladó oldott szénhidrogén koncentrációkat a mentesítő műtárgyakban, így 2004-ben ismételt feltárássra került sor (SZÜCS P. – MADARÁSZ T. – TÓTH A. 2007). A vizsgálatok szerint a talaj és talajvíz szennyezettségét döntően a TPH (összes alifás szénhidrogén a C<sub>5-40</sub> tartományon) és BTEX komponensek adták egy viszonylag kis, – a talaj esetében legfeljebb 10x15 m, a talajvíz esetében maximum 20x60 m – elterjedési területen. 2007-ben a BGT Hungária Kft. újabb méréseket végzett a már meglévő kutakban, amely során sor került az újbóli geodéziai bemérésre, vízszintmérésre illetve vízkémiai elemzésre is.

#### **2. Bevezetés**

A modellezés célja a feltárt szénhidrogén szennyezés terjedési paramétereinek meghatározása volt a talajvíztartó rendszerben. A modellezés eredményeként annak becslését várhatjuk el, hogy a 2004 során a talajvízben jelenlévő, oldott szennyezések időben és térben hogyan mozogtak, ill. mozognak jelenleg a talajvízadóban (NYÁRI Z. – NEDUCZA B. – SZÜCS P., – MADARÁSZ T. – HALMÓCZKY SZ, 2007).

<sup>1</sup> Dr. Szűcs Péter Hidrogeológiai-Mérnökgeológiai Intézet Tanszék, Miskolci Egyetem E-mail hgszucs@uni-miskolc.hu

<sup>2</sup> Dr. Madarász Tamás Hidrogeológiai-Mérnökgeológiai Intézet Tanszék, Miskolci Egyetem E-mail hgmt@uni-miskolc.hu

<sup>3</sup> Zákányi Balázs Hidrogeológiai-Mérnökgeológiai Intézet Tanszék, Miskolci Egyetem E-mail hgzb@uni-miskolc.hu

<sup>4</sup> Tóth Andrea Hidrogeológiai-Mérnökgeológiai Intézet Tanszék, Miskolci Egyetem E-mail hgandi@uni-miskolc.hu

<sup>5</sup> Dr. Nyári Zsuzsanna Eötvös Lóránd Geofizikai Intézet, Budapest E-mail nyari@elgi.hu

<sup>6</sup> Neduczka Boriszlav Eötvös Lóránd Geofizikai Intézet, Budapest E-mail borisz@elgi.hu

<sup>7</sup> Halmóczki Szabolcs BGT Hungária Kft., Budapest E-mail halmoczki@bgt.hu

A modellszámítások alapadatrendszerének felvétele során támaszkodtunk a BGT Hungária Kft. által készített dokumentáció (*Konceptcionális területi modellek 1., 2., 3. kísérleti területek, 2005. szeptember*) megállapításaira. Felhasználtuk továbbá az elektronikusan rendelkezésünkre bocsátott anyagokat (Monitoring terv dokumentációja, térképek, táblázatok).

### 3. Földtani –vízföldtani viszonyok

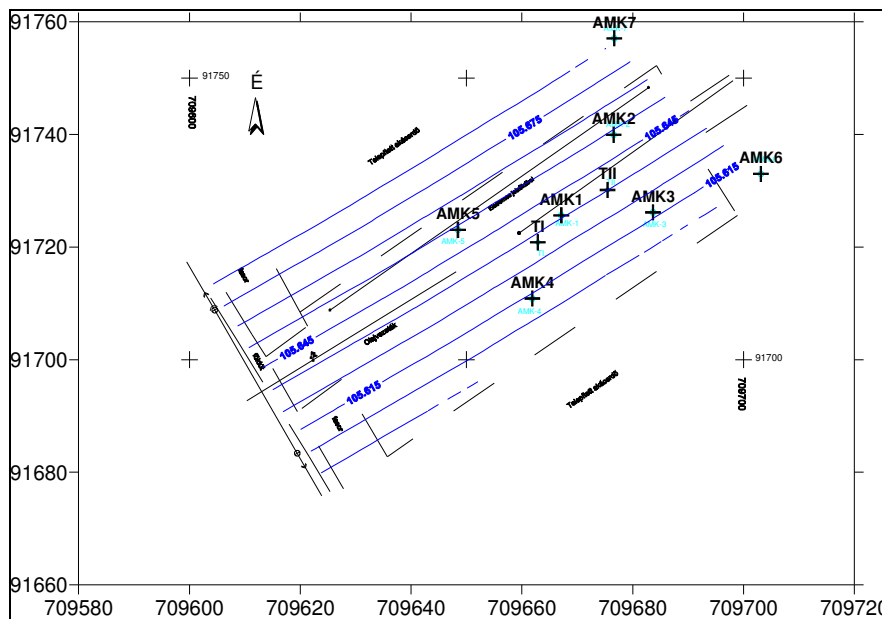
A 2004-es tényfeltárás során lemélyített sekélyfúrások alapján a területen sárgásbarna, mélyebben szürke homok található, kötöttebb agyagos homok, ill. iszap közbetelepüléssel. A 6,5 m mélységű fúrások egy kivételével kvázi vízzáró tőzeges iszap rétegben álltak meg.

Az összesített, területre átlagosan jellemző rétegsor az 1. táblázatban látható.

1. táblázat. A vizsgált területen mélyített fúrások összesített rétegsora

0,0 m – ~2,0 m	sárga homok
~2,0 m – ~2,4 m	agyagos-iszapos homok, iszap
~2,4 m – ~6,2 m	szürke homok, iszapos homok
~6,2 m – ~6,5 m	tőzeges iszap

A talajvíz a felszíntől számítva 4 m-nél mélyebben, a homokban húzódik, és egy 0,003 m/m átlagos gradienssel D-DK-i irányban áramlik (a 2004. novemberi mérések alapján). A 2007-ben elvégzett mérések alapján a vízáramlás DK-i-re változott. A vízszintmérések alapján szerkesztett talajvízszint eloszlásokat a 1. ábrán látható.



1. ábra. A számított talajvízszint-eloszlás a 2007. februári vízszintmérések alapján

### 4. A szennyezettségi viszonyok ismertetése

Az olajvezeték környezetében mind a földtani közeg, mind a talajvíz szennyezettségét kimutatták a mintavételezés során. A földtani közeg esetén a vizsgált 7 db mintavételi pontból (AMK1-AMK7) csak az AMK2. pont mintáira, valamint számítással az egykori mentesítő



TII. kútra is B érték feletti BTEX és TPH szennyezettséget állapítottak meg. Felúszó szénhidrogén fázist csak a TII. jelű kútban észleltek. A vízminták vizsgálati eredménye alapján a legoldékonyabb és így legmozgékonyabb benzol elterjedési területe a legnagyobb. 2007. februárjában próbaszivattyúzást végeztek a területen melynek kiértékelését az Aquifer Test Pro programmal értékeltünk ki (SZÜCS P. – ZÁKÁNYI B., 2007).

Fontos leszögezni, hogy a vizsgált terület közvetlen környezetében szennyeződéssel veszélyeztetett vízigényt kiszolgáló vízadó összlet nem található.

## 5. Modellszámítások

### 5.1. Az áramlási modell

A hidraulikai modell felépítésénél a meglévő 2004-es feltárási adatokra támaszkodtunk. Modellezett területnek egy, a feltárt területtől nagyobbat választottunk (200\*200 m) a numerikus számítások stabilitása és a peremek hatásának minimalizálása érdekében (DR. ERDÉLYI M, 1979). A szükséges adatigényt a területről rendelkezésre álló lokális földtani-vízföldtani információk extrapolálásával nyertük.

A modell 1 db modellréteget, a talajvízadót szimulálja. Több réteg felvételére nem volt szükség, hiszen a transzportmodellezés célja a talajvízadóban lezajló szennyeződésterjedési folyamatok szimulálása volt, a szennyezésnek ez a képződmény az elsődleges szállító közege (HALÁSZ B, 1994). A modellréteget 200 x 200 db cellára bontottuk, az elemek mérete 1 x 1 m, ennél kisebb cellamérettel dolgozni nincs értelme, így sűrítésre nem volt szükség (2. ábra).



2. ábra. Az alkalmazott modellrács

A terepet sík felülettel közelítettük. A fúrások rétegsorai, és a szivárgási tényező mérések alapján a talajvízadó réteg vastagságát 3,8 m-ben állapítottuk meg (JUHÁSZ J, 2002).

A modell É-i és D-i peremén állandó vízszintű cellákat használtunk peremfeltételként a területet jellemző É-D talajvíz áramlási irány szimulálására.

A réteg szivárgási tényezőjét a 2006-ban mélyített újabb, 9., 10. és 20. számú fúrások laboratóriumi vizsgálati eredményei, valamint az ismert talajvízszint eloszlás alapján alapvetően  $1,2 \cdot 10^{-5}$  m/s-nak vettük fel, amit a 20. fúrás felé  $1 \cdot 10^{-6}$  m/s-ra rontottunk a mért adatoknak megfelelően. A szabad hézagterefogat értékeket a szivárgási tényező figyelembe vételével szakirodalmi adatok alapján határoztuk meg 0,15 értékben (MAJOR P, 1993).

A beszivárgás a talajvízadó utánpótlódásában nem játszik fontos szerepet, hiszen a talajvízadó réteg felett egy kevésbé vízáteresztő iszapos-agyagos réteg helyezkedik el. Így a modellbe a beszivárgást 6 mm/évnek vettük fel

## 5.2. A transzport modellezési számítások

A hidrodinamikai modellezésnél kapott eredmények képezték a transzportmodellezés bemeneti adatait, így célszerűen azonos rácshálót használtunk.

A szennyeződés-terjedési számításoknál számos, a transzportegyenlet véges differencia elvén alapuló megoldása ismert (KOVÁCS B, 2004). Ezek közül jelen vizsgálatokhoz kettő modult is használtunk: az RT3D modult, amely kifejezetten BTEX szennyezés mozgásának szimulálására alkalmas többféle folyamatok figyelembevételével (tisztán aerob lebomlás, aerob bomlás-denitrifikáció-metanogenezis, stb.); valamint ellenőrzésképpen (az RT3D modul kevésbé ismert és ritkán alkalmazott) a MOC modult is, amely bármilyen szennyezőanyag felszín alatti vizekben történő koncentráció - változásának szimulálására alkalmas advekción, diszperzió és néhány alapvető kémiai reakció feltételezésével. Az advektív transzportfolyamatok leírására a karakterisztika módszerét választottuk, amellyel a numerikus hibák nagy része kiküszöbölhető.

A vezeték megsérülése után, bár végeztek talajcserét, a talajban a 2004-es feltárás során még találtak szénhidrogén szennyezést, ami a beszivárgó csapadék hatására mobilizálódhat, abban oldódva lejuthat a talajvízbe. Ezt, a talajvíz-szennyezés esetleges utánpótlódását jelentő folyamatot azonban a modellezés során nem vettük figyelembe. A későbbiekben aktuális adatok birtokában a transzportmodell ennek beépítésével módosítható (MADARÁSZ T, 2005).

A szennyező forrás típusa tehát egy nem utánpótlódó területi forrás. A kimutatott szennyezőanyagok közül a BTEX-et választottuk ki, hiszen az ásványi olaj eredetű anyagok (így a jelenlévő többi aromás ill. az alifás komponensek) közül ez a vegyületcsoport a legoldhatóbb, és legmozgékonyabb. A transzportmodellezés során a talajvíz-szennyezettség kiindulási állapotának a 2004 novemberi feltárás adatait vettük fel. A modellszámítások során a teljes modellezett területre vonatkozó háttérkoncentrációt zérusnak vettük fel. A számításokat 2 évre végeztük el (2006 novemberig), havi időlépcsővel dolgozva.

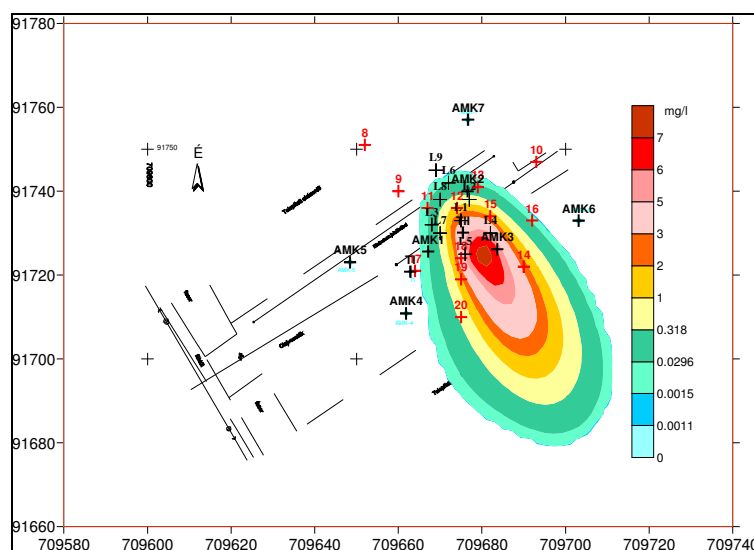
A transzportmodellt módosítottuk, illetve pontosítottuk a 2007. évi mérések eredményeivel, majd szintén 2 évre lefutattuk a modellt.

## 6. Az eredmények értékelése

### 6.1. A szennyezőanyag - koncentrációk térbeli eloszlása

A transzportmodell számítások eredményét a 3. ábra mutatja be, amelyen a koncentrációeloszlás alakulása látható adott időpontban.

A szennyezés a fő áramlási iránynak megfelelő irányban csak kissé mozdul el, kiterjedése mindössze kb. 40x40 m. Jól látszik, összehasonlítva a két modullal kapott eredményt, hogy azok észrevehetően mértékben térnek el egymástól. A maximális koncentráció négy év elteltével az RT3D modullal 6,4, a MOC modullal 5,7 mg/l-nek adódik, ami túllépi mind a benzolra, mind a többi BTEX vegyületre előírt B szennyezettségi határértéket ( $B = 1 \mu\text{g/l}$ , ill.  $20 \mu\text{g/l}$ , a 10/2000 (VI:2.) KÖM-EÜM-FVM-KHVM együttes rendelet alapján).



1. ábra. A számított BTEX koncentráció-eloszlás (2008. november) (A 2007. februári mérésekre kalibrált modellel)

### 6.2. A szennyezőanyag – koncentrációk időbeli alakulása

A koncentrációeloszlások térbeli ábrázolása mellett a területen több, összesen 8 megfigyelőpontban (a TII, AMK-1, AMK-4, AMK-7, 8, 10, 20. jelű kutaknak megfelelő pontokban) megvizsgáltuk a koncentrációk időbeli alakulását is.

Az ábrán csak 4 db, a TII., AMK1, AMK4 és 20. jelű megfigyelőpontokat ábrázoltuk, ugyanis a többi ponton a számítások eredményeképpen nem észlelhető a szennyezés. A TII. ponton folyamatosan csökken a koncentráció, ami a bomlás és a csóva talajvíz áramlási irányba történő elmozdulásának a következménye. Ezzel szemben az AMK4 és 20. jelű pontokban koncentráció-emelkedés tapasztalható az idővel, aminek a „fentről” érkező szennyezett talajvíz az oka.

A folytonos vonal az RT3D modullal, a szaggatott vonal a MOC modullal kapott görbéket jelöli. Mint azt a szennyezőcsóva kiterjedésénél is megjegyeztük, szignifikáns különbség nem mutatkozik a két modullal kapott eredmények között.

## 7. Összefoglalás

A BTEX szennyezés terjedési tulajdonságait a talajvízadó összletben szennyeződésterjedési modellszámításokkal vizsgáltuk meg, amelynek első lépéseként felépítettük az talajvíz áramlási viszonyokat visszaadó hidrodinamikai modellt, majd végül szimuláltuk a BTEX terjedését a talajvíz tartó összletben. A számításokat 2004 novemberi kezdeti időponttal, 2 évre, majd újabb 2 évre végeztük el, ami azt jelenti, hogy az eredmények a 2008. novemberi várható állapotot tükrözik. A modellezés eredményeként a következők állapíthatók meg:

- a szennyezőanyag hígulva a talajvíz áramlásnak megfelelően DK-i irányban terjed,
- a maximális koncentráció meghaladja a különböző BTEX komponensekre a 10/2000 (VI:2.) KÖM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet alapján érvényes határértékeket,
- a szennyezett talajvíz nem terjed el nagy távolságra és veszélyeztetett vízkivétel a tágabb környezetben sem történik,
- a modellezés során több egyszerűsítéssel is éltünk, valamint szükséges az alkalmazott modellparaméterek helyessége felőli megbizonyosodás érdekében a modell kalibrálása.

## Köszönetnyilvánítás

A szerzők köszönetüket fejezik ki az Országos Tudományos Kutatási Alapnak (szerződés szám: OTKA 048329), a GVOP programnak (GVOP- 3.1.1.- 2004- 05- 0187/3.0) és a Bolyai János Kutatási Ösztöndíj Program Kuratóriumának.

## Irodalom

- DR. ERDÉLYI M. (1979) A magyar medence hidrodinamikája (VITUKI közlemények 18)
- HALÁSZ B. (1994) Felszín alatti vizekkel való gazdálkodás rétegzett hidrológiai rendszerekben (doktori értekezés)
- JUHÁSZ J. (2002) Hidrogeológia. Harmadik átdolgozott kiadás. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 1-1176.
- KOVÁCS B. (2004) Hidrodinamikai és transzportmodellezés I., Miskolc
- MAJOR P. (1993) A Nagy-Alföld talajvízháztartása, Hidrológiai Közöny, 73. évf., 1.szám,
- SZUCS P. – MADARÁSZ T. – T ÓTH A. (2007) Complex hydrogeological modeling of multifunctional artificial recharge options of the Great-forest park in Debrecen, Hungary, Intellectual Service for Oil and Gas Industry. Analysis, Solutions, Perspectives, Proceedings, 4th Volume, ISBN: 978-963-661-761-5. University of Miskolc and UFA State Petroleum Technological University, pp. 140-145.
- NYÁRI Z. – NEDUCZA B. – SZÚCS P. – MADARÁSZ T. – HALMÓCZKY SZ. Non-invasive geophysical methods in environmental diagnostics of contaminated sites, EAGE (European Association of Geoscientists and Engineers) 69<sup>th</sup> Conference and Exhibition – London, UK, 11-14 June 2007, E010, pp. 1-5
- SZÚCS P. – ZÁKÁNYI B. (2007) A leggyakoribb érték (MFV) módszerének alkalmazása a hidrogeológiai modellezésben. pp. 161-174., Mérnökgeológia, Kőzetmechanika (2007) Szerk.: Török Ákos, Vásárhelyi Balázs, Mérnökgeológia-Kőzetmechanika Kiskönyvtár 4, ISBN 978-963-420-933-1. Műegyetemi Kiadó
- MADARÁSZ T. (2005) Kockázatfelmérés alkalmazása és kritériumrendszere szennyezett területek kármentesítése során. Miskolci Egyetem, Ph.D. dolgozat

Zákányi Balázs<sup>1</sup> – Dr. Szűcs Péter<sup>2</sup>

## Végeselemes hidraulikai modellezés alkalmazása árvízvédelmi gátaknál

### Abstract

The aim of this paper is presenting case studies of hydrodynamic modeling of hydraulic features of flood control dams. The SEEP2D module of Groundwater Modeling System 6 code was used for solving the problem. The purpose of the analysis was to determinate the amount of seepage through dykes with different features. The results of the study can provide useful assistance for specialists in floodwater protection.

### 1. Bevezetés

Magyarország természet- és gazdaságföldrajzi adottságai következtében a vizek kártételei elleni védekezéshez évszázadok óta jelentős és folyamatosan növekvő társadalmi érdek fűződik. Az ország vízkár-veszélyeztetettségét alapvetően meghatározza, hogy a Kárpát-medence legmélyebb részén fekszik, zömében sík területű ország, ezért a környező hegyvidéki vízgyűjtőkről, a Kárpátokból és az Alpokból hozzánk érkező, nálunk torlódó árhullámok ellen gyakran szükséges védekezni (DR. SZLÁVIK L, 2000). Ezért fontos a gátak rendszeres karbantartása, többcélú vizsgálata, hiszen így az országunkat érő károk könnyebben elkerülhetők és nem következhetnek be olyan mértékű pusztítások, mint például a 2000-ben bekövetkezett árvizek során.

A tanulmányban a gáttesten át, történő szivárgás vizsgálatával foglalkoztunk. Mai modellezési eljárások fejlettsége lehetővé teszi, hogy a karbantartási illetve ellenőrzési munkálatokhoz nagy határfokú számítógépes szimulációkat alkalmazzunk (P. SZÜCS – MADARÁSZ T. – TÓTH A. – NYÁRI ZS. – NEDUCZA B. – HALMÓCZKI SZ. 2007). Ezekhez, a modellezésekhez ismerni kell a gáttesten átszivárgó víz hidrodinamikai és hidraulikai tulajdonságait, valamint a gátak geometriai adottságait.

Részletesen foglalkoztunk a Lázberci-víztározó gátjával valamint három árvízvédelmi gáttal (Cigánd-, Révleányvár-, Halászhomok térségi gát).

### 2. A töltésszerkezetek kialakulása

A hazai árvízvédelmi fővonalak döntő hányada földtöltés. A mai állapota a védvonalrendszernek több építési szakaszban alakult ki. Az árvízszintek változásainak megfelelően történt fejlesztések (építési szakaszok) eredményeként a gátkeresztmetszetekben is változások mentek végbe; ennek köszönhető a mai igen változatos belső szerkezet.

Részben a fent említettek, másrészt a következőkben tárgyalandó tények miatt homogén töltésről – csekély kivételtől eltekintve – nem beszélhetünk. Ezeket a nem homogén gáttesteket szerkezetes töltéseknek hívjuk (VIZTERV CONSULT KFT, 2001).

Ez a szerkezetesség a következő dolgok miatt alakulhat ki:

1. Építési tevékenység eredményeképpen:

<sup>1</sup> Zákányi Balázs Miskolci Egyetem Hidrogeológiai-Mérnökgeológiai Tanszék, Miskolc

<sup>2</sup> Dr. Szűcs Péter Miskolci Egyetem Hidrogeológiai-Mérnökgeológiai Tanszék, Miskolc

- a keresztshelvény különböző időpontokban történő fejlesztése során, különböző földanyag beépítése révén,
  - a keresztshelvény védőképeségének javítása érdekében beépített szerkezeti elemek révén.
2. Természeti hatások következtében:
- a fagyhatás hozzájárulhat a morzsalékos felületi réteg kialakulásához,
  - a kötött talajoknál vízfelvétellel bekövetkező duzzadás, illetve a kiszáradással kialakuló repedezettség miatt
  - illetve, a gyeptakaró gyökérzetének kémiai hatásaiból származó megváltozott fizikai tulajdonságok következtében szerkezetesség jöhet létre (DR. VÖLGYESI I, 2004).

### 3. Szivárgás a gáttesten keresztül

A töltés folyó felöli oldalát borító árvíz a víznyomás hatására igyekszik a töltéstestbe, illetve az altalajba behatolni. - A modellezés során a gátakat úgy vizsgáltuk, mintha a töltések talpát egy vízzáró hártya alkotná. – Mivel abszolút vízzáró talaj nincs, a víz, a gát anyagának pórusait bizonyos idő alatt kisebb-nagyobb magasságig kitölti, azokban a mentett oldal felé mozog. A szivárgó víz felső határvonalának számítására számos módszer ismert (analitikus és numerikus) homogén gáttest esetében, de mint azt fentebb olvasható, a homogén gáttest nagyon ritkán fordul elő a gyakorlatban. Ismertek inhomogén gátak analitikus szivárgási számításai is, ezek ugyan a valósághoz közeli megoldást adnak, számításuk azonban nehézkes (DR. VÖLGYESI I, 2004). A numerikus megoldások ilyen esetekben előtérbe kerülnek, ugyanis számításuk gyors és a valóságos helyzetet nagymértékben megközelítik.

A már említett szerkezetes gátak inhomogenitásának következménye, a réteg- és talpszivárgás kialakulása. Ez nagymértékben hozzájárulhat a töltések gyors és veszélyes átázásához.

A gáttesten való átszivárgás természetes folyamat, tehát előbb-utóbb minden esetben megindul. Veszélyessé akkor válik, amikor a gáttest teljes keresztmetszetében átnedvesedik, és a szivárgó víz a mentett oldalon megjelenik, azaz a töltés átázik (MADARÁSZ T, 2005).

### 4. Numerikus megoldások

A numerikus megoldások a szivárgás alapegyenletének közelítő megoldásai. A közelítő megoldást matematikai értelemben kell érteni, azaz hogy a megoldás nem egzakt. Ha a megoldás közelítő, akkor hibákkal terhelt, amelyeket numerikus hibáknak hívunk (KOVÁCS B, 2004).

A numerikus megoldások úgy közelítik a valós folyamatokat, hogy mind időben, mind térben szakaszolják a lezajló folyamatokat. Az egyes szakaszokon belül a számításához szükséges peremfeltételeket állandónak tekintik, és ezzel válik lehetővé a megoldás.

A térbeli szakaszolás alatt a numerikus módszerek alkalmazásánál az elemekre bontást értjük. A vizsgált térrészt olyan elemekre bontjuk melyeken belül az egyes közegjellemzők (pl. szivárgási tényező, szabad hézagterefogat, tárolási tényező stb.) állandónak tekinthetők.

Az elemek száma elvileg korlátlan, így a szakaszolás tetszőleges. Minél több elemre bontjuk a vizsgált folyamatot, annál pontosabban tudjuk a tér változásait követni. Tudni kell azonban, hogy a térbeli szakaszolás növelésével egyes numerikus hibák is nőnek és a probléma számításigénye is exponenciálisan növekszik. Éppen ezért a feladat térbeli szakaszolásának van egy optimuma, ahol a numerikus módszerrel közelített probléma már megfelelő mértékben követi a valós folyamatokat a térben, ugyanakkor a számítási igénye és

a numerikus hibák nagysága még elhanyagolható (FILEP GY. – KOVÁCS B. – LAKATOS J. – MADARÁSZ T. – SZABÓ I. 2007).

A víz porózus közegbeli szivárgásának jellemzői a következő numerikus módszerekkel vizsgálhatók:

- véges differencia módszer
- végeselem módszer
- peremelem módszer
- analitikus elemek módszere (VUKUVIC, M. – SORO, A. 1997).

A felsoroltak közül a GMS 6-os program SEEP2D modulja a végeselem módszer segítségével számolja ki a szivárgás alakját a gáttestben, az átszivárgó víz fajlagos hozamát, nyomás- és sebesség eloszlásokat.

### 5. A Groundwater modeling System 6-os program SEEP2D modulja

A Groundwater Modelling System 6-os program SEEP2D modulja mind nyíltükrű, mind zártükrű 2 dimenziós szivárgási (hidraulikai) problémák megoldására használható.

Két darab megoldási lehetőség kínálkozik a programban a nyíltükrű szivárgási problémák megoldására.

- Az egyik lehetőség, amikor a megoldást mindössze a telített zónára számítjuk, és az elemes rácsháló torzítva van a legfelső szivárgási felületig. A kiszámított megoldás ezután végül egy hálógeometriai és egy megoldás fájlból tevődnek össze.
- A második esetben a háló nem deformált, és az áramlás alakja mellett a telített és a telítetlen zóna rácshálója is modellezhető (ENGINEERING COMPUTER GRAPHICS LABORATORY).

A második megoldást arra az esetre vehetjük figyelembe, hogy a telítetlen zónában is látszódjon az elemháló és a szivárgás is. Erre az esetre vonatkozóan nem végeztem számításokat.

### 6. A gátak modellezése a SEEP2D modullal

A GMS 6-os program SEEP2D moduljának alkalmazása során a Lázberci-víztározó gátját egy vízszintnél vizsgáltuk (maximális üzemi vízszint), mert ez az állapot időben állandónak tekinthető. Az árvízvédelmi gátaknál (Cigánd, Révleányvár, Halászhomok) viszont egy nagyobb (mértékadó árvízszint) és egy kisebb árvízszintre modelleztünk, mert itt általában nem beszélhetünk időben állandó állapotról, habár az ideai árvizeknél (2006) a lassú apadás miatt, ez az állapot megfigyelhető volt. Tehát itt is úgy tekintettük, mintha ez a stacioner (stady state) állapot fennállna (ZÁKÁNYI B. 2007).

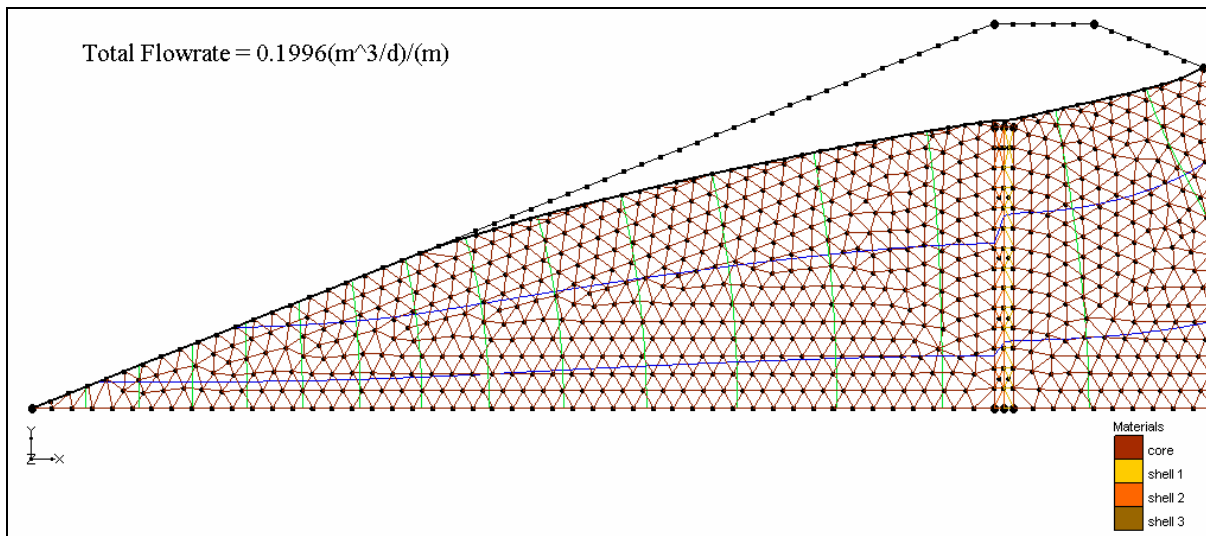
Bár a program nem csak ábrák készítésére alkalmas, hanem konkrét értékeket is számol, ebben a tanulmányban hely hiányában az értékek nem kerülnek bemutatásra.

### 7. Modellezés eredményeinek összefoglalása

A modellezés során a Lázberci-víztározó gátjának, valamint három különböző területre jellemző árvízvédelmi gáttest hidraulikai viszonyainak vizsgálatával foglalkoztunk. A víztározó gátjánál egy, míg az árvízvédelmi töltések esetében egy nagyobb és egy kisebb vízszintmagasságú rendszert tanulmányoztunk. A gáttestekre jellemző értéket kiszámítására

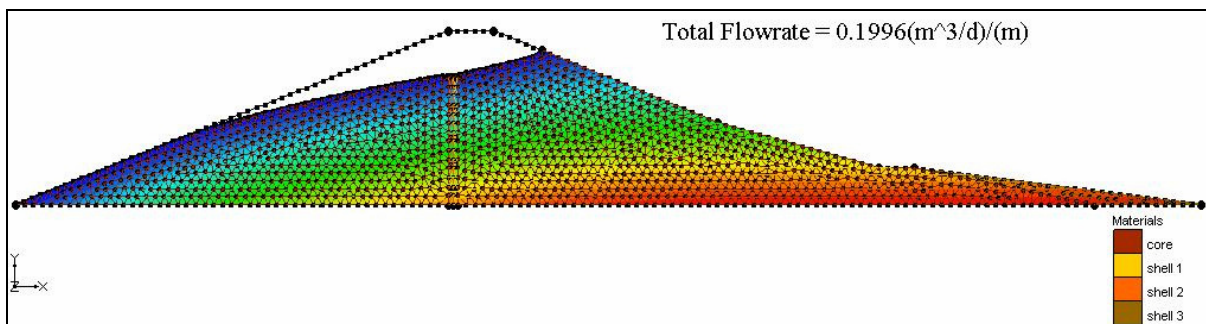
és azok modellezésére a Groundwater Modeling System 6-os program SEEP2D modulját alkalmaztuk. A modellezés eredményeinek ismeretében a következő megállapítások tehetők

1. Elsőként a Lázbérci-víztározó esetét vizsgáltuk. Ebben az esetben a rendelkezésre álló adatok hiányában magunknak kellett a 'k' szivárgási tényezőt generálni, ezért nem pontos számadattal, hanem a valóságot nagymértékben közelítő értékkel végeztük vizsgálatunkat. A programmal így megadtuk a gát fő anyagának átlagos szivárgási tényezőjét az ÉRV zRt. részére ( $k=0,0764 \text{ m}^3/\text{d}$ ). Vizsgáltuk továbbá a szivárgási-, nyomás- és sebességviszonyok alakulását a gátestben belül.



1. ábra. Közelebbről a szivárgó (Lázbérc)

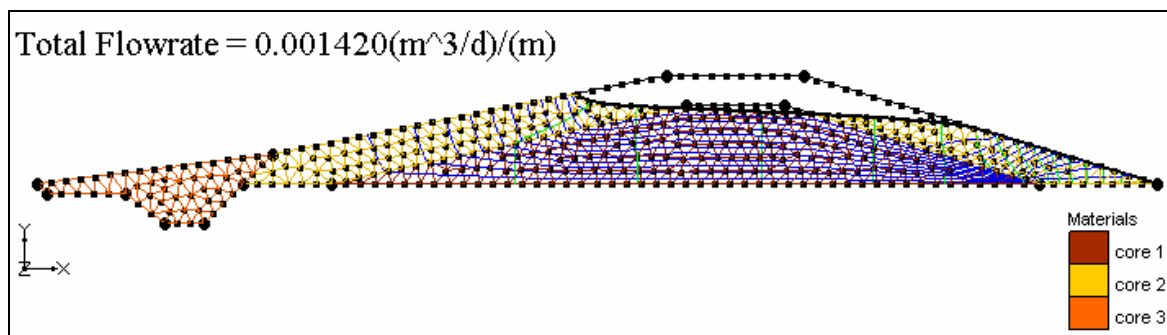
2. Megállapítható, hogy a szivárgási felületek nagymértékű esése a valóságnak megfelelően történik a szivárgóban (1. ábra). Ezt bizonyítja az is, hogy a szivárgóban a sebességek értéke megnőtt. A nyomásértékek a maximális értéket a gát jobb alsó részén érik el, ahol legnagyobb a víznyomás, mivel a tározótér felőli oldalról, van szó (2. ábra).



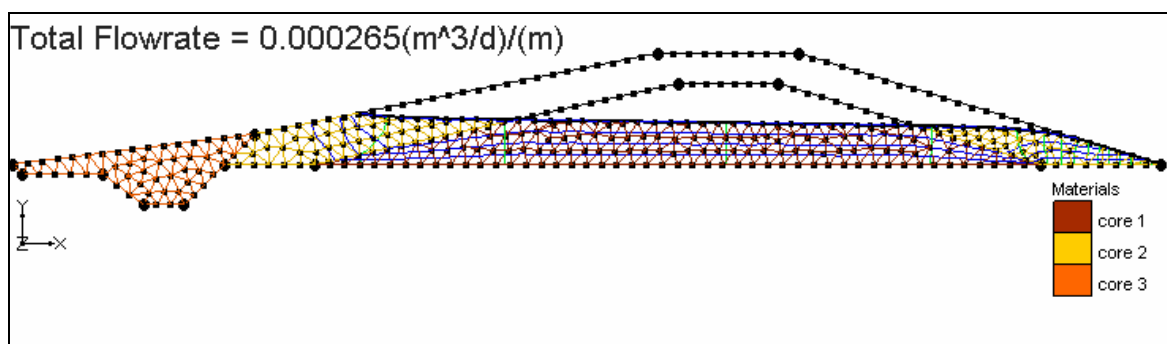
2. ábra. Nyomásviszonyok alakulása gátestben

3. Vizsgáltunk továbbá három, az ÉKÖVIZIG területére jellemző tipikus árvízvédelmi gátestet. Ezeknél a nagyobb és a kisebb vízszint esetében mindössze a kapott értékek nagyságrendbeli eltérését figyelhető meg, amíg a szivárgás alakulása-, nyomás-, sebességviszonyok megegyezést mutattak (3-4. ábra). Véleményünk szerint ez a hasonlóság annak köszönhető, hogy mindhárom modellezett esetben a kis és nagyvíz között csak a vízszintmagasságban mutatkozik eltérés.





3. ábra. A gáttesten kialakuló szivárgási- és az ekvipotenciális-vonalak egy Révleányvár térségi gátszelvényben



4. ábra. Kisebb árvíz esetén a szivárgás a gáttesten belül (Révleányvár)

A gáttesten átszivárgó víz fajlagos hozama minden esetben egy nagyságrenddel tér el a kisvízszint vizsgálata során nyert eredményektől (3.-4. ábra). Ez a megfigyelés is a vízszintkülönbségekre vezethető vissza.

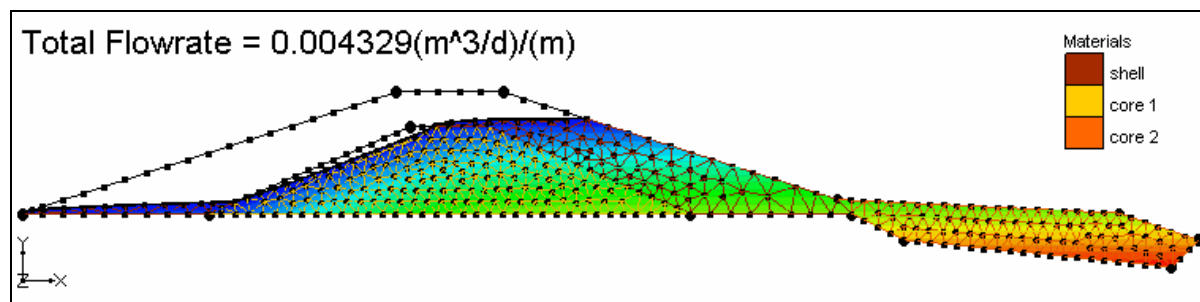
A kilépési koordináták vizsgálata során kapott eredmények alapján megfigyelhető, hogy mindhárom esetben a nagyvíznél magasabb, míg a kisvíznél alacsonyabb ponton lép ki a gáttestből a víz a mentett oldalon (1. táblázat).

1. táblázat. A mentett oldali kilépési pontok koordinátái (Révleányvár)

	x koordináta [m]	y koordináta [m]
Nagyvíz	48,36	2,64
Kisvíz	52,82	1,28

A Cigánd és Révleányvár térségében lévő modellezett gáttestek paramétereit tekintve magállapítható, hogy azok között eltérés nem, vagy alig mutatkozott. Véleményünk szerint ez arra az okra vezethető vissza, hogy a két vizsgált gáttest geometriájában, belső szerkezetében, szivárgási tényezőjében, lényeges hasonlóság figyelhető meg.

A harmadik modellezett eset nagymértékben különbözik az előtte vizsgáltaktól (5. ábra). Megállapítható, hogy ez az eltérés a különböző felépítésű gátszerkezet következtében alakulhatott ki.



5. ábra. A modellezés során kapott nyomáseloszlás a halászhomoki jellemző keresztmetszelyben

Összegzésként megállapítható, hogy a tanulmányban bemutatott számítógépes program jelentős segítséget jelenthet a Vízügyi Igazgatóságok árvízvédelmi szakemberei számára, hiszen az inhomogén felépítésű és belső szerkezetű gátak esetében az analitikus megoldások háttérbe szorulnak a bonyolult és nehézkes számítási eljárások miatt, valamint nem képesek a szivárgások megfelelő pontosságú leírására. Ilyen esetekben a biztonságos műszaki méretezésekhez nélkülözhetetlen a bemutatott számítógépes modellezés.

### Köszönetnyilvánítás

A szerzők köszönetüket fejezik ki az Országos Tudományos Kutatási Alapnak (szerződés szám: OTKA 048329), a GVOP programnak (GVOP- 3.1.1.- 2004- 05- 0187/3.0) és a Bolyai János Kutatási Ösztöndíj Program Kuratóriumának.

### Irodalom

- DR. SZLÁVIK L. (2000) Magyarország árvízvédelmének fejlesztési politikája, VITUKI Rt.  
 DR. VÖLGYESI I. (2004) Árvízvédekezés a gyakorlatban, Budapest pp. 158-167.  
 ENGINEERING COMPUTER GRAPHICS LABORATORY (1998) Groundwater Modelling System – The department of defense, Brigham Young University  
 FILEP GY. – KOVÁCS B. – LAKATOS J. – MADARÁSZ T. – SZABÓ I. (2002) Szennyezett területek kármentesítése, Miskolci Egyetemi Kiadó, Miskolc  
 KOVÁCS B. (2004) Hidrodinamikai és transzportmodellezés I. Miskolc  
 M. VUKUVIC AND A. SORO (1997) Groundwater Dynamics – Steady Flow-, Water Resources Publications, LLC, Colorado, U.S.A.  
 P. SZÜCS – MADARÁSZ T. – TÓTH A. – NYÁRI ZS. – NEDUCZA B. – HALMÓCZKI SZ. (2007) Combination of Hydrogeophysical Methods and Transport Modeling to Assess Special Subsurface Contaminants at a Hungarian Test Site. Geophysical Research Abstracts, Vol. 9., 01544, European Geosciences Union, General Assembly, Vienna, Austria, 15-20 April 2007.  
 VIZTERV CONSULT KFT (1999), (2000), (2001), (2002), (2003) Kiviteli tervek, Budapest  
 ZÁKÁNYI B. (2007) Gátszivárgás meghatározása SEEP2D modullal, Tavaszi Szél Konferenciakiadvány 2007 – Műszaki tudományok, élő és élettelen természettudományok, Budapest, ISBN 978-963-87569-1-6, pp. 351.-356.  
 MADARÁSZ T. (2005) Kockázatfelmérés alkalmazása és kritériumrendszere szennyezett területek kármentesítése során. Miskolci Egyetem, Ph.D. dolgozat

Balog Kitti<sup>1</sup> – Dr. Farsang Andrea<sup>2</sup>

## Használt termásvíz szikkadás környezeti kockázata

### Abstract

The subject of our research is contamination and salt accumulation, furthermore alkalization of soil caused by thermal waters. We have summarized data of environmental effects of 25 South-Hungarian thermal water user establishments. Among the chemical parameters of used thermal water we have to pay attention to the high concentration of salts (especially Na-salts), phenol, ammonia, nitrate, nitrite and heavy metal content, because these can strain soil or ground water. We investigated the environmental effect of thermal water sewage in a casework of a horticultural estate in Szentés. It has been found that thermal water affects alkalization of soil, where the water and the soil keep on at touch. Border of this progress is between 10-40 meters from the cooling lake I investigated. It mainly due to the domination of Na<sup>+</sup>. The total alkalinity of this area is much more higher too, than the control area's.

### 1. Bevezetés

A Magyar Alföld geotermikus sajátosságai egyedülállóan kedvezőek Európában. Az ország területének mintegy 70%-án tárható fel hévíz, köszönhetően a pozitív hőanomália kapcsán kialakuló magas geotermikus gradiens és földi hőáram értékeknek, amelyek a környező területek átlagértékeinek másfélszeresét is elérhetik (SZANYI J. 2004). A hasznosítási lehetőségek igen szerteágazóak: az energetikában főleg fűtésre használják a közepes entalpiájú vizek hőenergiáját, turisztikában a gyógy- és termálfürdők jelentik a nagy volumenű fogyasztót, az iparban technológiai vízként, a mezőgazdaságban az üvegházás kultúrákban termesztett növények hőigényének kielégítésére, valamint a vizet magát használati melegvíz és ásványvíz formájában egyaránt fogyasztjuk. Energetikai szempontból is versenyképesnek tekinthető a hévíz felhasználása, ugyanis ára a többi megújuló energiaforráshoz képest méltányos. (Geotermikus energiával történő direkt fűtés ára 0,5-5 US\$/kWh, biomasszával történő fűtés esetén 1-5 US\$/kWh, napenergia felhasználás esetén pedig 3-20 US\$/kWh ez az érték.) (ÁRPÁSI M. 2003) Magyarország 850 aktív termálkútjának közel két harmada az Alföldön mélyült, s legtöbbjük a Dél-Alföldön koncentrálódik (SZANYI J. 2004). A nagy mennyiségben kitermelésre kerülő hévíz hasznosítása után vagy mérnökileg megtervezett költséges folyamat során a tároló rétegbe történő visszasajtolása valósul meg, vagy –és jelenleg még ez a többség-földmedrű csatornában szikkasztva felszíni ideiglenes vizű befogadóba kerül. Ez a módszer felveti a környezetszennyezés veszélyének lehetőségét. Írásunkban erre a problémára kívánunk összpontosítani.

### 2. Célkitűzés

Kutatásunk során arra kerestük a választ, hogy az energetikailag hasznosított csurgalék hévizek földmedrű csatornás szikkasztása kapcsán fellépnek-e kedvezőtlen talajtani változások. Úgy mint másodlagos szikesedés vagy sófelhalmozódás, valamint a termásvízből

<sup>1</sup> Balog Kitti *Szégedi Tudomány Egyetem, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Széged*

<sup>2</sup> Dr. Farsang Andrea *Szégedi Tudomány Egyetem, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Széged*  
E-mail andi@earth.geo.u-szeged.hu

származó, talajt vagy akár talajvizet is érintő ammónia, nitrit, nitrát, fenol, nehézfém vagy só terhelés. Potenciális kockázatot jelenthet még a hőszennyezés, melynek eredményeképpen a befogadóban kialakult biológiai és biokémiai folyamatok egyensúlya felborulhat.

25 dél-alföldi termálvíz felhasználó létesítmény (kertészeti telepek és fürdők) esetében laboratóriumi adatok alapján összegeztük a termálvíz elvezetés környezetében a jellemző szennyezőket, hatásokat. Ezek alapján megállapítottuk a főbb jellemző veszélyforrásokat. Ennek ismeretében, kiemelve a másodlagos szikesedés, sófelhalmozódás problémakörét, esettanulmányt végeztünk egy szentesi termálkertészeti telepen. Vizsgálatunk arra is kiterjedt, hogy a megjelenő elváltozások hatása a talajban a csatornától milyen távolsáig és milyen mélységig mutatható ki. Alkalmassá kontroll területtel és természetes szikkal összevetve a másodlagosan szikesedett talajokon végzett vizsgálatok eredményeit, feltárhatók a természetes és emberi hatásra kialakult szikkal hasonlóságai és különbségei. A természetes szikkal szelvények eredményei a Csanádi puszták egy jellemző szikkal területéről származnak (PETŐ V. 2008).

### 3. Dél-alföldi termálvizek összesített kémiai jellemzői

A termálvizet hasznosító kertészetek, fürdők tevékenysége vízjogi engedély köteles. A vízjogi engedélyhez környezeti hatásvizsgálatot végeztetnek a cégek. Ezen hatásvizsgálatok mérési eredményeit felhasználva értékelhetjük a dél-alföldi használt termálvíz elvezetés környezeti hatásait. Az értékelés során vizsgáltuk a használt hévizet a földcsatornába engedés előtt, a talajt és a talajvizet a földmedrű csatorna mellett. A termálvízben mért értékeket a 25/2003. (XII.30.) KvVM rendelet energetikai célú hasznosításra bocsátott termálvizekre vonatkozó határértékeivel, a 9/2002. (III.22.) rendelet általános határértékeivel, a talajban és a talajvízben mért értékeket a 10/2000. (VI. 2.) KÖM-EÜM-FVM-KHVM együttes rendeletben foglalt határértékekkel vettem össze.

Összegző munkánk során 25 dél-alföldi hévízhasználó intézmény vizsgálati adatai álltak rendelkezésünkre (SZMEKTIT BT. 2004-2007). A vegyületenkénti átlagolást követően a határértékekkel összevetve a következő megállapítások tehetők.

Termálvíz esetén a megengedhető maximális koncentrációt túllépő jellemző terhelést az ammóniumion, a fenol, az As, a Hg, a Cd, az Pb és a Na%(1) jelentette.

Talajok esetén ammónium és nitrát tekintetében Németh (1996), a természetes talajokra vonatkozó átlagos értékeihez viszonyítva több esetben magas volt a koncentráció. Megállapítható, hogy arzén, higany és nikkal esetében volt határérték-túllépés, de ez nem volt tendencia jellegű. A pH azonban több esetben túllépte a megengedett értéket.

Röviden összegezve az eredményeket a nikkal, a higany, az arzén és a foszfát is eljuthat a termálvízből a talajon át egészen a talajvízig. Az ammóniumion is, de oxigénnel érintkezve nagy része átalakul nitritté, nitráttá, mely formáknak kis hányadát a talaj ionmegkötő képességétől függően visszatartja, másik része viszont a talajvízig hatol. A fenol a felszínre érésig van jelen, aztán illékonyasága miatt eltávozik a termálvízből, ennél fogva talajszennyezésként nem jelentkezik. Termálvizeknél nagy probléma a Na%, mely a szikkadás során a talajban másodlagos szikkalidést idézhet elő.

1. táblázat. A dél-alföldi termálvizek és az általuk érintett talajok összesített adatai

	Termálvíz (mg/l)			Talaj (mg/kg)		
	összes adatszám (db)	határérték túllépés (db)	%	összes adatszám (db)	határérték túllépés (db)	%
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	24	20	83,33	24	1 *	4,17
Fenol index	19	4	21,05	14	0	0
As	21	13	61,90	14	1	7,14
Hg	19	17	89,47	14	1	7,14
Ni	19	1	5,26	14	1	7,14
Foszfát	12	1	8,33	0	0	0
Na %	23	23/13	100/56,5			
Na <sub>s</sub> %				7	*	
KOI	21	1	4,76	0	0	0

\*: nincs rá vonatkozó határérték

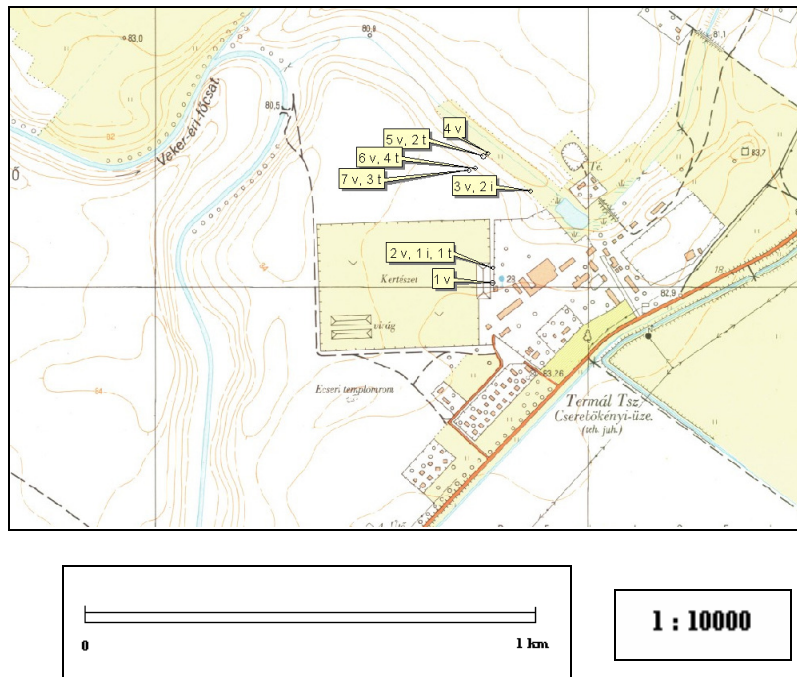
#### 4. A természetes és másodlagos szikes jellemzői

##### 4.1. A kopáncsi pusztai természetes szikes mintaterület

A mintavétel a Körös-Maros Nemzeti Parkban a 3 részből álló Csanádi-puszták közül a Kopáncsi-pusztán történt 2006. november 29-én (PETŐ V. 2008). A minta löszös üledéken képződött réti szolonyec talajból származik. A pusztán a löszhátak közötti mélyebb fekvésű, lefolyástalan területeken ősi szikesek alakultak ki, melyek eredeti állapotukban maradtak meg azóta is. Hajdanán mocsarak és szikes tavak tagolták a területet, padkás szikesek is találhatóak itt.

##### 4.2. A szentesi esettanulmány

A mintavételre 2006. május 18-án került sor egy tipikus dél-alföldi termálkertészetben az Ecser-Dónát Szövetkezet telepén, ahol a termálvíz hőenergiáját fűtésre hasznosító üvegházak és fóliasátrak valamint gazdasági épületek találhatóak (BALOG K. 2007). Az 1969 óta működő kitermelő kút pozitív kút, a belőle feltörő víz 99-100 °C-os, mire a csatornába ömlik, ez a hőmérséklet kb 5 °C-ra csökken, tehát hőszennyezéssel nem kell számolnunk a csatorna mentén. A használat során lehűlt termálvíz a zárt csőrendszerből egy földcsatormán és egy hűtőtávon keresztül a Vekeréri-főcsatornába folyik. (1. ábra)



1. ábra. Topográfiai térkép a mintavételi pontokkal

A termálvizet mintázni kell a kútból történő felszínre kerülése után, a tározó tóban és a tavat elhagyva a csatornában. Talajminta vételére feltétlen szükség van a csatorna mentén, a tároló tó partján és a parttól különböző távolságokban és mélységekben, hogy az így szerzett adatokból tendencia legyen felállítható, továbbá lehetőség legyen sóprofil ábrázolására szelvényenként a mélység függvényében. Kontroll mintát (3 t) a hűtőtótól kb 60 m-re vettünk.

A csatorna és a hűtőtó mentén öntésen képződött réti talaj volt jellemző, ez a folyamatos vízhatás mellett azzal is magyarázható, hogy a csatorna vonala egy régebbi folyómeder helyén került kialakításra, s ezt a talaj jellegzetességei is alátámasztják. A hűtőtótól távolabb a kontroll szelvény löszön képződött csernozjomot talaj volt.

A termálvíz hűtőtó melletti szelvényben (2 t) sófelhalmozódást mutattunk ki. A másodlagos szikesedés jelei a hűtőtótól távolodva mintegy 40 m-ig voltak kimutathatók.

#### 4.3. A természetes és másodlagos szikes jellegzetességeinek összehasonlítása

Laboratóriumi méréseinket követően a következő megállapítások tehetők:

##### **A, A szentesi termálvíz:**

1. pH: lúgos kémhatású, azonban a határértéket nem haladja meg, a szikkasztó tóban a legmagasabb a pH érték.
2. Összes só tartalom: a termálvizek összes só tartalma csökkenést mutat a kútból a főcsatorna felé haladva, értéke 2200-2700 mg/l között változik.
3. Kation összetétel:

2. táblázat. A szentesi termálvíz kation összetétele a földmedrű csatorna különböző pontjaiban

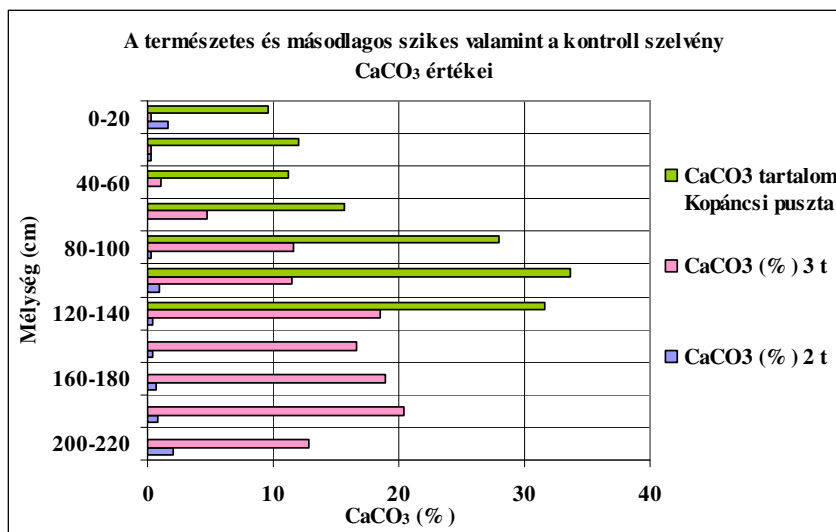
Minta-szám	Ca <sup>2+</sup> (mg/l)	Mg <sup>2+</sup> (mg/l)	Na <sup>+</sup> (mg/l)	K <sup>+</sup> (mg/l)	Na%
1 v	8,356	1,371	705,2	20,87	96,64
3 v	5,42	2,696	535,4	16,12	96,24
4 v	7,038	4,341	537	19,22	95,09

Az energetikailag hasznosított és közvetlenül időszakos vízfolyásba engedett használt hévizet szennyvízként kezeli a 25/2003. (XII.30.) KvVM rendelet. Látható, hogy a Na<sup>+</sup> nagyságrendekkel nagyobb koncentrációban van jelen a termálvízben, mint a többi kicserélhető kation. Ez okozza azt, hogy itt 95-96%-os Na% értékekkel szembesültünk a maximálisan megengedhető 45% helyett, s ez okozza a termálvíz szikesítő hatását is (2. táblázat).

**B, Talaj:**

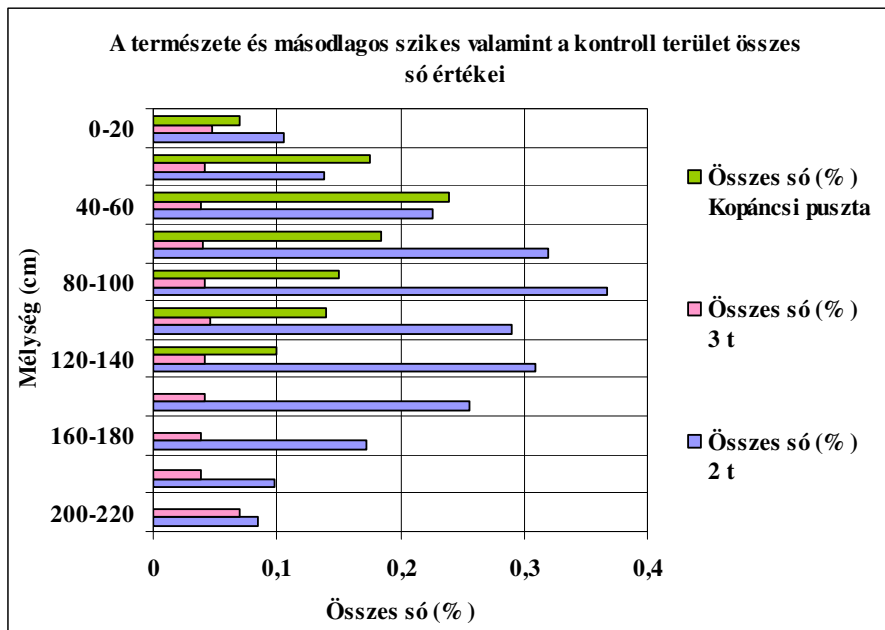
1. pH(H<sub>2</sub>O): Szentesen a talaj lúgos kémhatású (pH 7,86-8,2), a csatorna mentén a Na-sók hatása a domináns, amit alátámaszt, hogy itt a legmagasabb a fenolftalein lúgosság értéke, tehát itt intenzív a termálvíz-szikkadás, Na<sup>+</sup> kerül a talajba. A kontroll szelvénynél a löszös talajképző kőzetből származó CaCO<sub>3</sub> a kémhatás meghatározója. A kopáncsi pusztai szelvény felső 20 cm-e kivételével teljes mélységében erősen lúgos kémhatást mutat, értéke 8,19-10,05 között váltakozik. Látható, hogy az eredetileg is szikes terület sokkal lúgosabb, mint a másodlagosan szikesedett.

2. CaCO<sub>3</sub>-tartalom: A szentesi kontroll mintasor (3 t) CaCO<sub>3</sub>-tartalmában növekedés tapasztalható a mélység növekedésével, ami a löszös alapkőzet mésztartalmának tulajdonítható.(2. ábra) A hűtőtó melletti mintasor (2 t) viszont állandó és alacsony CaCO<sub>3</sub>-tartalmat mutat, hiszen itt a talaj öntésen képződött. A természetes szikes esetében tendenciáját tekintve a mélység növekedésével nő a szénsavas mésztartalom. Megfigyelhető ennek ellenére a felső rétegekben a kilúgozódás folyamata, ugyanis a C-szintben nagyobb a mésztartalom, ami nem csupán a kilúgozódás folyamatának, hanem a talajképző lösz mésztartalmának is tulajdonítható.



2. ábra. A hűtőtó menti (2 t), a kontroll (3 t) és a természetes szikes szelvény összehasonlítása CaCO<sub>3</sub> tekintetében

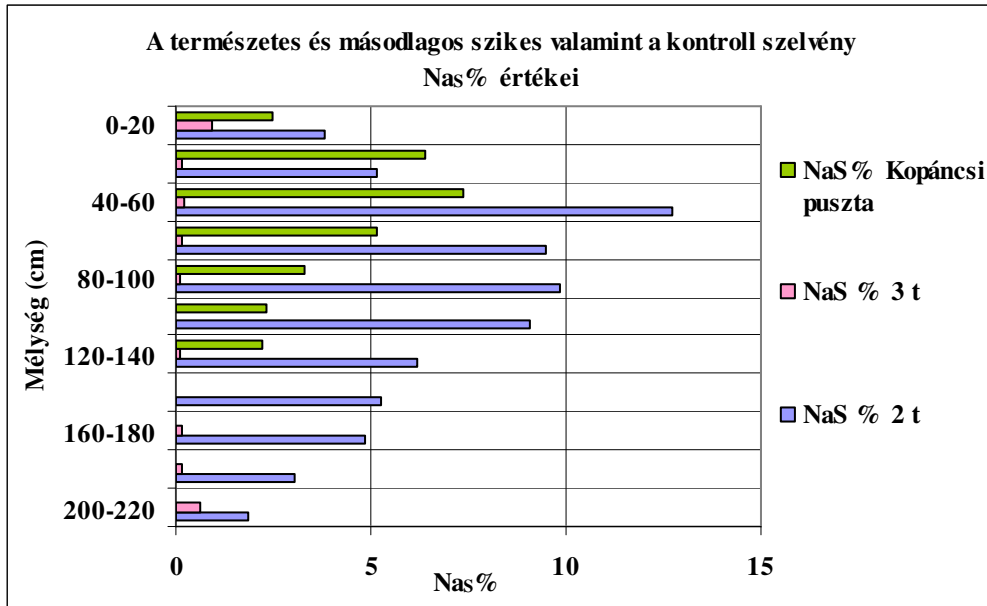
3. **Összes só-tartalom:** A hűtő menti szelvényben (2 t) 80-100 cm-nél sófelhalmozódási szint látható a szentesi mintaterületen (3. ábra). Ez megegyezik a termálvíz szikkadási mélységével. A kontroll szelvényben (3 t) nem mutatkozik a sófelhalmozódás, ebből következtethetünk arra, hogy ez másodlagos, a termálvíz szikkadásának hatására keletkezhetett. A teljes B-szint szoloncsákos, hiszen sótartalma 0,15-0,4% között változik. A kontroll minták sótartalmának csekély növekedése párhuzamba állítható a fent említett  $\text{CaCO}_3$ -tartalom növekedésével, így látható, hogy az összes só növekedésében a  $\text{CaCO}_3$ -tartalom játszik szerepet. Itt kis sótartalmú a talaj. A kopáncsi pusztai szelvény teljes mélységében szikes, hiszen sótartalma meghaladja a 0,05%-os szikesedési határt. 20-100 cm-es mélységben, tehát a B-szintben a szikesedés nagyobb mértékű. A sófelhalmozódás tehát erre a szintre tehető. Látható, hogy a szelvény felső 20 cm-e kilúgozódott.



3. ábra. A hűtő menti (2 t), a kontroll (3 t) és a természetes szikes szelvény sóprofiljainak összevetése

4.  $\text{Na}_s\%$ (2): Bármely talaj esetén, ha a  $\text{Na}_s\%$  értéke meghaladja az 5%-ot, megindul a szikesedés folyamata. Méréseink során a hűtőtől mintegy 10 m-re lévő szelvény (2 t) 20-160 cm mélységű rétegében a talaj  $\text{Na}_s\%$ -a túllépte ezt az értéket, gyengén szolonycses jelleget mutattak ezek a minták. Itt már elkezdődött a talaj fizikai leromlása (4. ábra). A kontroll területtel (3 t) összevetve egy nagyságrendnyi a különbség. A természetes szikes talaj esetében összevetve a kicserélhető kationok mennyiségét, a  $\text{Na}^+$  koncentráció nem kiemelkedő (mint a másodlagos szikes estén), nagyságrendben megegyezik a  $\text{Mg}$ -ion koncentrációjával, és egy nagyságrenddel kisebb, mint a  $\text{Ca}^{2+}$  koncentráció. A  $\text{Na}^+$  felhalmozódás maximumát a természetes szikes esetében is a B-szintben, a 40-60 cm-es mélységben éri el.





4. ábra. A hűtő menti (2 t), a kontroll (3 t) és a természetes szikes szelvény Na<sub>s</sub>%-ainak összevetése

## 5. Összegzés

A szentesi mintaterületen:

- a csatorna mentén és a hűtő mellett sófelhalmozódás és szikesedés tapasztalható a szikkadó termálvíz hatására
- összefüggés mutatható ki a hűtő menti szelvény sóprofilja és a szikkadó termálvíz határértéket meghaladó összes só értéke között
- a termálvízből ionok migrálnak a talajvízbe, jelentős a Na<sup>+</sup> hatása
- a hűtő menti szelvény szikesedését mutató Na<sub>s</sub>% értékek egy nagyságrenddel nagyobbak, mint a kontroll területen mért Na<sub>s</sub>% értékek
- a hűtőtől 40 m-re elhelyezkedő szelvényben már nem jelentkezik a szikesítő hatás, tehát a folyamat határa a hűtőtől számított 10-40 m közé tehető, lokálisnak tekinthető

Összevetve a szelvények jellegzetességeit, megállapítható, hogy:

- tendenciáit tekintve a sóprofil és a Na<sub>s</sub>% tekintetében a szelvények igen hasonló képet mutatnak, a felhalmozódási szintek a B-szintre tehető
- mindkét esetben kilúgozás figyelhető meg a szelvények felső 20 cm-ében
- A Na<sup>+</sup> szerepe azonban eltérő, míg a másodlagos szikesedésben meghatározó szerepet játszik, a természetes szikesben inkább a Ca<sup>2+</sup> a domináns, ennek következtében a szentesi szelvény Na<sub>s</sub>% értékei nagyobbak

## Jelmagyarázat

(1) Na%: A szikesítő hatás szempontjából jellemzi a vizeket. A Na<sup>+</sup> többi kicserélhető kationhoz viszonyított részarányát fejezi ki. Kiszámítása:  $Na \% = (c_{Na} / (c_{Ca} + c_{Mg} + c_{Na} + c_{K})) * 100$

(2) Na<sub>s</sub>%: A Na<sup>+</sup> -mint kicserélhető bázis- mennyisége az S-érték %-ában. Kiszámítása:

$$Na_s \% = (Na \text{ (mgeé/100g)} / S\text{-érték (mgeé/100 g)}) * 100$$

Tulajdonképpen az S-érték Na<sup>+</sup>-ra vonatkoztatott értékét adja meg, így jellemzi a szikesedést.

### Irodalom

- ÁRPÁSI M. (2003) Geothermal development in Hungary –country update report 2000-2002 Study for the Hungarian Geothermal Association, Budapest
- BALOG K. (2007) Diplomamunka, A használt hévíz elszikkasztás talajtani közegre gyakorolt hatásai (Esettanulmány egy szentesi termálkertészet példáján), Szeged SZMEKTIT BT.: 2003-2007, Talajtani szakvélemények, Szeged
- PETŐ V. (2008) Diplomamunka, Talajok vörös könyve: védelemre érdemes tipikus talajszelvények feltárása és dokumentálása a Körös-Maros Nemzeti Park területén, Szeged
- SZANYI J. (2004) Magyarország geotermikus adottságai, Magyar Geológiai Szolgálat Délalföldi Területi Hivatal számára készült tanulmány
- 28/2004 KvVM rendelet a vízszennyező anyagok kibocsátásaira vonatkozó határértékekről és alkalmazásuk egyes szabályairól
- 9/2002 KöM-KöVIM együttes rendelet és annak 219/2004 módosítása a felszíni vízi környezetbe közvetlenül bevezetett szennyvizek országos területi kibocsátási határértékei és a vízminőség-védelmi területi kategóriák
- 10/2000 KöM-EÜM-FVM-KHVM együttes rendelet a felszín alatti víz és a földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékekről

Fekete Zsombor<sup>1</sup>

## A TDS és a fajlagos vezetőképesség összefüggése a bálványosfürdői ásványvizekben

### 1. Bevezetés

A természetes vizek oldott anyag tartalmának (TDS) meghatározására több módszer létezik. Közvetlen módszerekkel, gravimetrikusan vagy teljes kémiai elemzés alapján pontos eredmények érhetők el, viszont időigényesek és költségesek. A víz fajlagos vezetőképességéből származtatva jó megközelítéssel határozható meg a TDS. Ez a módszer gyors és alkalmazható terepen is.

Sok ásványvíz definíció támaszkodik a TDS-re. Ezek közül legelterjedtebb az 1000 mg/l-es határérték (PÁL, Z. et al. 2007). A fogyaszthatóság szempontjából szintén fontos tényező a vízben oldott anyagok koncentrációja. A Székelyföldi Ásványvíz Kataszter szakkollégiumi csoport munkája során a TDS meghatározása a fajlagos vezetőképesség mérése alapján történik. A pontosabb eredmények érdekében vált szükségessé a TDS és a vezetőképesség összefüggésének tisztázása.

A tiszta víz vezetőképessége század-tized  $\mu\text{S}/\text{cm}$  nagyságrendű. Ha a vízben oldott ionok vannak jelen, ezek koncentrációjának növekedésével nő a vezetőképessége is. Szűkebb TDS intervallumban a TDS és a vezetőképesség (EC) között a következő lineáris kapcsolat áll fent:  $\text{TDS (mg/l)} = k \cdot \text{EC (}\mu\text{S/cm)}$ . A  $k$  együttható értéke különböző összetételű természetes vizeknél 0,54 és 0,96 közé esik, de leggyakrabban a 0,55 és 0,75 közötti érték fordul elő (HEM, J. D. 1985). ATEKWANA, E. A. et al. (2004) ezt az intervallumot 0,55 és 0,8 közöttinek tekinti. MONIQUE VAN DER AA (2003) szerint az ásványvizekre a 0,65 érték a legjellemzőbb.

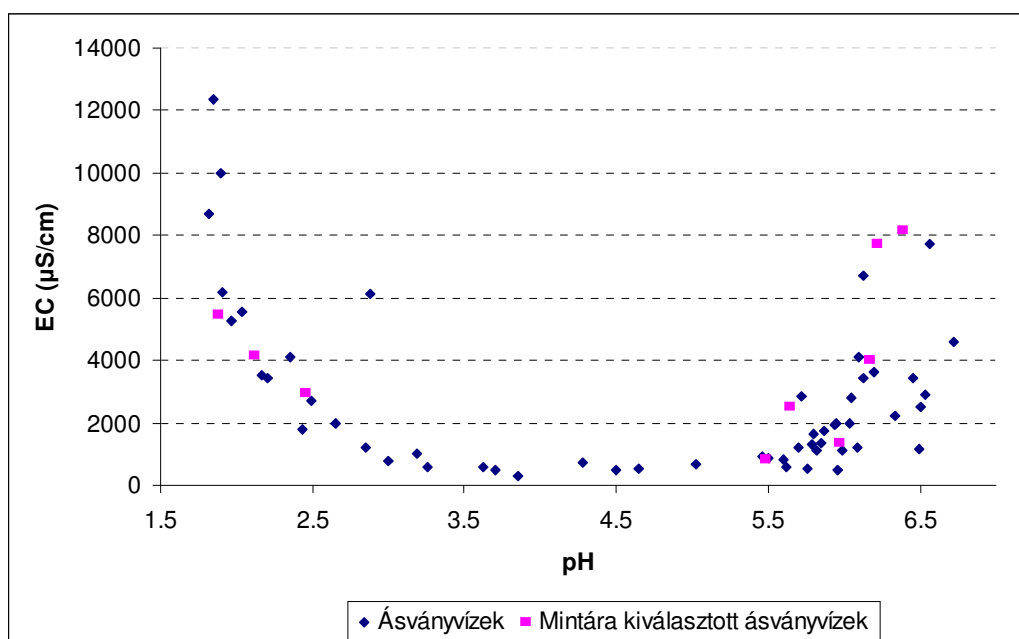
A tanulmány célja a  $k$  együttható értékének gravimetrikus módszerrel történő meghatározása és változásának vizsgálata volt a bálványosfürdői ásványvizek esetében.

### 2. A mintázásra kiválasztott ásványvizek

Bálványosfürdő a Keleti Kárpátok neogén vulkáni vonulatának legfiatalabb képződményétől, a Csomádtól délkeletre, a Büdöshegy lábánál fekszik. A vulkáni kőzeteket vulkáni-üledékes, valamint effúzív andezites összetételű formációk képviselik, mely a vulkáni működés eruptív, majd pedig effúzív jellegéről tanúskodik. A vulkánizmust megelőző kőzeteket a Csalhó takaró alsó kréta flisje alkotja. Az Olt völgyével párhuzamosan fut a Csíki és a Bodoki takarópikkelyek áttolódási síkja. Ezzel párhuzamosan, keletebbre fut a Csalhó takaró és a Teleajen takaró áttolódási síkja (SÄNDULESCU, M., 1984). A kettő között, a Csalhó takaró Bodoki takarópikkelyén fekszik Bálványosfürdő. Az Ásványvíz-előfordulások, egy pár kivételtől eltekintve, kizárólag a flisben találhatók.

Az ásványvizek kiválasztásához a Székelyföldi Ásványvíz Kataszter adatait használtuk (vezetőképesség és pH) (1. ábra). Kilenc ásványvízből 2-2 liter mintát vettünk.

<sup>1</sup> Fekete Zsombor Babes-Bolyai Tudományegyetem, Kolozsvár E-mail zsombor86@yahoo.com



1. ábra

### 3. Munkamódszer, eszközök

A gravimetrikus módszer során a vízmintából adott mennyiséget elpárologtatva, majd a maradékot teljesen kiszárítva és tömegét lemérve lehet meghatározni az oldott anyag tartalmát. A párologtatás 100 ml-es Berzelius poharakban, homokágyon történt. A homok hőmérséklete 130°C, fölötte a levegő 80°C körül volt. Az 1. táblázat tartalmazza a mintákból elpárologtatott víz mennyiségét. A vízminták vezetőképességét a párologtatás elkezdésekor és azután 12 óránként mértük.

A Berzelius poharak tömegének mérése Scaltec SBC 33 (felbontás 0,1 mg, hibalehetőség  $\pm 1$  mg) mérleggel, míg a vezetőképesség mérése Cyberscan CON 20 műszert használtunk.

1. táblázat

Vízminta szám	Párologtatott vízmennyiség (ml)	TDS (mg/l)	EC ( $\mu$ S/cm)	k	$k_M^*$
1	600	825	1334	0,62	0,62
2	700	462	787	0,59	0,65
3	650	911	1748	0,52	0,62
4	425	8272	12213	0,68	-
5	500	5108	7903	0,65	-
6	550	1595	2738	0,58	0,59
7	600	984	4308	0,23	0,59
8	550	979	3313	0,30	0,59
9	600	2519	4277	0,59	0,59

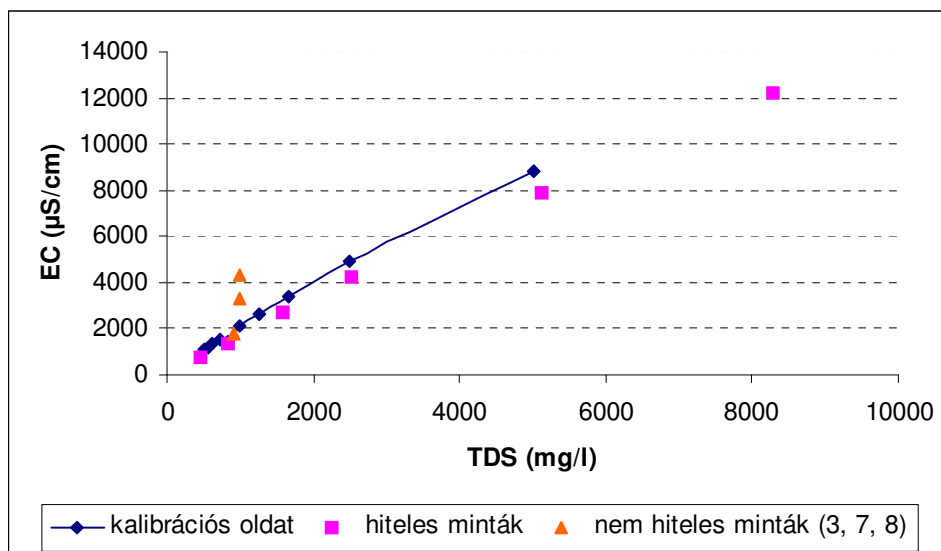
\*  $k_M$  - McNeil

#### 4. Eredmények

Az ásványvizek vezetőképesség és oldott anyag tartalom méréseinek átlagát, valamint az ezekből meghatározott  $k$  együtthatót a 1. táblázat tartalmazza. Három Berzelius pohár alján (a 3-as, 7-es és 8-as) valószínűleg szerves eredetű fekete lerakódás jelent meg, miután a víz elpárolgott. A 7-es és 8-as minta a táblázatban szereplő alacsony  $k$  értékek alapján is kitűnik a többi közül. Az említett három minta párolgás utáni maradékának a lemérésénél is gondok adódtak. A levegő páratartalma gyorsan átítatta a maradékot, így a tömegük nőtt. Mindhárom minta felszíni üregben felgyűlő ásványvízből származik, a rajtuk mért értékeket nem tekintjük hitelesnek.

A megmaradt 6 mintára meghatározott együtthatók még így is nagy szórást mutatnak. Ezeket összehasonlítva a MCNEIL, V. H. et al. (2000) által 34000 mintából meghatározott átlagértékekkel, egyes esetekben nagyon jó egyezéseket találunk.

A mérések után készült egy kalibrációs oldat, mely 500 mg konyhasót tartalmaz feloldva 100 ml desztillált vízben. Az oldatot hígítva 100 ml-enként mértük a vezetőképességét. A mintákon mért TDS értékek kicsit alacsonyabbak, mint az kalibrációs görbe által megjósolható lenne (2. ábra). Az eltérés, a vízben lévő más ionokkal magyarázható. A Na ionokon kívül, mely a mért vizek elektromos vezetőképességének jelentős hányadát képezi, más ionok is hozzájárulnak az teljes vezetőképességhez



2. ábra

#### 5. Összefoglalás

Az ásványosfürdői ásványvizek vezetőképességének és oldottanyag tartalmának kapcsolatát meghatározó  $k$  együttható a mérések után nagy szórást mutat. Nem lehetséges egy egységes  $k$  faktor meghatározása, viszont a MCNEIL, V. H. et al. (2000) által összeállított táblázatban szereplő értékeket használva jó közelítéssel meghatározható a TDS a vezetőképességéből.

### Irodalom

- ATEKWANA, E. A. – ATEKWANA, E. A. – ROWE, R. S. – WERKEMA JR. D. D. – LEGALL, F. D. (2004) The Relationship of total dissolved solids measurements to bulk electrical conductivity in an aquifer contaminated with hydrocarbon. *Journal of Applied Geophysics* 56, pp 281-294.
- HEM, J. D. (1985) Study and interpretation of the chemical characteristics of natural waters, 3rd edn. US Government Printing Office, Washington, DC, pp 66-69.
- VAN DER AA, M. (2003) Classification of mineral water types and comparison with drinking water standards. *Environmental Geology* 44, Springer-Verlag, pp 554-563.
- MCNEIL, V. H. – COX, M. E. (2000) Relationship between conductivity and analysed composition in a large set of natural surface-water samples, Queensland, Australia. *Environmental Geology* 39, Springer-Verlag, pp 1325-1333.
- PÁL, Z. – KIS, B. – SZÁSZ, Á. – CZELLE CZ, B. – DÁNIEL, M. – SZÉKELY, B. – FEKETE, ZS. (2007) Ásványvíz meghatározások erdővidéki források tükreben, *Alkoholmentes italok 2007/3*, Méte kiadó, Budapest, pp 40-45.
- SĂNDULESCU, M. (1984) *Geotectonica României*. Ed. Tehnică, București, pp 336.

*Kis Boglárka*<sup>1</sup> – *Székely Borbála*<sup>2</sup>

## **Geológiai és meteorológiai determináltság vizsgálata- erdővidéki ásványvíz-előfordulások példája**

### **Abstract**

The main purpose of the present study lies in analysing the potential coherences between the runoff of the mineralwater-springs of Erdővidék and the prevailing meteorological factors in conjunction with the geological factors of the region. In order to support the presumption that there is strong connection between these we had performed a series of seasonal measurements and had consulted the meteorological data and also a set of geological studies in reference to Erdővidék. We deduced the conclusion that we need some more researches regarding this problem to clearly prove the truth value of our presumption.

### **1. Bevezetés**

A kolozsvári Babeş-Bolyai Tudományegyetem Földrajz Kara és a Cholnoky Jenő Szakkollégium keretén belül működő kutatócsoportunk 2006 tavaszán elindította a Székelyföldi Ásványvíz Kataszter projektet, amelyben többváltozós lekérdezést lehetővé tevő adatbázist szándékszik készíteni Székelyföld ásványvíz-előfordulásairól. A projekt számos módszert foglal magában, a szakirodalmi dokumentáció valamint terepi kiszállásoktól az adatok feldolgozásáig.

Ezen projekt keretén belül mára már több régiót vizsgálunk nagyobb rendszerességgel, amelyek során összefüggéseket próbálunk keresni az ásványvizek és környezetük között.

Jelen dolgozatunkban az erdővidéki Barót- és Kormos-patak vízgyűjtőjében fellelhető ásványvíz-előfordulások évszakos felmérésére fektetjük a hangsúlyt. Munkánk során évszakonkénti gyakorisággal fizikai és kémiai paramétereket mérünk az egyes ásványvizekben. Méréseink során arra kívántunk választ kapni, hogy az évszakok változása befolyásolja-e - és ha igen, akkor milyen mértékben - a különböző paraméterek alakulását, valamint milyen hatással van ugyanezen paraméterek változására a geológiai szerkezet, amelyből az adott előfordulások a felszínre törnek. Feltételezéseink szerint mind az évszakok változása mind pedig a geológiai szerkezet nagy befolyással bír ebből a szempontból. Méréseink által ezen feltételezések valóságalapját igyekeztünk megtalálni, felkutatni.

### **2. Módszerek**

A terepi bejárások során az ásványvíz-előfordulásokat több szempontból vizsgáljuk. Minden esetben több paramétert mérünk: elektromos vezetőképességet, összoldottanyag-tartalmat, oldott oxigént, pH-t, vízhozamot, hőmérsékletet, légnyomást. Figyelembe vesszük az ásványvizek geológiai-geomorfológiai viszonyait, valamint szerves és szervetlen szennyezők jelenlétét illetve mennyiségét is igyekszünk felmérni. Mivel a kapott adatokat

<sup>1</sup> **Kis Boglárka** Babeş-Bolyai Tudományegyetem, Földrajz Kar, Kolozsvár E-mail hawcki@yahoo.com

<sup>2</sup> **Székely Borbála** Babeş-Bolyai Tudományegyetem, Földrajz Kar, Kolozsvár E-mail szekely\_borbala@yahoo.com

térképen is ábrázolni kívánjuk, minden ásványvíz-előfordulás esetében rögzítjük az adott előfordulá koordinátáit is.

Műszerparkunk részét képezik különböző fizikai paraméterek mérésére alkalmas eszközök, mint például vízhőmérő, mérőszalag és egyéb vízhozam méréséhez szükséges eszközök, egy Merk Rqflex plus 10 reflektométer és egy Thermo hordozható elektródás multiparaméter mérő. A koordináták rögzítéséhez Garmin GPS Map 60 terepi helyzet-meghatározókat használunk. A felsorolt mérések lebonyolítása mellett a helyszínen a környezeti állapotok regisztrálására szintén nagy hangsúlyt fektetünk (forma, kiépítettség, gondozottság stb), amelyeket az általunk kidolgozott kódrendszer alapján írunk le. A kapott adatokat egy szintén általunk kidolgozott komplex adatlapon rögzítjük.

Az adatok a Excel adatbázisba kerülnek, amely későbbi egyszerű és gyors visszakereshetőséget biztosít, és különböző adatfeldolgozási módokra nyújt lehetőséget a fiziko-kémiai paraméterek és a geológiai szerkezet, valamint a jelzett paraméterek és az évszakos változások között. Az adatok térképi megjelenítésében segítségünkre van több térinformatikai program is.

### 3. A kutatott terület földtani ismertetője

Vizsgált területünk a Baróti-medence, amely Kovászna megye ÉNy-i részén található, a Barót-patak és a Kormos-patak völgyében. Határait K-en a Baróti-hegység, É-on a Dél-Hargita, Ny-on a Persány-hegység képezi, magassága 475-650 m között váltakozik. A medence viszonylag fiatal keletkezésű, kora körülbelül 5-5,4 millió év.

A medence aljzata túlnyomórészt a Belső-kárpáti flisövezet Csalhó-takarójának antiklinális-szinklinális redőkbe gyűrt, erodált és tagolt felszínű, kréta kori egysége.

A mai arculat a plio-pleisztocénben lezajlott kéregmozgások során alakult ki.(SAVU M. 1981, 1984, PELTZ S. 1971). A kréta-kori flisre települt rá a körülbelül 500 m vastagságú, három rétegcsoportot alkotó piroklasztit-összlet. A három réteg három elkülönülő vulkáni tevékenységre utal, amelyek a Keleti-Kárpátok belső vonulatában lezajlott mészkalkáli vulkáni tevékenység befejező szakaszát képviselik (LÁSZLÓ A. et al. 1997a).

Az alsó vulkáni szint az Észak-Hargita-Lucs szerkezet vulkanitjainak egyidejű és utólagos áthalmazódása az alsó pliocénben. Anyagának túlnyomó részét andezites agglomerátum illetve durva- és közepes szemcseméretű lapillitufa alkotja. Az áthalmazódások valószínűleg az ingadozó hozamú patakoknak köszönhetők.

A középső vulkáni összlet anyaga a Kakukk-hegy-Tirkó-Mitács-Piliske centrumok működéséből származik és a felső pliocén idejére tehető. Egy finomszemcséjű tufa, agyagos tufa képezi a réteg egyharmadát, amire durvább szemcséjű lapillitufa és agglomerátum települt a heves explóziós tevékenység következtében (LÁSZLÓ A. et al. 1997a).

A felső vulkáni szint pleisztocén korú és a Piliske-Csomád piroklasztjai alkotják, amelyek vegyes összetételűek és 50-90 m vastagságot is elérhetnek.

Az alsó és felső rétegek lerakódása fluvioklasztikus környezetben történt. Az alsó rétegsor egy transzgresszió bevezető fázisa édesvízű tavakkal, a felső rétegsor a regressziót követő állapotban alakult, fokozatosan kiédesedő vízű maradványtavakkal (LÁSZLÓ A. et al. 1997c, LITEANU E. et al.1962).

Közettanilag a medence kréta kori egysége márgákból, mészkőből, durva homokkőből épül fel, a negyedkori vulkáni rétegek andezitekből, andezit agglomerátumokból, vulkáni tufákból, piroklasztitokból áll, valamint a tavi környezetre utaló diatomitok is megtalálhatóak (GHERORGHU C. 1956).

A Kárpátok fő szerkezeti irányvonalával kialakult egy É-D-i irányú vetőrendszer, amit egy ÉK-DNy-i irányú, a Dél-Hargitára merőlegesen elhelyezkedő vetőrendszer harántol. A Baróti-



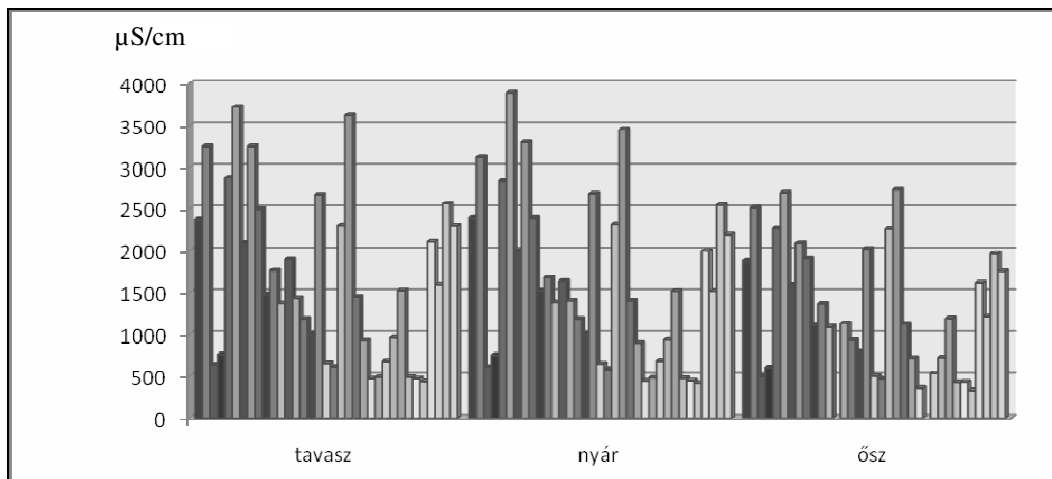
medence déli részén húzódik egy K-Ny irányú krusztális vetőrendszer. E három vetőrendszer mozgása behatárolja a medence süllyedési területeit. (LÁSZLÓ A. et al. 1997b)

A törésrendszerek mentén intenzív vulkáni utóműködés nyomai észlelhetők. A fiatalabb, hidogeológiai szempontból aktív szerkezeti vonalak mentén kialakult hóáramlás huzamos ideig működött hozzájárulva a ma is aktív gázáramlások és szénsavas ásványvizek felszínre kerüléséhez. Az ásványvíz előfordulások jelzik a medence szubvulkáni aktivitását, illetve a területeit, töréses öveit.

#### 4. Eredmények

Terepi kiszállásaink során az elektromos vezetőképesség vizsgálatát fontosnak tartjuk. A 20 °C-on mért elektromos vezetőképesség alapja, hogy a víz vezetőképességét az abban oldott sók ionjai adják. A mérés függ az ionok fajtájától, a víz hőmérsékletétől, az oldat viszkozitásától és az ionkoncentrációtól. Az ionkoncentráció pedig a TDS értékkel arányos. Pontos eredményt csak azonos oldattípusok esetén kaphatunk, ezért a TDS értéket jelző műszereket mindig kalibrálni kell. (MAKRAY I. 2006) Jelen dolgozatunkban a TDS értékekkel nem foglalkozunk, mivel az elektromos vezetőképesség adatokat megfelelően találjuk összefüggések keresésére.

Az elektromos vezetőképességet évszakos gyakorisággal 35 ásványvíz előfordulásnál mértük, amelyek a Kormos- és Barót-patakok vízgyűjtőjébe tartoznak. Az ásványvizek természetes források valamint mesterséges geológiai, illetve hidogeológiai fúrásokban törnek a felszínre, tények, amelyeket igyekeztünk külön kategóriákba sorolni az esetleges rossz értelmezések elkerülése végett. Földtani szempontból a vizek rendkívül változatosak, így több csoportot elkülöníthetünk: kréta kori mészkő, andezit, andezit-agglomerátumok valamint negyedkori üledékekből feltörő ásványvizek. Ezeknek megfelelően az elektromos vezetőképesség különbözőképpen alakult. Ugyanakkor a vezetőképesség évszakonként is eltérő értékeket mutatott, amit az 1. ábra valamint a 2. ábrán vázoltunk.

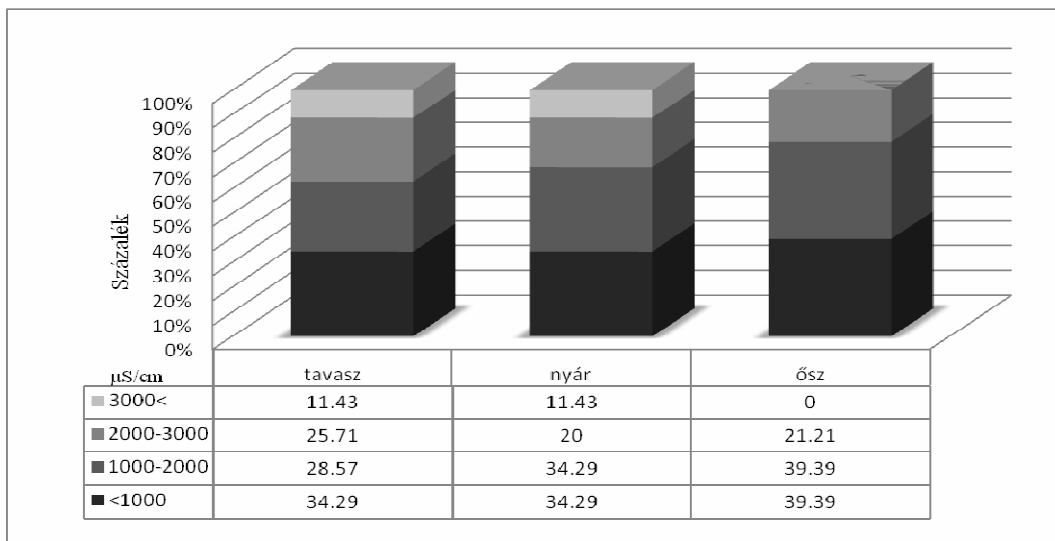


1. ábra. Az elektromos vezetőképesség évszakonkénti megoszlása

Tavasszal az elektromos vezetőképesség különösen néhány előfordulásnál igen magas értéket mutatott. A földtani változatosság mellett egyes előfordulások esetében akár 3500 μS/cm fölé is emelkedhetett. Az értékek megoszlának, egyaránt jelen vannak 1000 μS/cm körüli, 1000-1500μS/cm között mozgó, valamint ezen alatti értékek is. A pontosabb számbeli meghatározás érdekében gyakoriságot számoltunk (2. ábra), ami lehetővé teszi, hogy százalékban kifejezzünk bizonyos kategóriákat. Ezen kategóriák a 3000 μS/cm fölötti értékek

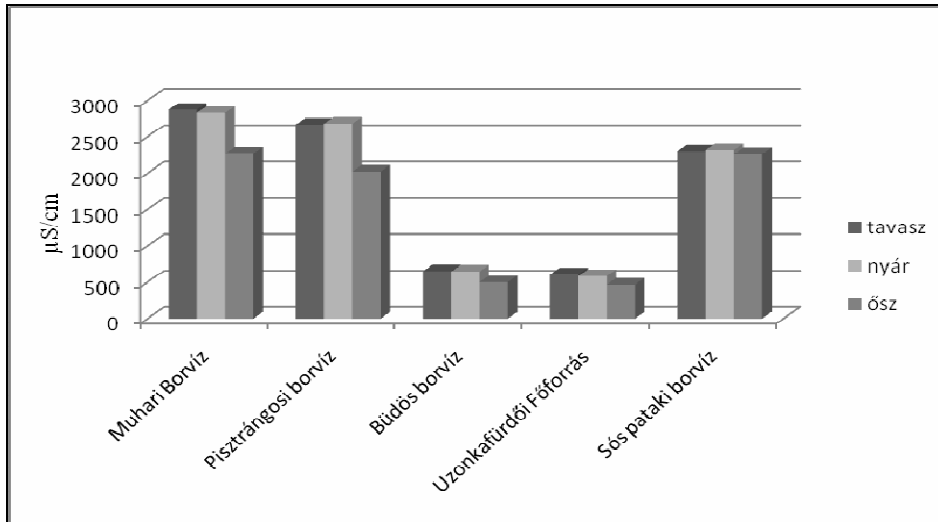
kategóriája, a 2000-3000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ -es kategória, az 1000-2000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  kategória valamint azon ásványvizek kategóriája, amelyek vezetőképessége 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  alatti értéket mutat. A tavasz mérés során, ahogy az az ábrából is kiolvasható az előfordulások 11.43 %-a esett a legfelső kategóriába, a középső kategóriák hasonló gyakoriságot mutatnak, 25.71 % valamint 28.57 %, míg a legtöbb víz a legalsó kategóriába esett.

A nyári értékek bizonyos kategóriákban eltéréseket mutattak. Így a 3000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  vezetőképességű kategóriában a százalékos gyakoriság ugyanannyi maradt, míg a 2000-3000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  kategóriába az előfordulások 20 %-a esett. Az 1000-2000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  közötti vezetőképességgel rendelkező előfordulások 34.29 %-os gyakoriságot mutattak, a legalsó kategóriába pedig szintén változatlan maradt az érték. Az őszi mérés értékei az előzőektől lényeges eltéréseket mutat. Úgy az 1. ábrán, mint a 2. ábrán látszik, hogy összességében nem mértünk 3000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  fölötti vezetőképességű ásványvíz előfordulást. Így a gyakoriság grafikonon a legfelső kategóriában 0% jelenik meg, míg az alsóbb kategóriákban, a gyakoriság értéke megnőtt, 39.39 %-ra.



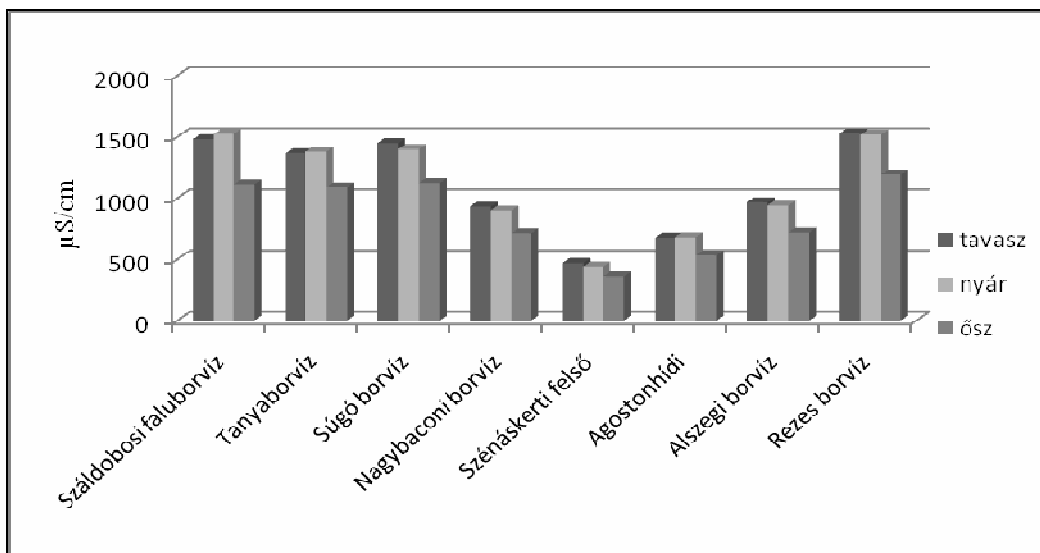
2. ábra. Elektromos vezetőképesség gyakoriság százalékban

Az értékek közötti eltérések pontosabb értelmezése végett különböző szűrési módszereket alkalmaztunk. Először külön kívántuk választani a természetes illetve mesterséges előfordulásokat, valamint elkülönítettük őket földtani eredetük szempontjából. Így külön elemzésre kerültek a kréta kori összletből, negyedkori üledékekből feltörő természetes illetve mesterséges előfordulások, valamint az andezit és andezit-agglomerátumokból feltörő ásványvizek.



3. ábra. Kréta kori összletből feltörő természetes források vezetőképességének megoszlása

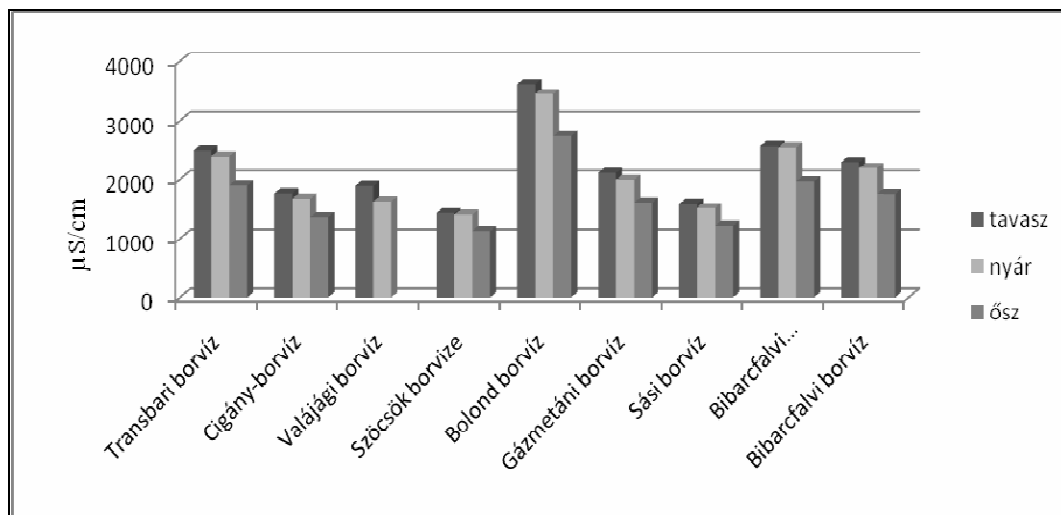
A kréta kori összlet többnyire a Barót-patak vízgyűjtőjében, az Uzonka-patak mentén bukkan fel, de kisebb foltokban is fellelhető a geológiai térképeken a Kormos-patak völgyének felső szakaszán. A 3. ábra értelmében ezek a vizek természetes források, vezetőképességük igen nagy értékeket mutat, három közülük meghaladja a 2000 µS/cm vezetőképességet is. Az évszakos változások kismértékben befolyásolták a vezetőképesség alakulását. Külön kiemelendő e kategóriában a Pisztrángosi-forrás, amely nagy vezetőképességgel rendelkezik és több méter magasságú travertinkúpot épített ki lefolyása mentén.



4. ábra. Negyedkori üledékekből feltörő természetes előfordulások vezetőképességének megoszlása

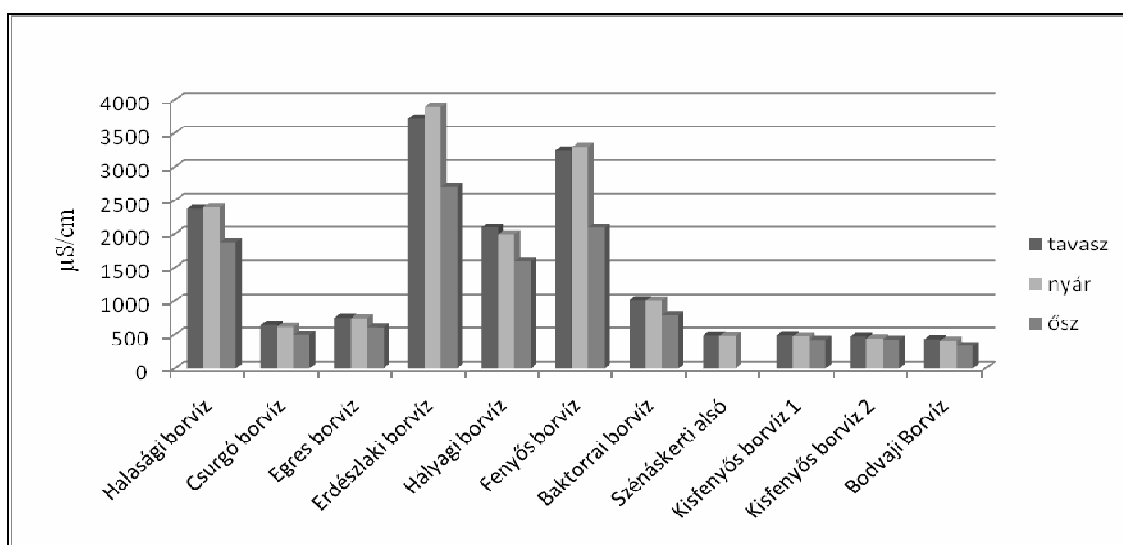
Továbbá a negyedkori üledékekből feltörő ásványvizet vizsgáljuk. A természetes források vezetőképessége viszonylag alacsony a kréta kori összletből előbukkanó vizekével szemben, 1500 µS/cm érték alatti, évszakos változások szempontjából a nyári értékek többnyire megegyeznek a tavasz értékekkel, míg az őszi értékek jelentősen eltérnek az előzőektől. Ugyanez elmondható a mesterséges előfordulásokra is, a vezetőképesség azonban sok helyt megközelíti a 2000 µS/cm értéket, és akár 3000 µS/cm fölé is emelkedhet. Ezen

előfordulások a völgyek középső szakaszán találhatóak a patakok mentén és linearitásuk esetleges törésvonalakra utalhat, viszont ezek nem rajzolódnak ki a földtani térképeken. A mesterséges előfordulások esetében megjegyzendő, hogy a nincs módunkban a fúrások mélységét, a vizek eredetét egyértelműen tárgyalni, ezért kicsit óvakodunk a következtetések levonásától, és reméljük, hogy ezen hiányosságokat a jövőben kiegészítjük.



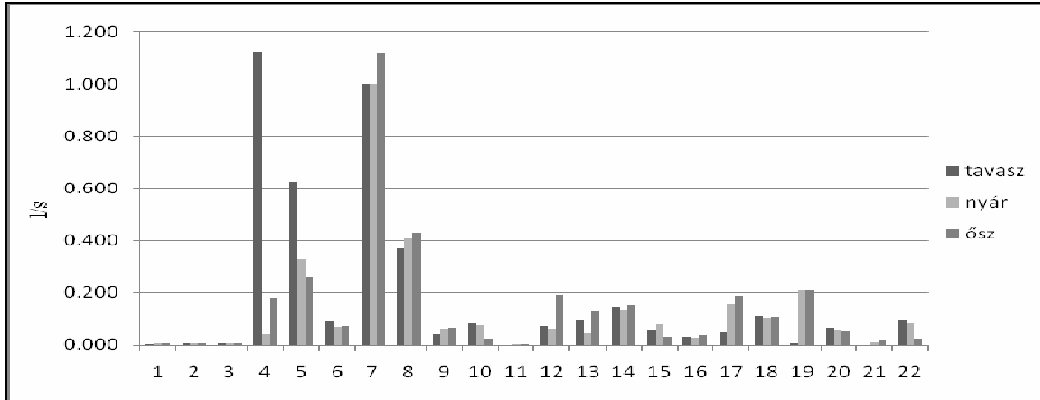
5. ábra. Negyedkori üledékekből feltörő mesterséges előfordulások vezetőképességének megoszlása

A Kormos- és Barót-patak felső szakaszán az ásványvíz előfordulások, a geológiai térkép szerint a vulkáni agglomerátumokból törnek fel és a törésvonalakkal párhuzamosak, vagy egyes esetekben a törésvonal mentén helyezkednek el. Elektromos vezetőképességük magas értéket mutat (3000-3500 µS/cm) ott, ahol a források rárajzolódnak a törésvonalakra, ahol nem ott az elektromos vezetőképességük alacsony. Két kategóriát tudunk tehát elkülöníteni, az értékek évszakos változásáról pedig elmondható, hogy a nagy vezetőképességű vizek esetében ősszel sokkal nagyobb mértékben csökkent a vezetőképesség (6. ábra).

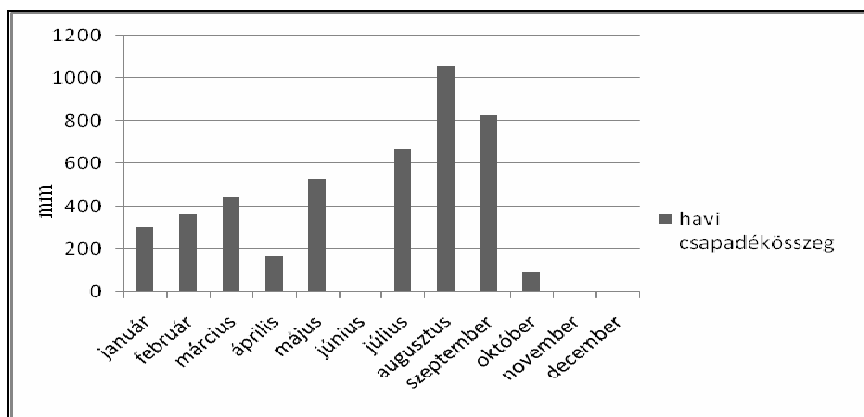


6. ábra. Andezit és andezit-agglomerátumból feltörő előfordulások vezetőképességének megoszlása

A földtani szempontú elemzést megpróbáltuk összevetni meteorológiai szempontú elemzéssel, ami esetében az előfordulások vízhozamát és a havi csapadékösszeget vizsgáltuk.



7. ábra. Vízhozamok évszakonkénti megoszlása



8. ábra. Havi csapadékösszegek

A mért vízhozamok megoszlása változó, ősszel többnyire bővizűbbek voltak a vizsgált ásványvíz-előfordulások, annak az eredetét próbáltuk kikövetkeztetni a havi csapadékösszegekből. Adataink hiányosak, de feltételezhetjük, hogy az őszi vízhozamok azért lehettek magasabbak, mert augusztus-szeptember folyamán nagy esőzések voltak. A tavaszi és nyári értékek sem vízhozam szempontjából sem össz-csapadékmennyiség szempontjából nem mutatnak kimagasló, vagy különösebben figyelemre méltó értéket.

## 5. Következtetések

Földtani és meteorológiai szempontú vizsgálatunk után a vizek determináltságának lehetősége részben vált világossá. A teljesség igénye nélkül elmondhatjuk, hogy földtanilag, a különböző ásványvíz-előfordulások különbözőképpen viselkedtek, eredetük függvényében, ezt a kőzetek eltérő tulajdonságainak tudhatjuk be, meteorológiai szempontból pedig valószínűnek tartjuk, hogy az ásványvizekben később jelentkeznek a csapadék eredményei, mint pl. a talajvizekben. Adataink sajnos mennyiségileg nem elegendők egyértelmű következtetések levonásához, ezért feladatunknak tartjuk nyitva hagyni a feltevésünket és a jövőben nagyobb gyakoriságú méréseket végezni a kutatott területen.

### Irodalom

- LÁSZLÓ, A. – KOZÁK, M. – PÜSPÖKI, Z. (1997a) Szerkezeti vulkanológiai és magmás közettani vizsgálatok a Baróti-medence keleti részén. Cercetări structurale, vulcanologice și petrografice asupra magmatitelor pliocene din zona estică a Bazinului Baraolt. ACTA – 1996, p. 17-32, Sf. Gheorghe.
- LÁSZLÓ, A. – DÉNES, I. (1997b) Elemente structural-tectonice pentru un model evolutiv în zona bazinului Baraolt. ACTA – 1996, p. 1-16, Sf. Gheorghe.
- LÁSZLÓ, A. – KOZÁK, M. – PETŐ A. K. (1997c) Korrelatív eseménytörténeti rekonstrukció a Baróti-medence és a DNY-Hargita pontusi-pleisztocén vulkáni-vulkanoszediment képződményei alapján. Muzeul Național Secuiesc, p. 9-20, Sf. Gheorghe
- PELTZ, S. (1971). Contribuții la cunoașterea formațiunii vulcanogen-sedimentare pleistocene din sudul munților Harghita și nord-estul bazinului Baraolt. D. S. Inst. Geol. Geogr. vol. LVII/5, p. 173-189, București
- SAVU, M. GH. (1984) Studiul geologic al regiunii cuprinse între localitățile Fălia-Vîrghiș-Baraolt-Aita Mare-Malnaș Băi-Bicsad-Herculian, cu privire specială asupra depozitelor de lignit. Teza de doctorat. Fac. Geol. Geogr. Univ. București.
- SAVU, M. GH. (1981) Grupul lacustru – vulcanogen de Baraolt, D. S. Inst. Geol., LXVI (1979)/4., 213-226, București.
- MAKRAY I. (2006) A víz sótartalom mérés jelentősége, Magyar Hidrológiai Társaság, XXXIV Országos Vándorgyűlés, Pécs
- GHEORGHIDU C. (1956) Relațiile dintre sedimentele terțiare și eruptivul Harghita, Comitetul Geologic, Dari de seama ale Sedimentelor
- LITEANU E. – MIHAILA, N. – BANDRABUR, T. Contribuții la studiul stratigrafiei cuaternarului din Bazinul Mijlociu al Oltului (Bazinul Baraolt)

Dr. Wanek Ferenc<sup>1</sup> – Poszet Szilárd<sup>2</sup>

**A Kis-Szamos és a Nádas-völgye közötti dombok földtani felépítéséből és morfológiájából adódó lejtőveszélyeztetettség Kolozsvár területén (a Fellegvár és a Török-vágás között)**

**Abstract**

It is risky to raise buildings on a slope! Everybody knows this, yet, in the case of the city of Kolozsvár, we think it necessary to direct attention with the help of a series of detailed studies to the role of the processes endangering the stability of hillside territories.

50% of the city and its surroundings is situated on slopes, whose dip angle is between 6-32. The greatest danger to these surfaces present the slope processes. We intend to study step by step, very closely, the unique geomorphological units of the city. Our first approach will be the Citadella hillside which has already gained an unfavourable fame because of its slope processes.

From a geological point of view this part of Kolozsvár is an exciting territory, because here we find a stratum of deposit from the lower Eocen – middle Miocen period. The stratum of deposit formed at the studied territory is of a very varied origin and lithological composition. From our point of view the most important ones are the strata of minerals containing clay.

Our target is to gather together the sources of risks which have already been known, to study the way of formation of the morphology of the strata rich in clay minerals, and to see how the geology and the historically formed morphology together influence present-day slope processes.

Kolozsvár földrajzi helyzete, kereskedelmi-gazdasági szempontból kedvező feltételeket biztosít a város nagyon gyors és lendületes fejlődéséhez. Ellenben a természeti (elsősorban litológiai-morfológiai) feltételek nagymértékben korlátozzák a város térbeli terjeszkedésének lehetőségeit. A város az idők folyamán túlnőtte magát. Azok a térszínek, amelyek viszonylag kockázatmentesen rendelkezésünkre álltak (árterületek, teraszok) már szinte maximálisan hasznosítva vannak, következésképpen a lejtős felszínek bevonásával igyekeznek újabb felületekre szert tenni. A lejtőkön való építkezés technológiai olyan mértékben kifejlődtek, amilyenre a múltban nem is gondolhattak így a nagyobb dőlésszögű felszínek is beépülnek. Már csak az a kérdés, hogy ez milyen kockázattal jár.

Ebből kifolyólag egyre nagyobb jelentőségűvé válik komplex környezeti hatásvizsgálatok elkészítése, amelyek minőségi szempontból tárgyalják és meghatározzák a jelenlegi domborzati formákat és azok állapotát. A különböző létesítmények tervezésekor nem elégséges, csak az alapozás közvetlen feltételeinek technikai minősítése, hanem figyelembe kell venni a környezet földtanát és geomorfológiáját is.

Ezért kezdtük el korábban már a város területének geológiai–geomorfológiai veszélyeztetettségének tanulmányozását (WANÉK F. – KORÓDI E. 2004, WANÉK F. – KORÓDI E. – GYAPAY Sz. 2007).

Az általunk e dolgozat témájaként kiválasztott terület az ember számára veszélyes lejtőfolyamatait a tudomány régóta ismeri, és foglalkozik is vele. Így KOCH Antal (1894: 331 o.) már a XIX. század végén felhívta a figyelmet, a Fellegvári „rétegeknek” a Sánc-alján

<sup>1</sup> Dr. Wanek Ferenc *Sapientia – Erdélyi Magyar Tudományegyetem, Kolozsvár*

<sup>2</sup> Poszet Szilárd *Sapientia – Erdélyi Magyar Tudományegyetem, Kolozsvár*

megismétlődő kőomlásaira. Egy ilyen, tragikus estről számolt be SZÁDECZKY-KARDOSS Gyula is (1918). Ugyancsak ő (1935) a Rosetti-utca környékének fosszilis és jelenkori suvadásait jelezte. A Fellegvári Homokkő Formáció alatt fekvő Danki és Mojgrádi Formációk heves csuszamlásáról XÁNTUS János (1942) számolt be. A Török-vágás földcsuszamlás-veszélyeztetettségéről MÉSZÁROS, N. és társai (1976) tettek említést. A Nadas–Kis-Szamos közti dombor általunk választott területe csuszamlásainak fő veszélyforrását – joggal – TREIBER J. – TÖVISSI I. – CÖRMÖŞ, D. (1973) és TÖVISSI J. (1989) a régebb egységesen tárgyalt „Forgácskúti rétegek” (stratele de Ticu) (ma Mojgrádi és Danki Formációk), agyagásvány-tartalmában keresték. Ezeknek az adatoknak megfelelően, ma kivétel nélkül, minden értékelés veszélyeztetett zónának tünteti fel a vizsgált terület lejtőit, az építkezések szemszögéből (CLICHICI, O. – NISTOR, P. – TÖVISSY, V. 1990; BUZILĂ, L. et al. 2002, TÖVISSINÉ LOSONCZI I. 2004, WANEK F. – KORÓDI E. – GYAPAY Sz. 2007). Ennek ellenére, a jelenkori igények szülte robbanásszerű építkezéshullám következményeként, azokat a lejtős felszíneket is beépíthetőkké igyekeznek tenni, amelyek érzékeny egyensúlyi állapotban vannak és nyilvánvaló, hogy a lejtős tömegmozgások által erőteljesen veszélyeztetettek.

A tanulmányozott terület **földtani felépítése** – amint a jelzett korábbi tanulmányok is mutatták – meghatározó a felszín fejlődésére, az itt markánsan jelentkező lejtőfolyamatokra.

A területünk felszínén jelentkező legrégebb litosztatigráfiai egység a Berédi Marga Formáció (Formațiunea Marnelor de Brebi), melynek pélites–karbonátos, parányi öslényekben rendkívül gazdag üledékei a Török-vágás DNy-i aljában voltak feltárva (KOCH A. 1894, MOISESCU, V. 1968, MÉSZÁROS, N. – CLICHICI, O. 1988, BACIU C. – FILIPESCU, S. 2002 – a továbbiakban is elsősorban e szerzők rétegtani adataira alapozunk), az utóbbi évek urbanizálódása azonban elzárta szemünk elől. E formáció márgás rétegei itt laterális fáciesváltozás révén helyettesítik a Hója Mészke Tagozatot. Az Erdélyi-medence ÉK-i részében e formáción belül húzható meg az eocén/oligocén határ.

A Berédi Marga Formációt tehát folyamatos üledékesedésben követik néhány m vastagságban, a területünkön szintén csak az említett helyen előbukkanó Mérai Formáció (Formațiunea de Mera) homokos, kőüledtűs rétegei.

E felett található, a kőüledtmentesnek mondható, a 100 m vastagságot is elérő Mojgrádi Formáció, melynek agyagos, helyileg egykor termelt homokszintekkel tagolt rétegsora okozza a terület lejtőinek nagyfokú instabilitását. Ennek magyarázata az igen magas montmorillonit-tartalom (TÖVISSI, I. 1989) keresendő, ami a kőzet hangsúlyos liofil tulajdonságát biztosítva, nedvesen, minden (természetes, vagy mesterséges) rezgőmozgás annak tixotrópiáját válthatja ki (WANEK F. – KORÓDI E. – GYAPAY Sz. 2007). E formáció a kutatott területen a legelterjedtebb, annak legnagyobb földtömegét képezi (1. ábra).

Korábban, a Mojgrádi Formációt a felette levő Danki Formációval (Formațiunea de Dâncu) együtt a Forgácskúti „rétegekbe” sorolták. Enyhén eltérő fáciesük és egy köztük talált üledékhiány indokolta a kettő elkülönítését. A Török-vágás K-i peremén lévő tanúhegy tetejére vágott recens mesterséges feltárás szerint – legalábbis itt (5. ábra) – a két összlet között folyamatos üledékesedés van. A csak néhány m vastag üledéksor litológiája nem sokban különbözik a fekvő-formációétól, mindössze vékonypados, tarkább színezetű mivolta, szárazföldi jellegű kőüledtartalma és a gyakoribb kőzetlisztes közbeékelődések miatt eltérő.

Az oligocén rétegsort itt a Fellegvári Formáció (Formațiunea de Gruia; régebben „stratele de Cetate”) zárja. A 20–25 m vastagságú, vastagpados, lumachel-jellegű lencsékkel tarkított homokkövekből álló összletet a Kis-Szamos alámosása tette omlásveszélyessé. Kis területi elterjedését az erózió, és egy, már MOISESCU, V. (1968) által jelzett KDK–NyÉNy irányú vető határolja be. A formáció tetejében, az Erzsébet út (str. Emil Racovița) felett, piciny foltban, a mi térképünkön elkülönítetlenül, az előbb említett szerző szerint a Magyarzsombori „rétegek” alsó szinttája, azaz, az Almásköblösi Formáció (Formațiunea de Cubleşu) maradványfoltja is jelen van talán, a negyedidőszaki terasz kavics-takaró alatt.

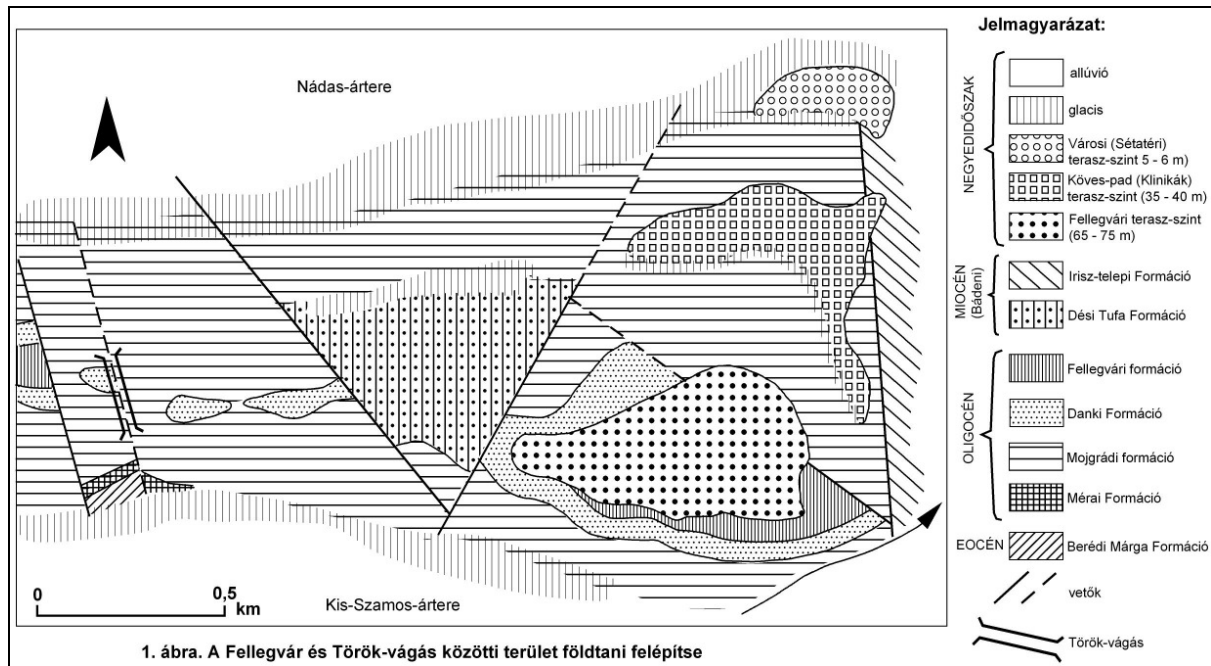


A miocén üledékhézaggal, diszkordánsan települ az oligocénre Kolozsvár város egész területén. Amíg a tárgyalt oligocén rétegsor NyÉNy–KDK csapással, ÉK-nek dől 7–8°-kal, a középső miocén transzgresszív rétegsora vízszintesen települ. A Törökvágás és a Fellegvár között csak a badeni kori Dési Tufa Formáció és a természetszerűleg folyamatosan települő Irisz-telepi Formáció képviseli – itt két teljesen független kartográfiai helyzetben, azaz elkülönült tektonikai szerkezetben.

A Dési Tufa Formáció (Formațiunea Tufului de Dej) itt két – egy alsó, 20–25 m vastag márgás, és egy 30 m vastag tufás – összlet által képviselt. Ez a formáció területünk középső zónájában, értelmezésünk szerint két vető közé csípve helyezkedik el (1. ábra). Értelmezésünket az indokolja, hogy az eddigi (folt-szerű) gerinc-elterjedés képét cáfolón, a Rosetti-utca környéki építkezések feltárásaival az alsó-badeni rétegek sokkal nagyobb vastagságát láttuk igazolva. Megállapításunk e tekintetben nem új, hisz SZÁDECZKY-KARDOSS Gy. 1935-ben már leírta a Rosetti utcában a badeni márgáknak – alig 358 m tengerszint feletti magasságban – helyben fekvő előfordulását (SZÁDECZKY K. Gy. 1935: 279 o.). Hogy a későbbi szerzők zöme nem ismerte fel a badeni képződmények itteni valós vastagságát és helyzetét – azon túl, hogy ignorálták SZÁDECZKY megfigyelését –, abban látjuk, hogy mindkét oldalon vastag lejtőtörmelék-takaró fedi a földtani valóságot. Egyébként MOISESCU, V. (1968) már jelezte a nyugati vetőt, melyet a Papfalvi-völgy vetőjének meghosszabbításában látta (véleményünk szerint: helyesen). A szintén MOISESCU, V. (1975) által, Kolozsvár vidékén azonosított vetőrendszerbe nagyon jól beilleszthető az általunk felismert, morfológiailag is jól tükrözött vetőpáros.

A szarmata legalsó szinttája a Fellegvár K-i lejtőjét meghatározó É–D irányú vető mentén, valójában takartan, ma csak fúrásból ismert forduló. 1905-ben még SZÁDECZKY Gy. felszíni feltárásban tanulmányozhatta e rétegeket (SZENTPÉTERY Zs. 1913: 72 o.). Ezek badeni korba való sorolása téves, hisz e munka egyik szerzője (WANEK F.) az 1980-as években Nicolae ȘURARU mikropaleontológiai fúrásmintáit láthatta: azok az *Anomalinoides badenensis*-robbanást, azaz, a kora-volhíniai időszakot dokumentálták. Tehát, a jelzett márgás rétegek, az Írisz-telepi Formációt (Formațiunea de Iris) képviselik.

Végül, a negyedidőszakot folyóvízi lerakódások, lejtőtörmelékek, és alárendelten: forrásmésző (SZENTPÉTERY Zs. 1913) képviselik. A Kis-Szamos és a Nádas széles ártéri síkjai mellett (melyek a bejárt területet – Ny kivételével – körülveszik) 3 (esetleg 4) teraszszint különíthető el. Ezek elsősorban területünk K-i végében, kisebb mértékben az É-i oldalon azonosíthatók. A teraszok. A 10–15 (Városi teraszszint), 35–40 (Kálvária-teraszszint) és 65–70 m (Fellegvári-teraszszint) relatív magasságúakat képviselik (esetleg a ~100 m magas Csillagvizsgáló-teraszszinthez számolható a Török-vágás és a Meteorológiai Állomás közötti, völgyközi hát; l.: POSEA Gr. 1962: 5 ábra). A teraszok részletes litológiai szelvényei, kövülettartalmuk SZENTPÉTERY Zs. (1913) és TULOGDY J. (1925) műveiben található meg.



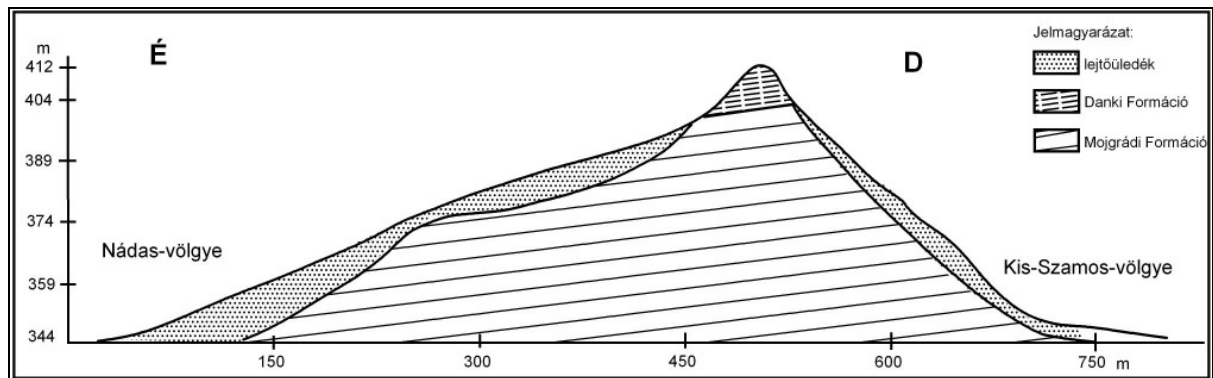
1. ábra. A fellegvár és Török-vágás közötti terület földtani felépítése

A terület geomorfológiai jellemzőit az ismertett geológiai–litológiai összetétel és szerkezet, valamint az erre ható negyedidőszaki éghajlati tényezők, vagyis, ez utóbbiak által vezérelt folyóvízi dinamika, lejtőfolyamatok, növényborítottság és antropogén hatások határozták meg.

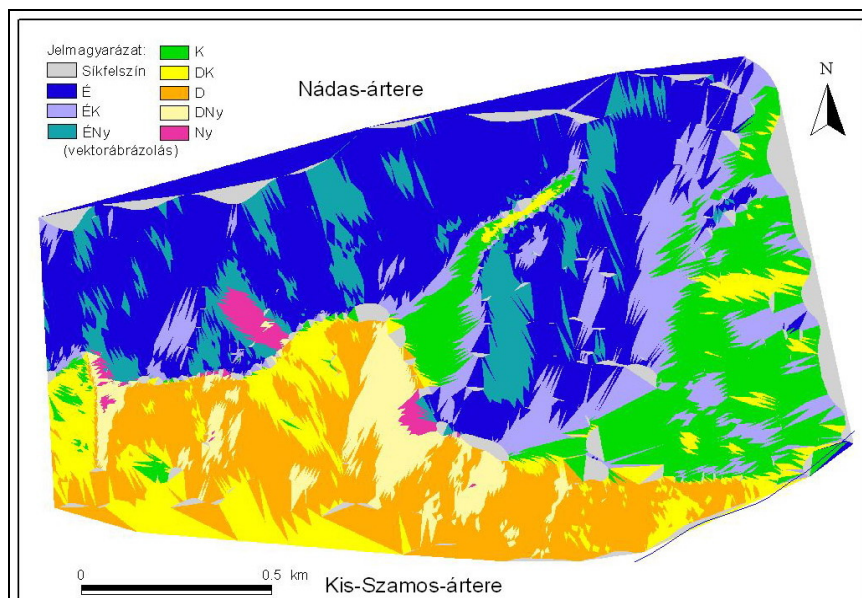
A Nádas és Kis-Szamos közötti dombvidék komplex földtani felépítése meghatározó jelleggel bírt a változatos morfológiájú felszín kialakulásában. Dolgozatunk kiemelt célja a vízválasztó gerinc K-i, záró szakaszának vizsgálata lejtőveszélyeztettség szempontjából. A követett folyamatok felméréséhez 1:5000 méretarányú topográfiai térképet használtunk alapul. Munkánkat nehezítette, hogy a 2,5 km<sup>2</sup> terület jelentős része beépített, ezeket a területeket már csak közvetett úton tudjuk minősíteni. Ezért is gondoltuk sürgetőnek ezzel a területtel folytatni tanulmányosorozatunkat, mert az teljes egészében a város belterületén található, és már csak rövid idő kérdése hogy beépüljenek az utolsó szabad felületek is; legyenek kedvezőek vagy kevésbé azok beépítés szempontjából.

A negyedidőszaki folyóvízi erózió nagyságrendjét az erózióbázis drasztikus és ismétlődő csökkenése határozta meg. A Kárpát-medence erdélyi területein ez 150–200 m-es folyóvízi bevágódást határozott meg az utolsó 1,8 millió év alatt (SAVU, AI. – MAC, I. – TUDORAN, P. 1973). Az így kialakult völgyoldalakat a lejtőfolyamatok modellálták tovább, az Erdélyi-medencében (így Kolozsvár területén is) elsősorban a negyedidőszak periglaciális körülményei közt. Az állandóan fagyott talaj időnkénti kiolvadása olyan víztöbbletet jelentett, ami a tömeges lejtőmozgásoknak az instabil lejtőkön kedvezett (GÁBRIS Gy. 2007). Az ilyen típusú lejtőtömegmozgások példatára a vizsgált terület legnagyobb része. Megállapítható, hogy a nagymélységű csúszópályával beindult mozgások az állandóan fagyott föld (permafrost) kiolvadásaihoz köthetők. Ez a folyamat az északi fekvésű oldalakon nagyobb vastagságú lejtőtörmelék-takarót, de lankásabb lejtőket, a déli kitétségekűeken vékonyabb törmelékkeplet, meredekebb lejtőszöggel hozott létre (MAC, I. – PENDEA, I. 2002) (2. és 3. ábra). A különbség oka egyrészt a hőmérsékletváltások gyakoriságában, másrészt a folyóvizek oldaleróziójának északra tolódásával magyarázható. A lejtők aszimmetriája elméletileg köthető lenne a rétegek monoklin struktúrájához is (POSEA, Gr. 1963, MORARIU, T. – MAC, I. 1967), amint azt területünköt Ny-ra érvényesnek is vehetünk, ott hol a rétegsorokat az eocén mészkőpadok tagolják. Az általunk vizsgált területen ezt a monoton

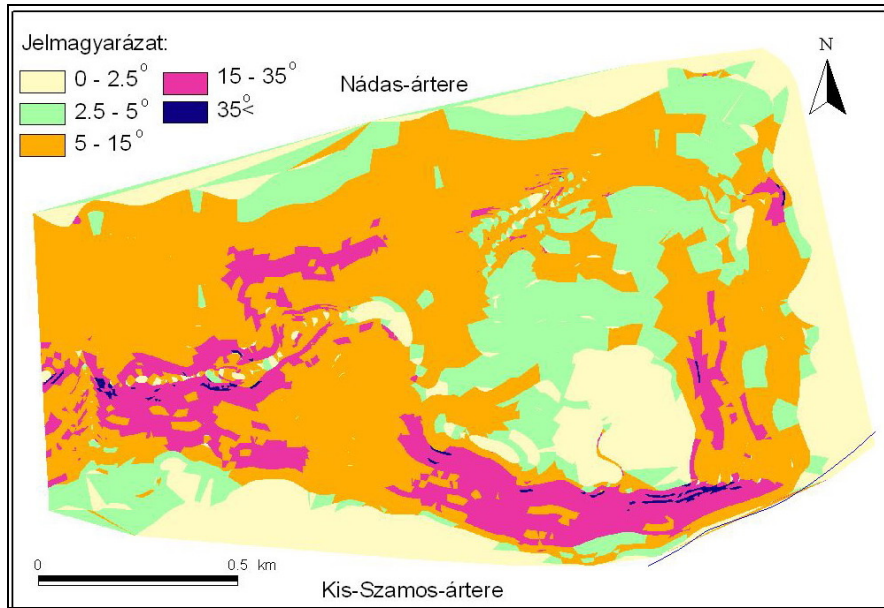
agyagos litológia, az itteni kőzetek mélyebbre ható negyedidőszaki fagyaprózódása nem engedi érvényesülni.



2. ábra. A Nádás- és Kis-Szamos-völgye közötti vízválasztó É-D irányú keresztmetszete (3-szoros magassági torzítás)



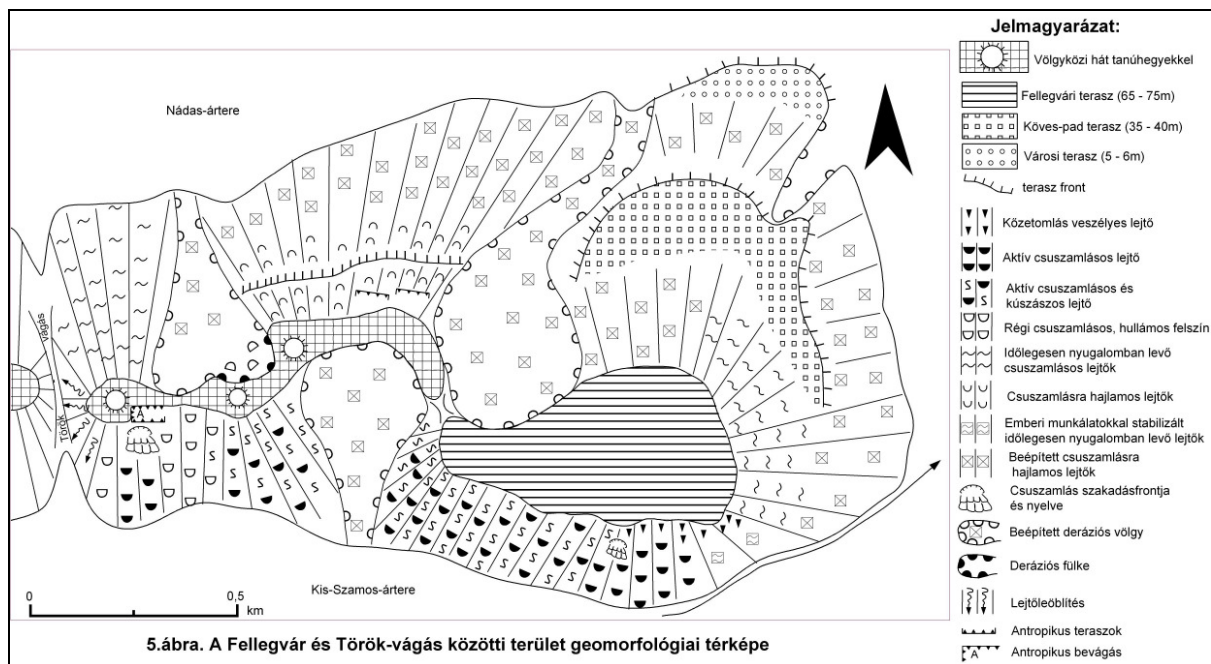
3. ábra. A fellegvár és Török-vágás közötti terület lejtőkiettségi térképe



4. ábra. A Fellegvár és Török-vágás közötti terület lejtőkategória térképe

A lejtők meredekségét lényegesen befolyásolja az oldalakat alkotó kőzet minősége, vagyis azok természetes rézsúja. Ám ez, a nagy agyagásvány-tartalommal rendelkező kőzettestek (Mojgrádi, Danki, Dési, Írisz-telepi Formációk) esetében a víztartalom függvényében lényegesen módosul, azaz időjárásfüggő. Megjegyzendő még, hogy a fagyaprózódással a korábbi diagenézis során nyert kohézióját jórészt elveszítették a lejtőtörmelék anyagát képező üledékes kőzetek, ami úgyszintén a természetes rézsú rovására történt.

Ha a területet lejtőkategóriák szerint értékeljük (4. ábra), akkor elmondható, hogy a vizsgált terület 40%-át fele-fele arányban alkotják enyhe (0–2,5°) és fokozottabb (2,5–5°) dőlésszögű lejtők. A legnagyobb része (50%) meredekebb (5–15°). A fennmaradó 10 % pedig hangsúlyosan meredek (15–35°), illetve, az adott litológiával, beépítésre teljesen alkalmatlan (35°-ot meghaladó) lejtők. Ezek területi megoszlása a fent elmondottakat fényesen igazolja.



5. ábra. A Fellegvár és Török-vágás közötti terület geomorfológiai térképe

A völgyközi dombhát térbeli lefutása szorosan köthető a korábban vázolt vetőkhöz. Ezek a szerkezeti elemek járultak hozzá a deráziós völgyek kialakulásához is (5. ábra), azáltal, hogy a fagyaprózódást és völgyképződést itt a vetőbreccsa jelenléte nagymértékben segítette.

Az emberi jelenlét a térségben megváltoztatta a holocén első részében kialakult felszíni egyensúlyt. Az eredeti növénytakaró kiirtásával, a legeltetéssel és szőlőműveléssel a leöblítéssel szemben védtelenné váltak a domboldalak. Az utak kijáráásával beindult a felszín barázdálódása, bár ezt az utóbbi évtizedek területrendezései nagyban elfedték. Az így hangsúlyossá vált Török-vágást például nagyméretű betonfal-erődítésekkel, stabilizálták.

Mint láttuk, a Nádas jobb partját alkotó lejtők északi kitettségek és menedékesebben lejtnek (2. ábra), ezért a lejtők veszélyeztetettségének a mértéke kisebb. A Kis-Szamos bal partját alkotó lejtők ellenben sokkal aktívabbak és veszélyesebbek; aktív csuszamlásos vagy régi csuszamlások időlegesen stabilizálódott halmai jellemzik. Egyeseknél friss szakadási frontokat is megfigyelhetünk, amelyekből megújuló aktivitásra következtethetünk.

A térképezett terület délkeleti részén, a Fellegvár oldalán kialakított sétálónál, ahol a Kis-Szamos szubrecens alámosása meredek lejtőt hozott létre, a felszínt igyekeztek mesterségesen stabillá tenni mély talajszellőztető és -vízelvezető rendszerek megépítésével, a felszíni vizek csatornázásával. Időlegesen sikerült is, de a lejtő aljába épített tömbházak veszélyeztetettségét ezzel nem lehet véglegesen elhárítottak tekinteni. A Szomszédos Dragalina-utca feletti oldal tűnik a legsérülékenyebbnek. Itt a közelmúltban is komoly gondokat okoztak a nedves időszak generálta földcsuszamlások. Fokozódó gondot jelent a Rosetti-utca környéke, hol a közepes meredekségű, instabil deráziós aljzatra egyre nagyobb építkezések tömegterhelése nehezül, amit a növekvő autóforgalom trepidációs hatása tetéz.

## Összefoglalás

Lejtőn építkezni kockázatos! Ezzel mindenki tisztában van, mi mégis úgy gondoljuk, hogy – Kolozsvár esetében – szükséges egy részletes tanulmányorozattal ráirányítani a figyelmet a lejtős területek stabilitását veszélyeztető folyamatok szerepére.

Kolozsvár területének és közvetlen környékének 50 %-át olyan lejtős felszínek alkotják, amelyeknek a dőlése 6–32° között van. Ezeket a felszíneket a legjobban a lejtőfolyamatok veszélyeztetetik. Szándékunk, hogy a város egyedi geomorfológiai egységeit lépésről-lépésre, részletesen megvizsgáljuk. Első megközelítésben a lejtőfolyamatai révén már hírhedté vált Fellegvári-oldallal szándékozunk foglalkozni.

Kolozsvárnak ez a kiválasztott része földtanilag izgalmas, hiszen itt egy alsó-eocén–középső-miocén üledéksorral találkozunk. A vizsgált területen képződött üledékösszlet nagyon változatos genézisű és litológiai összetételű. A mi szempontunkból kiemelkedően fontosak a magas agyagásvány-tartalmú rétegsorok.

Célunk összefoglalni a már ismert veszélyforrásokat és azt elemezni, hogy az agyagásvány-dús rétegsorok morfológiája hogyan alakult az eljegesedések révén, mint hat együttesen a geológia és a történelmileg kialakult morfológia a jelenkori lejtőfolyamatokra

## Irodalom

- BACIU, C. – FILIPESCU, S. (2002) Structura geologică. – In: CRISTEA, V.. – BACIU, C. – GAFTA, D. ed.: Municipiul Cluj-Napoca și zona periurbană. Studii ambientale, Ed. Accent, Cluj-Napoca, pp. 25–36.
- BUZILĂ, L. – DRĂGUȚ, L. – DRĂGULEANU, C. – BACIU, C. (2002) Geomorfologia și riscul geomorfologic. – In: CRISTEA, V. – BACIU, C. – GAFTA, D. ed.: Municipiul Cluj-Napoca și zona periurbană. Studii ambientale, Ed. Accent, Cluj-Napoca, pp. 15–24.

- CLICHICI, O. – NISTOR, P. – TÖVISSY, V. (1990) Raionarea geotehnică a municipiului Cluj-Napoca, *Studia Univ. Babeş-Bolyai, ser. Geogr.*, XXXV/1., Cluj, pp. 101–109.
- GÁBRIS Gy. (2007) Földfelszín és éghajlat, ELTE Eötvös Kiadó, Budapest, 225 p.
- KOCH A. (1894) Az erdélyrészi medence harmadkori képződményei. I. Paleogén csoport, *MKFI Évk.*, X., Budapest, pp. 159–358.
- MAC, I. – PENDEA, I. (2002) Considerații asupra morfologiei periglaciare din depresiunea Transilvaniei, *Studia Univ. Babeş-Bolyai, ser. Geogr.*, XLVII/2., Cluj, pp. 17–24.
- MÉSZÁROS, N. – CLICHICI, O. [coord]: Pe poteci cu bănuți de piatră. Ghid geologic al zonei Cluj, Ed Sport-Turism, București, 160 p.
- MOISESCU, V. (1968) Cercetări geologice în împrejurimile orașului Cluj, *Sud. cerc. geol, geofiz., geogr., Geol.*, 13/2., București, pp. 491–503.
- MORARIU, T. – MAC, I. (1967) Regionarea geomorfologică a teritoriului orașului Cluj, *Studia Univ. Babeş-Bolyai, ser. Geol.-Geogr.*, XII/1., Cluj, pp. 75–88.
- POSEA, Gr. (1962) Aspecte de relief din jurul Clujului, *An. Univ. București, Șt. Nat.*, geogr., XI. (32.), București, pp. 119–141.
- POSEA, Gr. (1963) Relieful de cuestă din apropierea Clujului, *Comun. Geogr.*, II., București, pp. 7–10.
- SAVU, AL. – MAC, I. – TUDORAN, P. (1973) Aspecte privind geneza și vîrsta teraselor din Transilvania, in: *Realizări în geografia României*, Ed. Științ. București, pp. 169–175.
- SZÁDECZKY KARDOSS Gy. (1918) Pusztító kőomlás a kolozsvári Fellegváron, *Term.tud. közl.*, L., Budapest, pp. 167–173.
- SZÁDECZKY K. Gy. (1935) Újabb adatok városunk geológiájához, *Erd. Múz. Új foly.* VI. Kolozsvár, pp. 269–282.
- SZENTPÉTERY Zs. (1914) Adatok Kolozsvár ősemlőseinek ismeretéhez, *Múz. Füz.*, II/1., Kolozsvár, pp. 58–77.
- TÖVISSI, I. (1989) The role of the clay minerals from the Oligocene layers in the geomorphological evolution of the slopes. – In: Petrescu, I. ed.: *The Oligocene from the Transylvanian Basin, Geological Formations of Transylvania, Romania*, 3., Cluj-Napoca, pp. 519–528.
- TÖVISSINÉ LOSONCZI I. (2004) Kolozsvár építésföldtani sajátosságairól, *Földt. Közl.*, 134/4., Budapest, pp. 589–600.
- TREIBER, I. – TÖVISSI, I. – CÖRMÖŞ, D. (1973) Studiul alunecărilor de teren de pe versantul sudic al dealului Cetățuia – Cluj, *Studia Univ. Babeş-Bolyai, ser. Geogr.*, XVIII/2., Cluj, pp. 19–28.
- WANEK F. – KORÓDI E. (2004) A Kolozsvár melletti Szent György-hegy és Pokol-köz környékének földtana, geomorfológiája és a belőlük származó értékek és veszélyforrások. – In: *A Magyar Tudomány Napja Erdélyben*, 2004. nov. 20. Kivonatfüzet, Kolozsvár, 40–41.
- WANEK F. – KORÓDI E. – GYAPAY Sz. (2007) Kolozsvár területének csuszamlás- és omlásveszélyeztetettsége – In: Máthé Cs. et al szerk.: *III. Kárpát-medencei Környezettud. Konf. 2007. márc. 29–31. Sapia-EMTE*, Kolozsvár, pp. 232–237.
- XÁNTUS J. (1942) Földomlás a Fellegváron, *Erdély*, XXXIX/5. (347.), Kolozsvár, pp. 70–75.

*Dr. Szabó György*<sup>1</sup>

## A levegő állapota a Kárpát-medencében

### Abstract

The aim of this study is to present the state of the air in the Carpathian basin. At first we overview the air pollutants playing important roles in the global climate change because of their greenhouse effect. After that we deal with the problems of the stratospheric and tropospheric ozone and overview the air pollutants causing the acidification of the environment. In the end we summarise the questions related with the dust pollution and the heavy metal pollution of the air.

### 1. Bevezetés

A Kárpát-medence Európa mérsékelt szennyezett térségei közé tartozik, néhány nehézipari körzetben, valamint egyes nagyvárosokban azonban a levegő szennyezettsége gyakran meghaladja az érvényben lévő határértékeket. A térség országaiban, a 90-es években végbement gazdasági recesszió és az ipar szerkezetének átalakulása következtében csaknem mindenütt javult a levegő állapota. A korszerű, környezetbarát technológiák egyre szélesebb körű elterjedésének köszönhetően a pozitív tendencia a legtöbb szennyező anyag tekintetében az ezredforduló után is megmaradt.

A levegőt terhelő kibocsátások döntően a fosszilis tüzelőanyagok elégetéséből származnak, melyek ipari, közlekedési, mezőgazdasági és kommunális forrásokból jutnak a légtérbe. Az ipari kibocsátások esetében főként a hő- és a villamosenergia-termelés, valamint a kohászati ágazatok okoznak komolyabb szennyezést. A légkörbe bocsátott szennyező anyagok sok esetben nemcsak lokálisan okoznak problémákat, hanem olyan globálisan jelentkező folyamatokhoz is hozzájárulnak, mint a klímaváltozás, az ózonréteg csökkenése vagy a környezet elsavasodása.

### 2. A globális klímaváltozás kárpát-medencei vonatkozásai

A XX. század folyamán Európában nagyobb volt a hőmérséklet emelkedésének mértéke (0,95 °C), mint a globális átlagérték (0,6 °C), s a kutatók a következő 100 évben további 2,0-6,3 °C-os hőmérséklet-emelkedéssel számolnak. Az elmúlt 100 évet tekintve Európában a nyolc legmelegebb év az 1990 utáni időszakra esik, és 2000 bizonyult a legmelegebb évnél (BARTHOLY J. et al. 2004).

A globális klímaváltozással foglalkozó szakemberek túlnyomó része szerint a hőmérséklet emelkedésének hátterében az üvegházhatású gázok (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, PFC, HFC, SF) légköri koncentrációjának növekedése áll. Az üvegházhatású gázok közül a CO<sub>2</sub>-nak van a legnagyobb jelentősége, miután a melegítő hatás körülbelül 50%-ban ennek a gáznak köszönhető, tehát az összes többi üvegházhatású gáz együttesen fejt ki olyan mértékű melegítő hatást, mint a CO<sub>2</sub> (KERÉNYI A. 1995, SZABÓ GY. 2002).

Az üvegházhatású gázok globális szinten történő csökkentése csak világméretű összefogással érhető el. Az első fontos lépésére 1992-ben, a Rio de Janeiróban megrendezett világgözükonferencián került sor, ahol kidolgozták az ENSZ Éghajlatváltozási Keretegyezményét.

<sup>1</sup> Dr. Szabó György *Debreceni Egyetem, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, Debrecen* E-mail gyszabo555@gmail.com

Az egyezményt aláíró országok megállapodtak abban, hogy egy meghatározott bázis időszak átlagos CO<sub>2</sub>-kibocsátási szintjét tekintik viszonyítási alapnak, s ezt a szintet 2000-ben és azt követő években nem fogják meghaladni. 1997-ben, Kiotóban további szigorításra tettek javaslatot, mely szerint az egyezményt aláíró országok vállalták, hogy a 2008-2012 közötti időszakra a CO<sub>2</sub>-kibocsátást a bázisidőszakhoz képest 6%-kal csökkentik (FAZEKAS I. 2002, 2006). Szerbia és Montenegrót kivéve valamennyi kárpát-medencei ország ratifikálta a Kiotói Jegyzőkönyvet, s 2005-ben az egyezmény hatályba is lépett. A kiotói vállalásokat úgy tűnik, nem lesz nehéz teljesíteni, hiszen a csökkentés mértéke sokszor már ma is lényegesen nagyobb annál, mint amit a jegyzőkönyv értelmében 2012-ig el kellene érni. Románia például 2002-re, az 1989-es bázisévhez viszonyítva 42%-kal csökkentette az éves CO<sub>2</sub>-kibocsátását (REPORT ON THE ENVIRONMENTAL STATE IN ROMANIA, 2004), Magyarország az 1985-1987-es bázisidőszakhoz viszonyítva 31,5%-os csökkentést tudott megvalósítani (KvVM, 2005). Bár Horvátország még nem ratifikálta az egyezményt, ott is 16%-al csökkent a kibocsátás 1990 és 1997 között (CROATIA – COUNTRY PROFILE, 2002). Az Európai Unió a klímaváltozás elleni küzdelemben élenjárva, 2008 januárjában további szigorításra szánta el magát, amennyiben kötelezettséget vállalt arra, hogy a CO<sub>2</sub>-kibocsátását 2020-ra 20%-kal fogja csökkenteni a korábban már jelzett bázisidőszakhoz képest. Ennek betartása már kárpát-medencei tagországok számára sem lesz könnyű, tekintettel arra, hogy a 90-es években bekövetkezett csökkenés megállt, sőt az utóbbi években több országban is emelkedés következett be.

A nitrogén-oxidok közül a N<sub>2</sub>O tartozik az üvegházhatású gázok közé. Bár egységnyi térfogatra vetítve a CO<sub>2</sub>-nál 250-szer erősebb üvegházhatással rendelkezik, igen alacsony légköri koncentrációja miatt kisebb mértékben járul hozzá az üvegházhatás fokozódásához. A Kárpát-medence országaiban a N<sub>2</sub>O légköri koncentrációja csökkenő tendenciát mutat. Romániában például az éves kibocsátás mennyisége 2002-re 78%-kal csökkent az 1989-es szinthez viszonyítva (REPORT ON THE ENVIRONMENTAL STATE IN ROMANIA, 2004).

Ugyancsak jelentős csökkenést figyelhettünk meg az utóbbi években a metánkibocsátást illetően is (1. táblázat).

1. táblázat. Az egy főre jutó metánkibocsátás, valamint a kibocsátási értékek változása 1990 és 2000 között a Kárpát-medence néhány országában (Forrás: EEA, 2005)

Országok	CH <sub>4</sub> kibocsátás (2000)	CH <sub>4</sub> kibocsátás változás (1990-2000)
	tonna	%
Ausztria	447,7	-17
Magyarország*	553,01	-39
Románia	1460,9	
Szlovákia	214,51	-34
Szlovénia	112,85	

\*Magyarország esetében a kibocsátás változás 1991 és 2000 közötti időszakra vonatkozik.

Bár a Kárpát-medence térségében az utóbbi időben összességében kedvező változások zajlottak le, globális szinten a helyzet korántsem ilyen kedvező, ezért fel kell készülnünk arra, hogy az elkövetkezendő években, évtizedekben itt is érzékelhető éghajlati változásoknak leszünk szemtanúi. A szakemberek abban egyetértenek, hogy a hőmérséklet melegebbé fog, különösen a téli és a nyári időszakban, a csapadék várható mennyiségére vonatkozó becslések esetében viszont eltérő véleményekkel találkozhatunk. Egyes forgatókönyvek szerint a csapadék éves mennyisége növekedni fog, s ez elsősorban a téli hónapokban jelentkező csapadéktöbbletnek lesz köszönhető, a nyári időszak azonban a mostaninál szárazabb lesz a térségben, ezért egyre súlyosabb és egyre hosszabb aszályos időszakokkal kell majd szembenéznünk (BARTHOLY J. et al. 2004). Olyan forgatókönyvek is napvilágot láttak, melyek szerint várhatóan csökkenni fog az éves csapadékmennyiség, s csak jelentős, mintegy



4°C-os globális hőmérséklet emelkedés esetén kell növekvő csapadékmennyiségre számítanunk a Kárpát-medencében (2. táblázat).

Az előrejelzések szerint számolnunk kell az időjárási szélsőségek fokozódásával is. A várható változásokra való felkészülés komoly kihívást jelent a Kárpát-medence országai számára, s miután természeti és társadalmi adottságaink tekintetében sok a hasonlóság, érdemes lenne a kihívásokra közösen megkeresni a legjobb válaszokat.

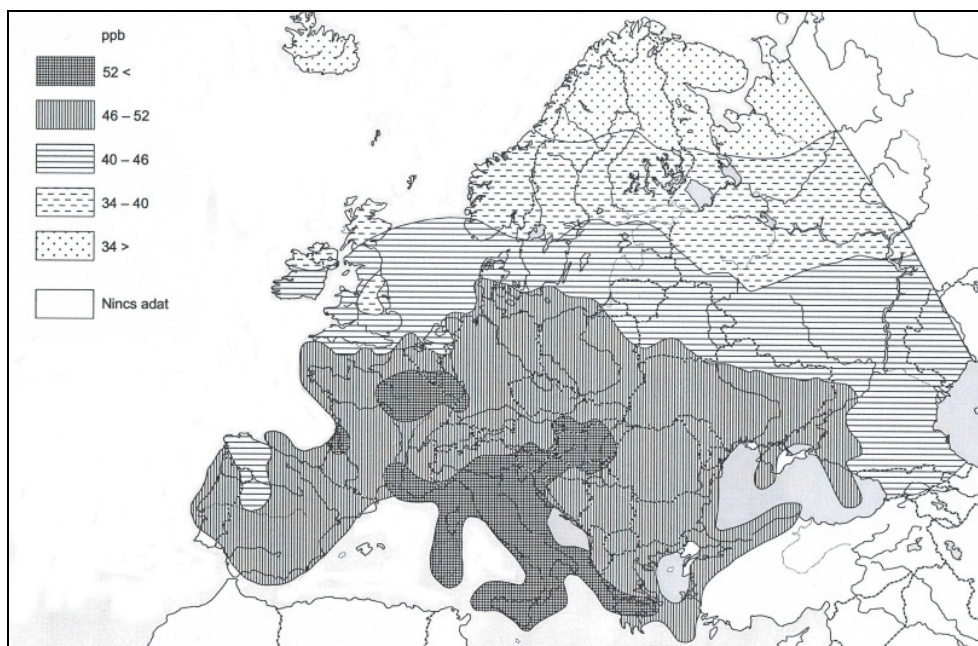
2. táblázat. A hőmérséklet és a csapadék várható változása a Kárpát-medencében különböző mértékű globális melegedés esetén (Forrás: FARAGÓ T. - KERÉNYI A. 2003)

Globális változás		+0,5 K	+1 K	+2 K	+4 K
Helyi változás	Hőmérséklet (K) nyár/nyári félév	+1,0	+1,3	+2	+4
	Hőmérséklet (K) tél/téli félév	+0,8	+1,7	+3	+6
	Csapadék (mm) évi összeg	-40	-66	bizonytalan	+40-400

### 3. Sztratoszférikus és troposzférikus ózon

A Kárpát-medencében fontos környezeti problémát jelent a sztratoszférikus ózonréteg csökkenése, amely globális szinten is egyre aggasztóbb méreteket ölt (KERÉNYI A. – SZABÓ Gy. 1999, 2005). Körülbelül harminc éve tudjuk, hogy a sztratoszférikus ózonréteg pusztulásának háttérében elsősorban a szintetikus úton előállított freonok és halonok kibocsátása áll, így a probléma megoldását ezen szennyezőanyagok felhasználásának és kibocsátásának csökkentése, illetve teljes beszüntetése jelentheti. Az első nemzetközi szintű lépést az 1987-es Montreáli Jegyzőkönyv jelentette, melyben az aláíró országok vállalták, hogy a halogénezett szénhidrogének termelését az 1986-os szint felére fogják csökkenteni az évezred végéig. Miután kiderült, hogy a probléma ezzel nem oldható meg, 1990-ben az érintett országok vállalták, hogy az ezredfordulóra teljesen leállítják a freonok gyártását. Valamennyi kárpát-medencei ország csatlakozott az egyezményhez.

Miközben a sztratoszférában az ózontartalom csökkenése okoz gondot, addig a földfelszín közelében az ózonkoncentráció növekedése jelent egyre súlyosabb és egyre nehezebben kezelhető problémát. A XIX. század végén beindított mérések alapján megállapítható, hogy az elmúlt 100 évben a mérsékelt éghajlati övezetben kétszeresére emelkedett a felszínközeli ózonkoncentráció. Az 1. ábrán jól látható, hogy a Kárpát-medence térsége Európa legszennyezettebb régiói közé tartozik.



1. ábra. A nyári napok maximális ózonkoncentrációja öt év (1990-1994) átlagában  
(Forrás: KERÉNYI A., 2003)

Az ózont tekintik az erdők egyik legfontosabb stressz faktorának, de a mezőgazdasági termelést is károsan befolyásolja, Szlovákiában például, mintegy 5-10%-os terméseszköket tulajdonítanak az ózon mérgező hatásának, emellett tüdőelégelenséget és szembántalmakat is okozhat (NATIONAL STRATEGY FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT FOR THE SLOVAK REPUBLIC, 2001). Az ózon főként a kipufogógázokból származó nitrogén-oxidokból és az illékony szerves anyagokból képződik fotokémiai reakciók során. Légköri mennyisége jelentős napszakos és évszakos ingadozást mutat, főként a nyári, napsütéses, anticiklonális időszakokban ér el magas koncentrációt a forgalmas közlekedési csomópontokban, nagyvárosokban (BODNÁR L. et al. 1999, KERÉNYI A. 2003).

#### 4. A savasodást előidéző légszennyezők

Ma már a Kárpát-medencében is egyértelműen kimutatható a környezet elsavasodása, mely szintén a globális környezeti problémák közé sorolható (EEA, 2005). Elsősorban a légkörben található kén- és nitrogén-oxidok a felelősek savasodásért, de más savas anyagok is hozzájárulnak a folyamathoz (KERÉNYI A. 1995). Az említett szennyező anyagok száraz vagy nedves ülepedéssel érik el a földfelszínt, s a vizek és a talajok kémhatásának csökkentése mellett az épített környezetben is jelentős károkat okozhatnak. A talaj és a vizek savanyodása többek között azért veszélyes, mert a kémhatás csökkenésével számos, korábban kötött állapotban lévő toxikus vegyület (főként nehézfémek) felszabadulhat, s könnyen bejuthat a táplálékláncba, károsítva a növényeket, a növényevő állatokat, de akár az embereket is.

A Kárpát-medence országaiban az utóbbi években összességében csökkent a savas ülepedést okozó szennyező anyagok kibocsátása (3. táblázat), s ezáltal a savasodás üteme is lelassult, azonban a már elsavasodott területeken akár egy kis mértékű további pH-csökkenés is súlyos következményekkel járhat. A legveszélyeztetettebb területek közé azok az ipari körzetek tartoznak, ahol a savanyú talajképző kőzetek miatt már eleve savanyúbb talajok képződtek, s a jelentős mértékű szennyezőanyag-kibocsátás miatt erőteljesebb savas

hatásoknak vannak kitéve, mint például a romániai Nagybánya (Baia Mare), Zalatna (Zlatna), Borsabánya (Baia Borşa) vagy a szlovákiai Nyitra (Nitra) térsége.

A nitrogén-oxidok (NO<sub>x</sub>) magas hőmérsékletű égés során keletkeznek, így elsősorban a hőerőművek és a gépjárművek tartoznak a főbb emissziós források közé. A NO és a NO<sub>2</sub> együttes kibocsátási értékei (NO<sub>x</sub>) a 90-es években enyhén csökkenő tendenciát mutattak, azonban ez a csökkenés több országban megtorpant, sőt időszakosan lassú emelkedésbe ment át (EAA, 2005). Magyarországon például 1980 és 1995 között mintegy 30%-kal csökkent a kibocsátás, majd 1998-ig 7%-os növekedés következett be, ezt követően 2000-ig újra kis mértékű csökkenés volt tapasztalható, azóta stagnálás figyelhető meg (KvVM, 2005). Romániában és Horvátországban is hasonlóan alakultak a kibocsátási értékek, a kilencvenes évek első felében csökkentek a kibocsátási értékek, majd kis mértékű emelkedés volt megfigyelhető, Ukrajnában és Szlovákiában viszont egészen komoly mértékű, 60, illetve 45%-os csökkenés következett be 1990 és 1999 között (EAA, 2005). A kibocsátási értékek csökkenésének hátterében elsősorban az ipari termelés visszaesése és a gépjárműpark korszerűsödése húzódott meg, azonban a forgalomba helyezett gépjárművek számának rohamos emelkedése miatt a csökkenő tendencia több országban is megfordult.

Az éves SO<sub>2</sub>-kibocsátás a Kárpát-medence országaiban az utóbbi másfél évtizedben jelentős mértékben visszaesett (3. táblázat). Ennek hátterében több tényező is megfigyelhető, melyek közül az egyik legfontosabb, az energiatermelés szerkezetének átalakulása. A térség országaiban számottevően visszaesett a szén felhasználása, s miután a levegő SO<sub>2</sub> szennyezésének legfőbb forrása a magas kéntartalmú szének elégetése, így a szén energiatermelésben betöltött szerepének csökkenése már önmagában is jelentősen csökkentette a SO<sub>2</sub>-emissziót. A szén szerepét egyrészt a földgáz vette át, ami gyakorlatilag nem okoz SO<sub>2</sub>-kibocsátást, másrészt több országban is megindult a nukleáris energiatermelés (Magyarország, Románia, Szlovákia, Ukrajna), amely szintén nem terheli a levegőt kén-dioxidral.

3. táblázat. Az egy főre jutó NO<sub>x</sub>- és SO<sub>2</sub>-kibocsátás, valamint a kibocsátási értékek változása 1990 és 1999 között a Kárpát-medence országaiban (Forrás: EEA, 2005)

Országok	NO <sub>x</sub> kibocsátás (1999)	NO <sub>x</sub> kibocsátás változás (1990-1999)	SO <sub>2</sub> kibocsátás (1999)	SO <sub>2</sub> kibocsátás változás (1990-1999)
	Kg/fő	%	kg/fő	%
Ausztria	22,61	-9	5,19	-54
Horvátország	16,69	-17	20,8	-49
Magyarország	19,87	-16	58,6	-42
Románia	13,99		39,86	
Szerbia és Montenegró	4,32	-30	33,4	-30
Szlovákia	21,87	-45	31,88	-68
Szlovénia	29,21	-11	52,88	-47
Ukrajna	7,56	-60	20,99	-47

A szén mellett a kőolaj elégetése során is kerülhet a légkörbe SO<sub>2</sub>, főként a magas kéntartalmú olajok esetében. Ha megfigyeljük a Kárpát-medence országainak kőolaj-felhasználását, kiderül, hogy ennek az energiahordozónak a felhasználása is visszaesett az utóbbi időben, igaz nem olyan mértékben, mint ahogy azt a szén esetében tapasztalhattuk. Az is kedvező fejlemény hogy a felhasznált kőolajon belül nőtt az alacsony kéntartalmú olajok aránya. (EEA, 2005).

Amellett, hogy az energiatermelés szerkezete átalakult, jelentős technológiai fejlődés is végbement az energiaiparban. Korszerű szűrőberendezések, elektrofilterek, kéntelenítő berendezések jelentek meg, ami ugyancsak hozzájárult a szennyezőanyag-kibocsátás (köztük

a SO<sub>2</sub>-kibocsátás) csökkenéséhez. A magyarországi Mátrai Erőműben beépített kéntelenítő berendezés például 2005-ben már 95%-os hatásfokkal működött, ráadásul a megkötött SO<sub>2</sub>-ből gipszet állítanak elő, amit az erőmű értékesíteni tud (KvVM, 2005, 2007).

### 5. Szálló és ülepedő por, nehézfém-szennyezés

Porszennyezettség alatt a levegőben található szilárd részecskéket értjük, melyek közül a 10 µm alatti frakciót szálló pornak, az ennél nagyobb átmérőjű részecskéket pedig ülepedő pornak nevezzük. A legjelentősebb forrásokat a cementipar, a kohászat, a tüzelés, és a közlekedés jelenti, de sok helyen a talajfelszínről a levegőbe kerülő por okozza a legtöbb gondot, ezért ez a légszennyező faktor nem csak az iparosodott területeken okoz problémát, hanem a mezőgazdaságilag hasznosított szántóterületek környezetében is. Jól mutatják ezt a magyarországi ülepedő por mérési adatok, melyek szerint a nem fűtési félévben lényegesen nagyobb porterhelést lehet kimutatni. Ez azzal magyarázható, hogy a mezőgazdasági munkák döntő részben erre az időszakra esnek, másrészt a magasabb hőmérséklet miatt a talajok hamarabb kiszáradnak, ami szintén feltétele annak, hogy a por a levegőbe kerüljön.

A magas portartalmú levegő belélegzése már rövid idő alatt is súlyos egészségkárosodást okozhat, ezért tartják a levegő porszennyezését az egyik legveszélyesebb légszennyezési faktornak, különösen akkor, ha a por toxikus elemeket, például nehézfémeket is tartalmaz. A levegő nehézfém-szennyezettsége elsősorban a kohászati központok környezetében jelentős (Kiskapus (Copşa Mică), Nagybánya (Baia Mare), Medgyes (Mediaş) Borsabánya (Baia Borşa), Miskolc, Várpalota, Kassa (Kosice), Garamszentkereszt, Ajka). Romániában az 1998-2002 közötti időszakot tekintve, nem mutatkozott csökkenés a legveszélyesebb nehézfémek (higany, kadmium, ólom) kibocsátási mennyiségeit illetően. Kiskapus, Nagybánya és Medgyes esetében a levegő higany-, kadmium- és ólomtartalma jóval az éves egészségügyi határérték feletti volt (REPORT ON THE ENVIRONMENTAL STATE IN ROMANIA, 2004). Horvátországban viszont az 1990-1997 közötti időszakban jelentősen visszaesett az említett nehézfémek kibocsátása, a higany-kibocsátás 72%-kal, az ólom-kibocsátás 60%-kal, a kadmium-kibocsátás pedig 50%-kal csökkent (ENVIRONMENTAL PERFORMANCE REVIEW OF CROATIA, 1999).

Igen súlyos környezetszennyezést okozott, a szlovákiai Garamszentkereszt mellett épített alumíniumkombinát. Az 1960-as évektől működő alumíniumkohó, ahol a kezdetleges technológia miatt a kezdeti időszakban nagy mennyiségű fluor került a légkörbe, mely a levegő víztartalmával reakcióba lépve hidrogén-flouriddá – egy rendkívül mérgező vegyületté – alakult, amely a gyár környezetében halálos mérgezéseket okozott. A közeli Felsőapáti ennek következtében teljesen elnéptelenedett, a házakat lebontották, ma már csak a romos templom emlékeztet az egykori virágzó településre (KERÉNYI A. 2003).

### Irodalom

- BARTHOLY J. – PONGRÁCZ Z. – MATYASOVSKY I. – SCHLANGER V. (2004) A XX. században bekövetkezett és a XXI. századra várható éghajlati tendenciák Magyarország területére – "Agro-21" Füzetek, Klímaváltozás – Hatások – Válaszok, Budapest, 2004. 33. sz. pp. 3-18.
- BODNÁR L. – FODOR I. – LEHMANN A. (1999) A természet- és környezetvédelem földrajzi vonatkozásai Magyarországon – Nemzeti Tankönyvkiadó Rt., Budapest, p. 392.
- Croatia – Country Profile (2002) Johannesburg Summit 2002, United Nations, p. 73.
- Environmental Performance Review of Croatia (1999) – UN Economic Commission for Europe, p. 193.
- European Environmental Agency (2005) European Environment – State and outlook 2005 – Copenhagen, p. 584.

- FARAGÓ T. – KERÉNYI A. (2003) Nemzetközi együttműködés az éghajlatváltozás veszélyének, az üvegházhatású gázok kibocsátásának csökkentésére – Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Debreceni Egyetem, Budapest - Debrecen, p. 70.
- FAZEKAS I. (2002) Az Európai Unió környezetvédelmi politikája és a magyar integráció – Debreceni Egyetem, Kossuth Egyetemi Kiadója, Debrecen, p. 123.
- FAZEKAS I. (2006) A magyar környezetpolitika európai integrációja – Magyarország és Európa – tegnap és ma – szerk. Orosz I., Mazsu J., Pallai L., Pósn L., Debrecen, Ady Endre Alapítvány
- KERÉNYI A. – SZABÓ GY. (1999) Main Environmental Problems in East Central Europe with Special Reflect to Hungary - Papers of the 3rd Moravian Geographical Conference CONGEO'99, Slavkov u Brna, Czech Republic Sept. 6-10. pp. 111-118.
- KERÉNYI A. – SZABÓ GY. (2005) Environmental destruction and regionality. – In Europe – Papers of the 6<sup>th</sup> Moravian Geographical Conference CONGEO'05 – Luhačovice, Czech Republic, pp. 38-42.
- KERÉNYI A. (1995) Általános környezetvédelem – Globális gondok lehetséges megoldások – MOZAIK Oktatási Stúdió, Szeged, 383. pp.
- KERÉNYI A. (2003) Európa természet- és környezetvédelme – Nemzeti Tankönyvkiadó Rt., Budapest, p. 534.
- Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium (2005) Hazánk környezeti állapota 2005 – Budapest, KvVM, p. 151.
- Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium (2007) Hazánk környezeti állapota 2006 – Budapest, KvVM, p. 86.
- National Progress Report of Ukraine on Implementing Provisions of „Agenda for the XXI-st century” over the Decade 1992-2001 (2002) Kyiv, p. 55.
- National Strategy for Sustainable Development for the Slovak Republic (2001) Regional Environmental Center for Central and Eastern Europe, Bratislava, p. 278.
- Report on the environmental state in Romania during 2003 (2004) Ministry of Environment and Waters Management, Bucharest, Romania p. 315.
- SZABÓ GY. (2002) A globális klímaváltozás – a XXI. század kihívása – Debreceni Szemle, X., 4. pp. 599-613.

Boros Ildikó<sup>1</sup>

## Síremlékek karbonátos kőzeteinek elváltozásai környezetszennyezés hatására kolozsvári temetőekben

### Abstract

Most of the tombstones from Házsongárd cemetery in Kolozsvár have monumental value, this is the reason why they can be examined only by non-destructive methods like makrophotographic documentation, mapping of weathering forms and anthropogenic impact, classification of deterioration types by Bernd Fitzner's monument deterioration categories, and examination of the roughness and graininess of more exposed surfaces.

The tombstones are made of white marble from Ruschita quarry, limestone and carbonate sandstone. We tried to determine by laboratory experiment – rain simulation, considering the representative environmental parameters for the center of Kolozsvár - the rocks' yearly weathering rate.

By examination of tombstones with different ages, we can estimate the impact that polluted city environment has on natural decorative stones for decades of exposure to it.

### 1. Bevezetés

A Házsongárdi temetőt Kolozsvár pantheonjaként tartjuk számon, különösen régi és értékes síremlékeinek köszönhetően. A sírköveket műemlékként kezeltük, így a vizsgálatuk elsősorban non-distruktív módszerekre, valamint laboratóriumi kísérletekre alapszik.

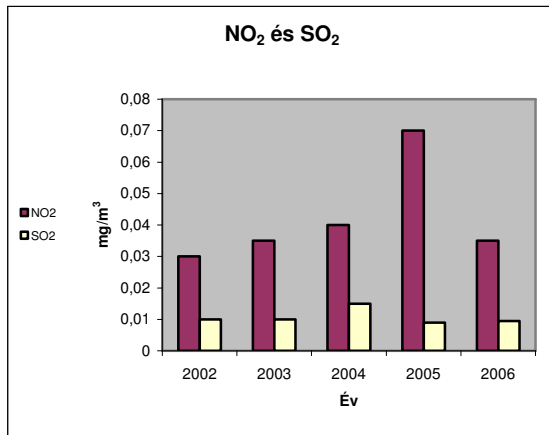
### 2. Kolozsvár belvárosára jellemző környezeti paraméterek

Ahhoz, hogy a síremlékekre gyakorolt környezeti hatást vizsgálni tudjunk, ismernünk kell néhány olyan jellegzetes környezeti paramétert, amely Kolozsvár belvárosára, egyúttal az itt elhelyezkedő Házsongárdi temetőre is jellemző.

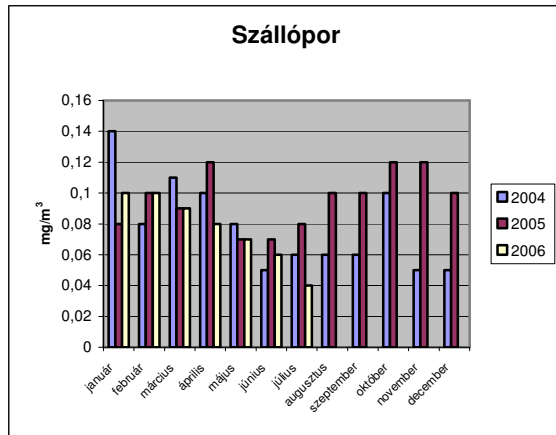
A kolozsvári Környezetvédelmi Hivatal többéves átlagolt adatai szerint, valamint saját, kiegészítő mérésekre hivatkozva, Kolozsvár belvárosának évi átlaghőmérséklete 8 °C, évente átlagban 139 csapadékos nap van, napi átlag 32,7 l csapadék esik és a csapadék átlagos pH-ja 6,6 – 7,1 között mozog. Az építő-, díszítőkövek szempontjából fontos a levegőben levő szennyezőanyagok koncentrációjának ismerete: NO<sub>2</sub> és SO<sub>2</sub> a levegőben (1. ábra), valamint a szállópor koncentrációja (2. ábra).

---

<sup>1</sup> Boros Ildikó *Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem, Környezettudomány Tanszék, Kolozsvár*  
E-mail: ildiboros@yahoo.com



1. ábra. NO<sub>2</sub> és SO<sub>2</sub> a levegőben



2. ábra. Szállópor koncentrációja a levegőben

### 3. A vizsgált síremlékek általános közettani jellemzői

A vizsgálat tárgyát képező síremlékek mészkőből, valamint rušchiŕai fehér márványból készültek.

A mészkő makroszkópos tulajdonságai: bioklaszt mészkő, nagyon kompakt, színe eredetileg sárgásfehér, az expozíciós idő és a mállási folyamatok hatására szürkéssé válik.

A márvány makroszkópos tulajdonságai: színe tejfehér, néhol halvány szürke vagy rózsaszín erek szelik át, szövete masszív, homogén.

## 4. Adatgyűjtési módszerek

### 4.1. Terepen alkalmazott non-disztruktív módszerek

a. Műemlék térképezés: mállás szempontjából, az adott kőzeten megfigyelt különböző mállástípusok %-ban kifejezett értéke a síremlék felületéhez viszonyítva, a kitettség függvényében

b. Makrofotográfias dokumentálás: a megfigyelt mállásformák rögzítése makrofotóval

c. Bernd Fitzner szerinti kategorizálás: mállás-aprózódás-antropogén behatás feltérképezése és kategorizálása a Bernd Fitzner által felállított műemlék-károsodási kategóriák nyomán.

### 4.2. Laboratóriumi kísérlet

Eső-szimuláció márványon, Kolozsvár belvárosára jellemző környezeti paraméterek mellett.

Rušchiŕai márványon esőt szimuláltunk 60 napig, napi 4h esőzettel, 100l/h hozamú akváriumi vízpumpával, 0,09 m<sup>2</sup> felületű tartályban, 20%-os H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-al beállított 3 különböző pH értéknél (5,5-6-6,5). A kolozsvári átlag esős napokat, az esőzés átlagos intenzitását, valamint a kísérleti vízhozamot figyelembe véve, a kísérlet időtartama megfelel a természetben 58,66 évnek.

## 5. Az adatgyűjtés eredményei

### 5.1. Műemlék térképezés

1. táblázat. A megfigyelt síremlékek felületén észlelt mállásformák

Sorsz.	Sírkő expoziációs Ideje (év)	Közzettípus	Kitettség	Fekete kéreg a felületen (%)	Zuzmó a felületen (%)	Megjegyzés
1.	76	Fehér márvány	É-Ny-i	70%	10%	É-i és Ny-i oldalon több fekete kéreg, Zuzmó a bevésekben
2.	117	Fehér márvány	É-Ny-i	60%	20%	Zuzmó a bevésekben
3.	69	Fehér márvány	É-Ny-i	20%	10%	tisztított
4.	37	Fehér márvány	É-Ny-i	40%	10%	A sírkő teteje és alja 90%- ban fekete
5.	14	Fehér márvány	É-Ny-i	10%	10%	Mintázatokban fekete kéreg+sárga patina+zuzmó
6.	70	mészkö	É-i	20%	20%	A felső részen fekete kéreg+zuzmó
7.	13	Fehér márvány	É-Ny-i	5%	0	Széleken, bevések, törések mentén fekete lerakódás
8.	5	Fehér márvány	É-Ny-i	3%	0	Mintázatokban fekete lerakódás, enyhe színváltozás észrevehető
9.	115	mészkö	É-i	50%	10%	Zuzmó a felső részen

A megfigyelések szerint az expoziációs idő és a fekete kéreggel, valamint zuzmóval való felületi borítottság összefüggést mutat mind a márvány, mind a mészkö esetében: minél nagyobb az expoziációs idő, annál nagyobb a felület borítottsága a kitett oldalakon.

A márvány esetében megfigyelhető, hogy a kéreg és a zuzmó a repedésekben, valamint a bevésekben, mintázatokban hamarabb képződik, mint sima, csiszolt felületen.

A mészkö esetében jellemzőbb a műemlék felső részein képződő fekete kéreg és biológiai bevonat.

### 5.2. A Bernd Fitzner szerinti kategorizálás

Minden látható kőzetkárosodási forma kapcsolatban áll bizonyos degradálási kategóriákkal.

A látható degradáció típusai:



- Mikroskálán (mm-cm nagyságrend): kifakulás, tömegvesztés,
- Mezoskálán (cm-m nagyságrend): mállási folyamatok, típusok,
- Makroskálán: teljes műemlék esztétikai hatása, strukturális stabilitása.

Mezoskálán a degradáció 4 csoportja különíthető el, ezeken belül a vizsgált síremlékeken megfigyelt károsodási formákat jegyeztük le:

1. csoport: kőzetanyag vesztes (W) (2. kép)
  - a. kompakt kőzetdarabok vesztese (O)
  - b. egyenletes kőzetanyag vesztes
  - c. kiperzés miatti felületi érdesedés (3. kép)
  - d. felületi lekerekedés
2. csoport: elszíneződés/lerakódások
  - a. elszíneződés (D)
  - b. elpiszkolódás (I)
  - c. kéregképződés (C) (1. kép)
  - d. biológiai bevonat (B) (4. kép)
3. csoport: kőzetanyag leválás
  - a. felleveledés, leválás (X)
  - b. kéreg leválása kőzetanyaggal együtt (K)
  - c. pelyhesedés (F)
  - d. granuláris szétesés (G)
4. csoport: repedések/deformálódás
  - a. repedések (L)
  - b. deformáció (V).

A károsodási kategóriák illusztrálása makrofotográfiával:



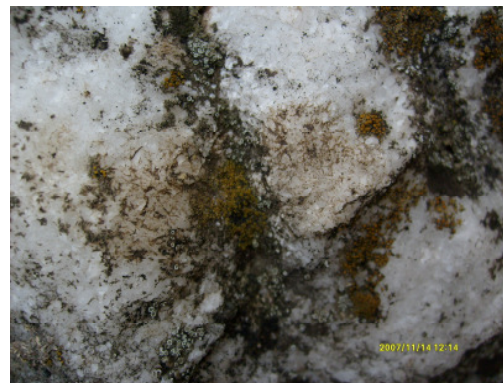
1. kép. sárga patina (C)



5. kép. kőzetanyag vesztes(W)



3. kép. Kiperzés miatti felületi érdesedés



4. kép. biológiai bevonat (B)

4.3. sz. A laboratóriumi kísérlet eredményei:

2. táblázat. A 6,5 pH értéken tesztelt márványok tömegvesztése a kísérlet ideje alatt

A mérés száma	A közet súlya (g)	A tömegvesztés (g) a két mérés között	Napi tömegvesztés (g)
1.	46,7371		
2.	46,6369	0,1002	0,0030
3.	46,6179	0,019	0,0027
4.	46,5941	0,0238	0,0034

A Kolozsvári környezeti viszonyokra jellemző 6,5 pH-jú víznek kitett márványdarabot analitikai mérleggel lemérve, tömegcsökkenése  $0,00303 \text{ g/m}^2$  a márvány  $0,0016 \text{ m}^2$ -es felületéhez képest. Számítás szerint a márvány mállási intenzitása ilyen körülmények között  $1,8958 \text{ g/m}^2/\text{év}$ .

A tömegvesztés mellett megfigyelt fizikai elváltozások: enyhe színváltozás (sárgás szín), valamint jobb oldódás a kis repedések, felszíni egyenetlenségek mentén.

## 6. Következtetések

- Kolozsvár esővize enyhén savas, de károsító hatását fokozza a levegőben megtalálható szennyezőanyagok jelenléte, ugyanis ezek a legtöbb esetben a megengedett határértékek fölött vannak.
- A levegőből leülepedő por az esővízzel jobban becsapódik a műemlékekbe, nagyban segíti a fekete kéreg és az elpiszkolódások kialakulását.
- A terepen megfigyelt síremlékek földrajzi kitérítése É-Ny-i, ezeken az oldalakon nagyobb a felületi és látható károsodás mértéke, ezeken a részeken a fekete kéreg általi borítottság, valamint a zuzmók általi borítottság jellemzőbb.
- A bevésésekben, mintázatokban, faragványokban válnak láthatóvá a leghamarabb a degradálódási formák, a csiszolt felülettel ellentétben.
- A kísérleti eredmények igazolják a törések, repedések menti nagyobb oldódást, látható elváltozás ezen kívül még az enyhe színváltozás.

## Irodalom

- BENEA, M. (2003) Mineralogie ambientala, Cartea Cartii de Stiinta, Kolozsvár, pp. 133-149.
- BENEA, M. – RACATAIANU, C. – KOCH, R. – PETER, A – BRANDLEIN, P, (2007) Romanian natural building stones, Casa Cartii de Stiinta, Kolozsvár, pp. 83-85.
- FITZNER, B. – HEINRICH, K. (2001) Damage diagnosis on stone monuments - weathering forms, damage categories and damage indices. International Conference “Stone weathering and atmospheric pollution network”
- RÓZSA P. (2004) Város és környezet, Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen, pp. 122-147.
- VOICU, D. (2003) Geologia si mineralogia aplicate in constructii, Etnograph, Kolozsvár

Kaffai Orsolya<sup>1</sup> – Dr. Imecs Zoltán<sup>2</sup>

## Mikroklimatológiai mérések a körösrévi Zichy-barlangban

### Abstract

The paper deals with the influence of visitors on the climate of the Zichy-cave situated in the Pădurea Craiului Mountains, Romania. Discovered in 1903, the cave was first open to the public in 1905, but the first illumination system wasn't built until 1912. After several periods when several of these illumination systems were used, in December 2006 a more modern one has been installed. Our field measurements try to establish the influence of the light sources and tourists on the temperature and humidity of the cave. During two periods – 9 days in total – we obtained 10304 measurements of which 5152 temperature data are the most important. Around 560 tourists have visited the cave during these days. With the help of some experiments we have tried to determine the ideal number of visitors in a group, who doesn't alter the temperature, the influence of the illumination system as well as the regeneration period.

### 1. Bevezetés

A Zichy-barlang 305 m tengerszint feletti magasságban, a Sebes-Körös bal partján fekszik, Vársonkolyos és Körösrév települések között, a Királyerdő hegységben. Aktív, fejlődésben levő barlang, törésvonalak mentén alakult ki (ez a törésvonal nagyon jól megfigyelhető a *Purgatórium* falán), lineáris jellege van, egyetlen hosszú járattal, két szinttel. A felső szint fosszilis, az alsó pedig aktív, patak folyik keresztül rajta (RUSU, T., 1988, RACOVIȚĂ, G. et al., 2002).

1903. november. 10-én tárták fel több robbantás során Handl Károly és Czárán Gyula vezetésével (TULOGHDI, J. 1943). A barlang bejárata tehát mesterséges: magassága 1,7 méter, szélessége pedig 5 méter. A barlangot hivatalosan 1905. augusztus. 27-én avatták fel, és nyitották meg a nagyközönség előtt. Ekkor épült fel a menedékház, – amely ma már csak romjaiban látható, – és az első Körösön átívelő híd is. A következő évben készült el a vasúti megálló, 200 személyes várócsarnokkal, valamint az első térkép az addig feltárt részekről, Monoky Gyula által. Első kiépítése 1912. június. 12-ig fejeződött be. Ekkor találták meg a barlangon átfolyó patak eredetét, vízfestéses módszerrel. A víz a Pokol vagy Handl barlangból érkezik (ma Öregember barlangjának is nevezik), amely 4,25 km-re fekszik (légvonalban). 1905 és 1910 között 2593 személy látogatta meg a barlangot. 1921-1929 között többen is kutatják, főleg az állatvilág szempontjából: E. Bokor (1921), V. Pușcariu (1923), R. Jeannel és E. Racoviță (1929).

A '60-as években kiépített világítási rendszer tönkrement. Ezt újították fel és adták át a nagyközönségnek 2006 decemberében. A felújítás során 87 hidegfényű lámpát és 22 reflektort szereltek fel, biztosítva a szakaszos világítás lehetőségét.

<sup>1</sup> Kaffai Orsolya *Babes-Bolyai Tudományegyetem, Földrajz Kar, Kolozsvár* E-mail: kaffaiorsi@yahoo.com

<sup>2</sup> Dr. Imecs Zoltán *Babes-Bolyai Tudományegyetem, Földrajz Kar, Kolozsvár* E-mail: zimecs@yahoo.com

## 2. Célkitűzések, módszerek

A barlangok tanulmányozása nem új keletű tudomány, azonban az általunk végzett vizsgálatok talán annak számíthatnak. A barlangban 1980-1991 között végzett mérések, amelyek általában hőmérsékleti, hidrológiai, kémiai jellegűek, megállapították a barlang klímájának relatív stabilitását, valamint a hidrogeológiai viszonyok stabilitását (EVANGHELOS, N. 1992).

Az új világítási rendszernek köszönhetően a látogatottság felélénkülésére lehet számítani, így a látogatók és a világítás hatását szeretnénk volna vizsgálni. Kutatásunk elsősorban kísérleti jellegű volt, hiszen nem találtunk egységes szakirodalmat kimondottan erre a témára. Egy olyan mérésorozatot akartunk elindítani, melynek eredményei elősegíthetik a fenntartható barlanglátogatás elvének a megvalósítását.

A méréseket két, – a Cholnoky Jenő Földrajzi Társaság által rendelkezésünkre bocsátott – hordozható meteorológiai állomással végeztük. Ezeknek a hőmérséklet- és a páratartalom-érzékelőit használtuk fel a barlangban. A műszer 4 percenként rögzítette az adatokat, a hőmérsékletet °C-ban, a páratartalmat %-ban. Méréseink időtartama alatt összesen 10.304 adat gyűlt össze, amelyből 5152 a relatív páratartalomra- illetve 5152 a hőmérsékletre vonatkozik. A barlangban mért relatív páratartalom 100%, a műszer nem mutatott ki változásokat, így ezekkel nem foglalkozunk a továbbiakban.

Méréseink kulcseleme a műszerek helyének meghatározása. A legfontosabb szempont az volt, hogy a kiválasztott hely megfelelő távolságra legyen a bejáratától (legalább 150 m) hogy a külső hőmérsékleti ingadozás hatását kiküszöböljük. A második szinten találtuk meg a megfelelő, kisebb termet, ahol a látogatók több időt töltenek („Mennyország” terem). Az egyik érzékelőt egy reflektor közvetlen közelébe helyeztük, a másikat a reflektortól 5 m-re, úgy hogy itt semmiképpen ne legyen érezhető a reflektor hatása. A műszerek magasságát úgy állítottuk be, hogy a szenzor viszonylag egy szinten legyen a látogatók kilégzési zónájával, az ún. „breathing zone”-al.

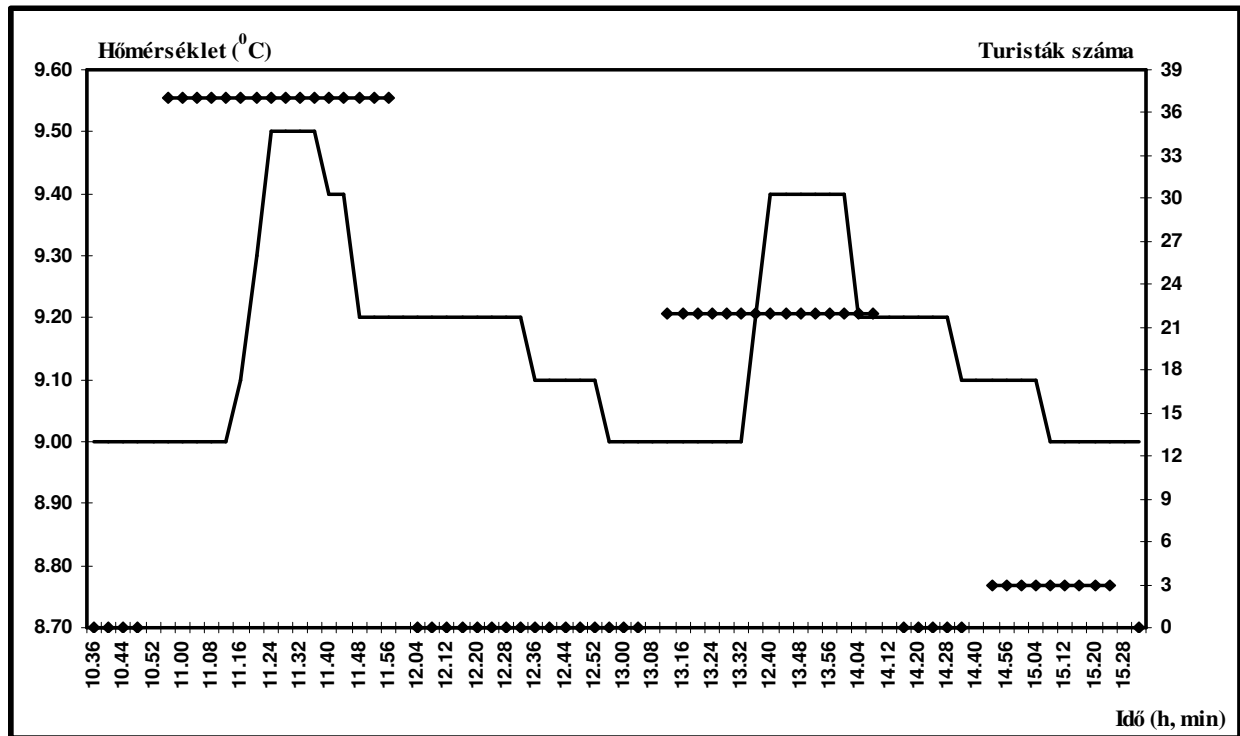
Kísérletünk során két mérésorozatot végeztünk: 2007. március. 24–27 illetve április 27–május 1 között. A kilenc nap alatt összesen 560 személy látogatott el a barlangba. A turistacsoportokkal kapcsolatos adatokat helyben rögzítettük, feljegyeztük a csoportok létszámát, összetételét, bemeneti- illetve kimeneteli idejét, tartózkodási idejét. A feljegyzett adatokat a műszerekről letöltött adatok mellé illesztettük, majd számítógép segítségével összesítettük és grafikonok formájában elemeztük.

Méréseinkkel három fő témát tudunk elemezni: a mesterséges világítás hatását, az ember közvetlen hatását, valamint a kettő együttes hatását a barlang hőmérsékletére. A továbbiakban – 4 grafikon segítségével – rámutatunk legfontosabb eredményeinkre.

A grafikonok helyes értelmezése érdekében a következőkre kell felhívunk a figyelmet. A vízszintes tengely az időskála. Minden 4 percben van rögzített adatunk. A hőmérséklet menetét folyamatos fekete vonal ábrázolja. A bemutatott értékek a reflektortól távol elhelyezett érzékelő által rögzített adatok. A hőmérsékleti skála a grafikonok bal oldalán található, legkisebb beosztása 0,1 fokos. Mivel a műszerek érzékenysége  $\pm 0,1^\circ\text{C}$ , előfordulhat, hogy egy adott hőmérsékleti szint körül a mért értékek az előbbi határon belül ingadoznak. Ebben az esetben az értékeket korrigáltuk. A grafikonok jobb oldalán található a látogatók száma. A grafikonon a turisták jelenlétét kis fekete rombuszok sorozatok ábrázolják, a szimbólum hossza az illető csoport benntartózkodási idejét jelenti. Ebben az esetben a teljes barlangban töltött idő jelenik meg, ennek csak egy kis része telik el közvetlenül a műszerek közelében, általában nem több mint 10 perc.

### 3. A turistacsoportok létszámának hatása a hőmérsékletre

Először is az a kérdés merült fel bennünk, hogy mennyiben határozza meg a hőmérséklet emelkedését, hogy hány személy tartózkodik egyidőben a barlangban. Az alábbi ábrából választ kapunk kérdéseinkre. Az első csoport 37 tagú, hatásukra  $9,50^{\circ}\text{C}$ -ot mért a műszer, a csoport kereken egy órát tartózkodott a barlangban. A második csoport 22 tagú, hatására a hőmérséklet  $9,40^{\circ}\text{C}$ -ra emelkedett. Ez a csoport is közel egy órát tartózkodott a barlangban. Ugyanitt megfigyelhető, hogy egy délutáni 3 tagú csoportnak már nincs hatása a hőmérsékletre, igaz, hogy ők valójában csak átszaladtak a barlangon (1. ábra).



1. ábra. A látogatók létszámának hatása a hőmérsékletre

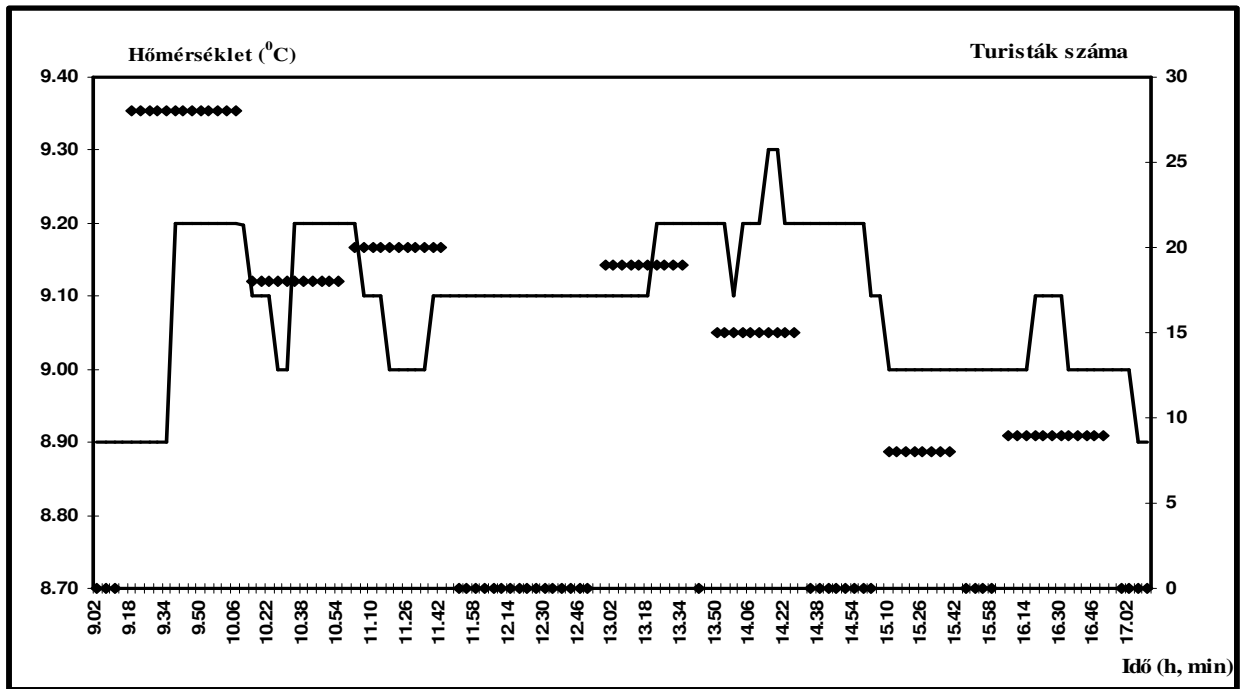
### 4. Az ideális csoportlétszám kérdése

Az előzőek alapján egyértelmű a turisták hatása a hőmérsékletre. Kíváncsiak voltunk arra, hogy van-e olyan létszámú csoport, amelynek nincs hatása a hőmérsékletre. Ezért a továbbiakban különböző létszámú csoportok hatását vizsgáltuk. A 2. ábrán látható egy egész nap látogatási menete. Megfigyelhetjük a különböző létszámú csoportok eltérő hatását. A fenti kérdésre a nap vége felé kapunk választ. Látható amint egy 15-ös létszámú csoport után a hőmérséklet visszaáll az eredeti állapotba. 40 perc után a barlangba érkezik egy 8 fős csoport, amely 28 percig tartózkodik benn. Ezalatt a hőmérséklet nem emelkedik meg. Újabb fél óra eltelté után egy 9 tagú csoport érkezik, amely összesen 44 percet volt a barlangban. Hatásukra a hőmérséklet ismét emelkedik, igaz, hogy csak  $0,1$  fokot, de ez az emelkedés tartós, így biztosan a csoport hatásának tulajdonítható (2. ábra). Ezek alapján levonható az a következtetés, hogy az a létszám, amely még nem gyakorol hatást a hőmérsékletre a 8-as. Ezt a feltevést más napokon végzett megfigyelések is alátámasztják. Persze felvetődhet az a

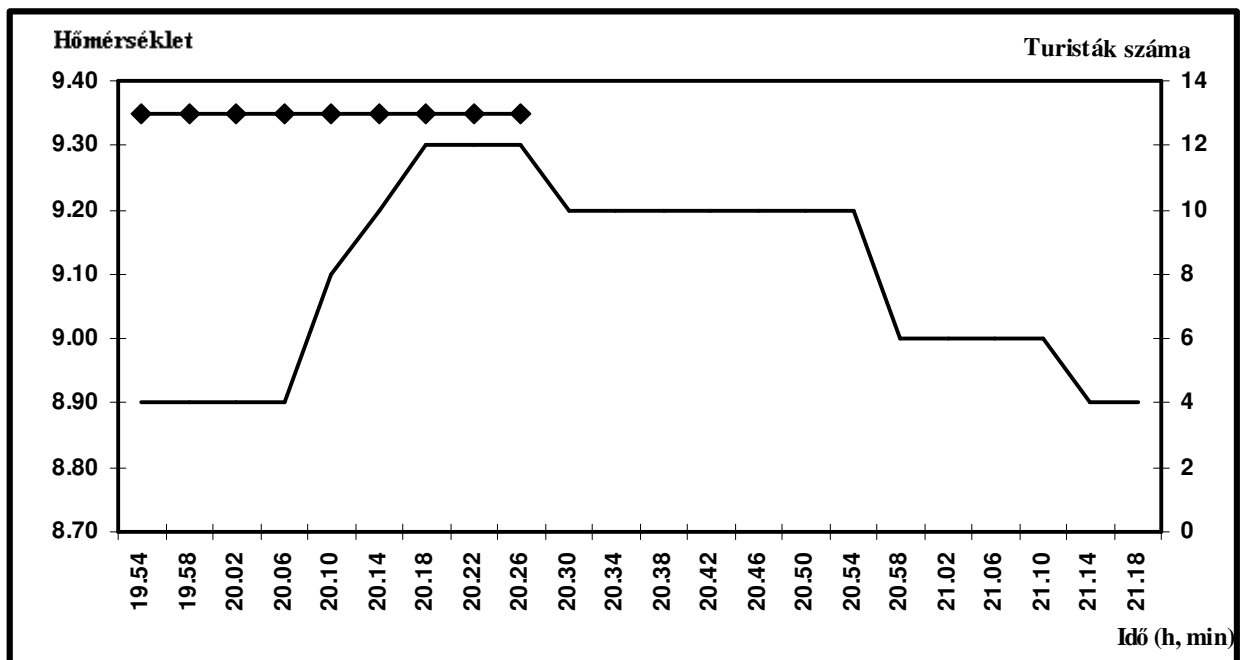
kérdés, hogy vajon mennyi időt töltöttek a csoportok a műszerek közelében. Ennek tisztázására további mérések szükségesek.

### 5. Kísérlet

Az eddigi megfigyelések alatt a turistacsoportok a kivilágított barlangban töltöttek el bizonyos időt. Tehát a jelenlétük által kifejtett hatás összetettnek tekinthető, hiszen a világítás hatása hozzáadódik a testük által kifejtett hatáshoz. Az emberek közvetlen hatásának kimutatására egy kísérletet végeztünk.



2. ábra. A különböző létszámú csoportok hatása a hőmérsékletre, valamint az ideális létszám kérdése



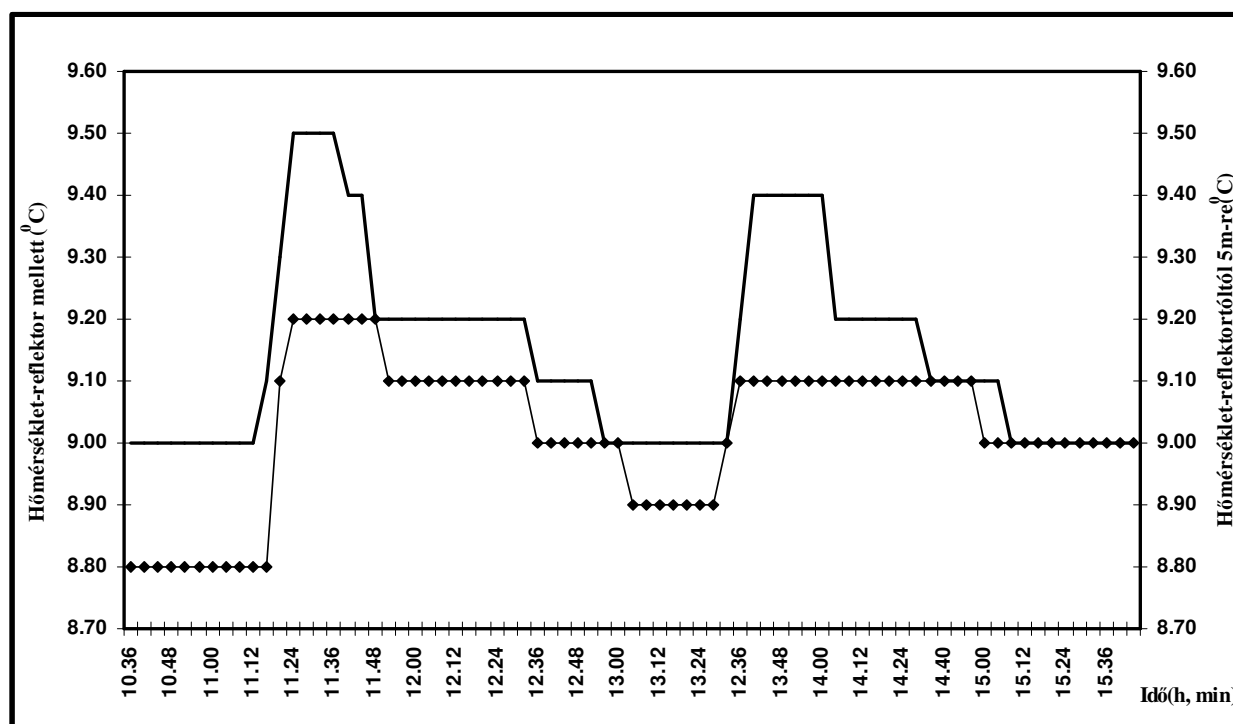
3. ábra. A turisták lámpa nélküli hatása

A kísérlet időpontja este 8 óra, három órával az utolsó csoport távozása után. Számításaink szerint a hőmérséklet ekkor már visszaállt az eredeti állapotokra. Nem használtuk a barlangi világítást. 13 személyből álló kis csoportot alkottunk, és elemlámpával végigsétáltunk a látogatási útvonalon. A műszerek környékén 10 percet időztünk (20.02-20.12 között).

A barlangban való tartózkodásunk alatt a hőmérséklet alig 10 percen belül 8,90 °C-ról 9,30 °C-ra emelkedett. A változás meglepően magas volt, hiszen az eddigi mérések alatt egy 10 személyből álló csoport 0,2 °C-os változást idézett elő. Ebből talán arra következtethetünk, hogy a többi csoport nem tartózkodott 10 percet a műszerek közelében, tehát a tartózkodási időnek is van hatása. Távozásunk után egy órával fokozatosan visszaállt a hőmérséklet 8,90 °C-ra (3. ábra).

## 6. A világítás hatása

A világítás közvetlen hatását a mért adatokból olvastuk ki, hiszen – a fenti kísérletet leszámítva – a csoportok a kivilágított barlangban tartózkodtak. A hidegfényű lámpák nem bocsátanak ki számottevő hőt, ezért konkrétan nem is vizsgáltuk őket, a műszer nem jegyzett fel hőmérsékletváltozást a közelükben. A beépített reflektorok ezzel szemben nagymennyiségű hőt sugároznak, ezek hatását próbáltuk felmérni és vizsgálni. A világítótestek a barlang morfológiáját követik, elhelyezésükben nem találtunk rendszerességet, a reflektorok pedig az alakzatokra hívják fel a figyelmet. A mért adatokból kitűnik, hogy a reflektor közelében elhelyezkedő műszer értékei sokkal magasabbak a reflektortól távolabb eső műszer értékeinél. Míg az előbbi értékek heves ingadozást mutatnak, addig az utóbbi értékek viszonylag stabilak. A hőmérséklet emelkedések párhuzamosak az egyes csoportok látogatásaival, ekkor égnek ugyanis a lámpák. A következő ábrán a két műszer adatai egymás mellett jelennek meg. A reflektor melletti műszer által mért értékek jelennek meg folytonos vonallal, a távolabbi műszer értékei pedig rombuszsorozattal (4. ábra).



4. ábra. A reflektor melletti és a reflektortól távoli műszerek összehasonlítása

## 7. Következtetések

Az adatok elemzése után világossá vált számunkra, hogy a Zichy-barlangban a látogatás hatására változás áll be a barlang hőmérsékletében. A hőmérséklet emelkedése a turistacsoportok látogatása során következett be, ezért arra következtettünk, hogy a felgyülemlett plusz hő okozta az emelkedést. Feltételezésünk szerint a világításnak is van hatása. Azalatt míg a barlang zárva volt, nem voltak látogatók, nem égtek a reflektorok, a műszer nem regisztrált változást a hőmérsékleti értékekben.

A fent elemzett adatsorok a rövid távú emberi hatást látszanak igazolni. A hőmérséklet minden esetben visszaállt az eredeti értékre. Feltevődik azonban a kérdés, hogy ez a szinte mindennapos hőmérsékletingadozás milyen hatással van hosszútávon a barlangra; hogyan lehetne még idejében kiküszöbölni a barlangi klíma visszafordíthatatlan megváltozását. Ehhez hosszabb távú, több éves megfigyelésekre lesz szükség. A barlang mellett található menedékház – amely jelenleg romokban hever – hamarosan felújításra fog kerülni, így előreláthatóan a látogatók szám emelkedni fog, tehát a negatív hatás is.

A világítóberendezés kicserélése és a szakaszos világítás megoldásnak tűnik, ha megfelelően alkalmazzák. Láthattuk, hogy a legnagyobb mértékű hőemelkedést a reflektorok okozzák, ezeket kellene átalakítani, illetve a szakaszos világítást, ha már létezik, alkalmazni is kéne.

## Irodalom

- EVANGHELOS, N. (1992) Peștera de la Vadu Crișului. Teză de doctorat, Cluj Napoca  
RACOVIȚĂ, G. – MOLDOVAN, O. – ONAC, B. (2002) Monografia carstului din M-ții Pădurea Craiului. Institutul De Speologie „Emil Racoviță”, Cluj Napoca  
RUSU, T. (1988) Carstul din M-ții Pădurea Craiului. Pe urmele apelor subterane. Editura Dacia, Cluj Napoca  
TULOGHDI J. (1943) A Révi Zichy-barlang felfedezésének és feltárásának története. Erdély Folyóirat, 11-12 szám, Kolozsvár

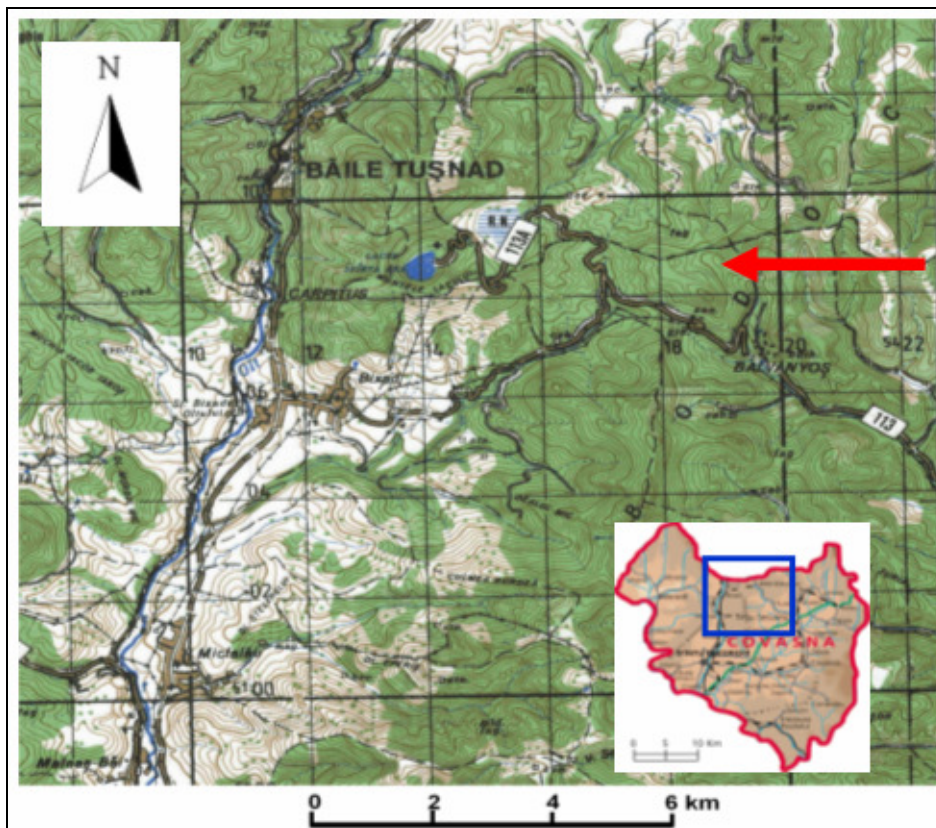


Hegyesi Botond<sup>1</sup>

## A Buffogó-tőzezláp természetföldrajzi elemzése

### 1. Bevezetés

Általában az emberek nagyon keveset tudnak a tőzezlápokról, lápos területekről és ezek fontosságáról. Ezt alátámasztja az a tény is, hogy a XX. század folyamán a romániai lápos területek száma nagyon lecsökkent, egyes lápok teljesen kiszáradtak, vagy a kiszáradás veszélye fenyegeti őket. Manapság már észrevehető, hogy az emberek mentalitása változott és kezd kialakulni a környezettudatos gondolkodás, azonban a lápok védelme még nincsen megoldva.



1. ábra. A Buffogó-láp helye

A Buffogó-tőzezláp egy természetvédelmi terület és érdekes florisztikai rezervátum, ennek ellenére szakirodalmi nagyon szegényes. Kiderült, hogy még nem készült semmiféle összetett tanulmány vagy részletesebb terepi felmérés. Egyrészt tehát azért választottuk ennek a területnek a tanulmányozását, felmérését, mert véleményünk szerint az egész Csomád-régió egyik legértékesebb és legérdekesebb lápjá, és ezáltal is bővítsük a láp irodalmát. Másrészt azért, mert egy ilyen természetvédelmi terület tanulmányozása, felmérése szükségszerű. Egy harmadik ok, amiért e lápról született ez a dolgozat, hogy már több mint nyolc éve ismerjük

<sup>1</sup> Hegyesi Botond Babeş-Bolyai Tudományegyetem Kolozsvár E-mail: hegyeliboti@yahoo.com

és már kisiskolás éveink során is részt vettünk egy olyan projektben (Socrates program keretén belül), mely a Buffogó-láp védelmével is foglalkozott.

## 2. A Buffogó-láp földrajzi helyzete

A Buffogó tőzegláp Kovászna megyében, a Csomád-hegység keleti részén helyezkedik el, 980 m tengerszint feletti magasságban. Megközelíthető a Bálványosfürdőt Sepsibükszádal összekötő műútról, a torjai Büdös-barlangot érintve a kék pontjelzéssel haladva (2. ábra), vagy Bálványosfürdőről a Bálványos pataka mentén, ahol egy erdei kitermelő utat kell követni. Ajánlatos az előbbi, jelzett úton megközelíteni, hiszen érdemes meglátogatni a világhírű torjai Büdös-barlangot, a Gyilkos-barlangot és a Madártemetőt. A szintkülönbség 120 m, a távolság 3,5 km.

## 3. Kutatástörténeti áttekintés

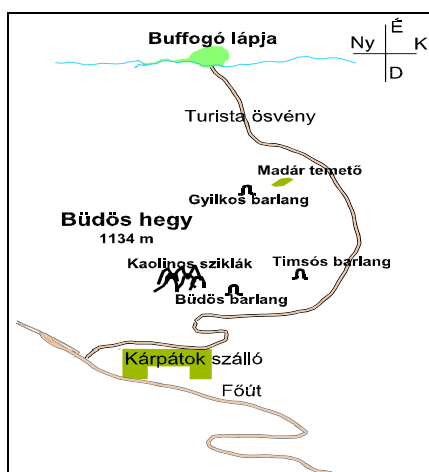
A lápot elsőként POP, E. (1963) említi. Ő az egyetlen, aki a Buffogó tőzegtérfogatót megsejtette. Úgy gondolta, hogy a láp tőzegtérfogata kb. 20 000 m<sup>3</sup>.

KISGYÖRGY Z. (1982) valamint KÓNYA Á – KOVÁCS S. (1972) is említik a Buffogót, de csak útikalauzokban.

A Csíki Természetjáró és Természetvédő Egyesület „Környezetkultúra” című kiadványának XVIII. számában is találtunk rövid ismertetőt a lápról.

Egyetlen részletesebb dolgozatot találtunk a Buffogóról, melyet GERGELY I. és társai (1989) írtak, főleg a növényzetre összpontosítva. Ebben a munkában találunk egy vázlatos helyszínrajzot is a lápban található fontosabb látványosságokkal, amely nem méretarányos és csupán szemléltető szerepe van (Kisgyörgy Zoltán készítette). Ennek ellenére érdemes összehasonlítani az általunk elkészített helyszínrajzzal, hiszen közel 20 évvel ezelőtti állapotot tükröz.

## 4. A Buffogó-láp ismertetése



2. ábra: A Büdös-hegy és környéke térképvázlat (KÓNYA Á. 1972), módosításokkal



1. kép: *Drosera rotundifolia* (Fotó: Pál)

#### 4.1. Általános jellemvonások

A Buffogó egy kis területű, bükkösökkel körbezárt, tőzeges, borvizes ingóláp. Nevét a vízből feltörő bugyogó, „buffogó” gázbuborékoknak köszönheti. Jellegzetes átmeneti láp az eutróf és oligotróf lápok között. (Itt jegyezzük meg, hogy a Büdös-hegy környékén nagyon jól érződnek az utóvulkáni működések. Számos borvíz, mofetta, gázfeltörés létezik. A környéken található Bálványosfürdő, és az Európa szerte híres torjai Büdös-barlang is).

#### 4.2. A Buffogó-láp növényzete

A láp árnyékos és szélvédett helyen található, hiszen egy keskeny völgybe ékelődik, melyet majdnem minden oldalról bükkös vesz körül. Ennek az árnyékoltságnak megfelelően alkalmazkodott az itt található növényzet is, mely nagy vízigényű. A Buffogó központi részén oligotróf jellegű társulásokat találunk, míg más részeken az eutróf lápokra jellemző növényzet uralkodik.

A növényzet leírásával Pop, E. (1955, 1963) foglalkozott elsőnek. Újabban a Csíki Természetjáró és Természetvédő Egyesület (1998) is leírta a láp növényzetét. GERGELY I. et. al. (1989) elég részletesen leírják a láp területén található növénytársulásokat. Megemlítjük a következő növényeket: *Alnus incana* (hamvas éger), *Populus tremula* (rezgő nyár), *Eriophorum angustifolia* (keskenylevelű gyapjúsás), *Ajuga reptans* (indás infű), *Equisetum palustre* (mocsári zsúrló), *Orchis maculata* (foltos kosbor), *Succisa pratensis* (ördögharaptafű), *Valeriana simplicifolia* (macskagyökér) és *Ligularia sibirica f. araneosa* (szibériai hamuvirág). Jellegzetes még a legyezőbajnócás-mocsári gölyaorr (*Filipendulo-Geranium palustre*) és az acsalapus-telekivirág (*Petasites-Telekium speciosae*) magaskórós társulás. A domborúbb, oligotróf jellegű helyeken a tőzegmoha párnácskákat teszi színessé, változatossá a hüvelyes gyapjúsás, tőzegmámorka (*Empetrum nigrum*), tőzegáfonya (*Vaccinium oxycoccus*) és a kereklevelű harmatfű (*Drosera rotundifolia*). A Buffogó északkeleti részén jellegzetes hüvelyes gyapjúsásos-tőzegmohás (*Eriophoro-Sphagnum recurvi*) társulás van. Az erős borvizes, gázömléses helyeket a töviskés sásos-tőzegmohás (*Carici echinatae-Sphagnum*) oligo-mezotróf társulás borítja. Ugyancsak a láp központi részén találjuk a nyírfákat (*Betula verrucosa*, *Betula hybrida*).

#### 4.3. A láp mikroklímája

Az évi középhőmérséklet 4 °C. A legmelegebb hónapok július és augusztus 14-15 °C átlagokkal. 25 °C fölötti hőmérsékletek csak nagyon ritkán fordulnak elő. A leghidegebb hónap január, -6 °C átlaggal. Szélsőséges esetekben -25 °C vagy akár -30 °C értékeket is találhatunk. Az évi átlagos csapadékmennyiség aránylag magas, 800-1000 mm közötti értékeket mutat, júniusi és júliusi maximumokkal. Legkevesebb csapadék ősszel és a téli hónapokban hull, a decemberi 52 mm minimummal (GERGELY et al. 1989).

### 5. Anyag és módszer

A terepi felmérés során több mindent vizsgáltunk. Szerettünk volna egy részletes felmérést a lápról, ezért nem egy bizonyos területen tevékenykedtünk, megpróbáltunk komplex elemzést készíteni.

Elsőnek el kellett készítenünk egy részletes helyszínrajzot, aminek segítségével a továbbiakban tudtunk dolgozni. Ezenkívül több helyen fúrásokat végeztünk a tőzegben, hogy kirajzolhassuk a lápfenék domborzatát, meghatározva ezáltal a Buffogóban levő tőzeg térfogatát. Mértünk vízhozamot, csapadékot, hőmérsékletet és páratartalmat is egy rövid periódusban.

Felhasznált eszközök: mérőszalag, mérőléc, iránytű, libella, GPS vevő, orosz típusú talajfúró, holland „Eijkelkamp” talajfúró, hordozható automata meteorológiai mérőállomás, hidrológiai bukó.

### 5.1. A Buffogó első helyszínrajzának elkészítése

Az első méréseket 2004-ben végeztük. A láp első helyszínrajzát mérőszalagos körbemérés után rajzoltuk ki 1:1000-es méretarányban, amit majd újraserkesztettünk Ocad programban 1:500-as méretarányban (*III. melléklet*). A mérőszalagos körbemérés alapján elkészült helyszínrajzra bejelöltük a láp területén az összes általunk feltérképezett objektumot: tó, száraz tómedrek, gázfeltörések, forrás stb. Ezek közül legfontosabb a láp egyetlen állandó szabadtükrű tava, melynek medrét mesterségesen alakíthatták ki, hogy fürdőzésre alkalmassá tegyék. 2007 tavaszán egy Garmin GPS Map 60 típusú kézi GPS-szel is felmértük a lápot, és várakozásainknak megfelelően az általa kirajzolt lápkörvonal majdnem teljesen egyezik az általunk készített helyszínrajzzal.

Az elkészített térképen feltüntettük a láp területét, kerületét, hosszát, legnagyobb szélességét (*III. melléklet*). Legutoljára az elkészített 1:500-as helyszínrajzra berajzoltunk négy nyilvánvalóan elkülönülő növény övezetet. Idén sikerült a láp tőzegtérfogatát is kiszámolnunk, hiszen több helyen fúrásokat végeztünk. 18750 m<sup>3</sup> tőzeg található a lápban. Tehát a POP, E. (1963) szerinti 20000 m<sup>3</sup> nagyon közel áll a valósághoz.

### 5.2. A lápban végzett tőzgefúrások

Az első fúrára 2004 szeptemberében került sor. Ekkor egy orosz típusú fúró segítségével tőzegmintát vettünk a láp központi részén, hiszen úgy gondoltuk, hogy ott lehet a legvastagabb a tőzegréteg. Egyetlen fúrást végeztünk, mely majdnem 3 órát vett igénybe. A fúrási mélysége 260 cm, ugyanis ebben a mélységben már eltűnt a tőzeg és agyagos iszap váltotta fel ezt. A mintákat szerettük volna pollenanalízis vizsgálatra küldeni, sajnos ez meghiúsult anyagi okok miatt.

2007-ben egy holland Eijkelkamp talajfúróval 16 helyen sikerült fúrunk, gyakorlatilag lefedve ezáltal a láp azon részét, ahol a dagadó jellegű tőzegmoha dominál. Egy fúrási nem tartott többet 20 percnél, és az idő is nekünk kedvezett. Két pontban – melyek a régebbi fúrásunk közelében voltak – 4,10 m mélyre fúrtunk, bár nem számítottunk ekkora tőzegovastagságra. A többi fúrási mélysége 1,30 m és 3,20 m között váltakozott. A tőzeg annyira telített volt vízzel, hogy a fúrt lyukak azonnal megteltek, gyakorlatilag már az első 10 cm után víz volt a láp aljáig, ahol agyagos vízzáró réteg található. A fúrások segítségével sikerült kirajzolnunk a lápfenék domborzatát, és elkészítettük a láp első mélységvonalas térképét a Surfer nevű térinformatikai programban (*I. melléklet*). Idei fúrásaink is bizonyították azt a feltevésünket, hogy a láp legdagadóbb és egyben legmélyebb része a központi, oligotróf rész, ahol az állandó tó is található. A Surfer által rajzolt lápfenék domborzati térképek nagyon jól tükrözik az előbb állítottakat. A maximális mélység tehát 4,10 m, mely nagyjából a láp közepén található, tőle minden irányba kisebb vastagságú a tőzegttest. Az elnyúlt nyugati részen is próbáltunk fúrni, de ott már nem volt tőzeg, csupán

lankás, iszapos talaj. Éppen ezért az elkészített mélységvonalas térképeken ezt a részt nem is tüntettük fel, csak a központi oligotróf részt. A láp esését nem vettük figyelembe a mélységvonalas térkép elkészítésekor, mert az nehezítette volna a számításokat.

### 5.3. A láp vízháztartásának vizsgálata

A Bálványos-patak vízhozamát két alkalommal is mértük. Először úszók segítségével az első terepi kiszálláskor, 2007 tavaszán pedig bukók használatával. Mértünk a láp felső részén, ahol a patak befolyik, és a kifolyásnál. Az úszókkal történt vízhozammérés szerint a lápba befolyó víz mennyisége nagyobb, mint a lápból kifolyó vízé.  $6,06 \text{ cm}^3/\text{s}$  víz folyik be és csupán  $5,45 \text{ cm}^3/\text{s}$  folyik ki. Ez részben bizonyítja a láp víz-visszatartó képességét. Persze nem tekinthetünk el a párologástól és párologtatástól sem, melyeket azonban nem állt módunkban mérni. 2007 tavaszán három bukót szereltünk fel. Kettőt a láp felső részénél



2. kép: Vízhozammérés úszókkal balról és bukóval jobbról (saját fotó)

helyeztünk el, a két kis patak lápba érési pontjánál, a harmadikat pedig a patak kifolyásánál. A tavaszi méréseink is bizonyították a láp víz-visszatartását, hiszen mindig arra törekszik, hogy minél több vizet kapjon, minél közelebb legyen a telítettségi állapothoz.

## 6. Záró gondolatok

A Buffogó-láp egy olyan természeti értékünk és ritkaságunk, mely különös figyelmet érdemel, de itt a környezetvédelem súlyos gondokkal küzd. Szomorúan tapasztaltuk, hogy a Buffogó közvetlen közelében erdei kitermelő utat létesítettek és a közeli erdőkből rengeteg fát kivágtak, a láp északnyugati oldalán levő lejtőn tarvágást végeztek. Az erdő kivágása közvetlen hatással lehet a láp további létére. Megváltozhat a Buffogó mikroklímája, ha túl sok napsütés éri, csökkenhet az árnyékoltság és változhat a láp vízháztartása is. Hosszú távon a kiszáradás veszélye is fennáll. Valahogyan tudatosítani kell az emberekben, hogy természeti kincsekről és értékekről van szó, melyeket őriznünk és óvnunk kell.

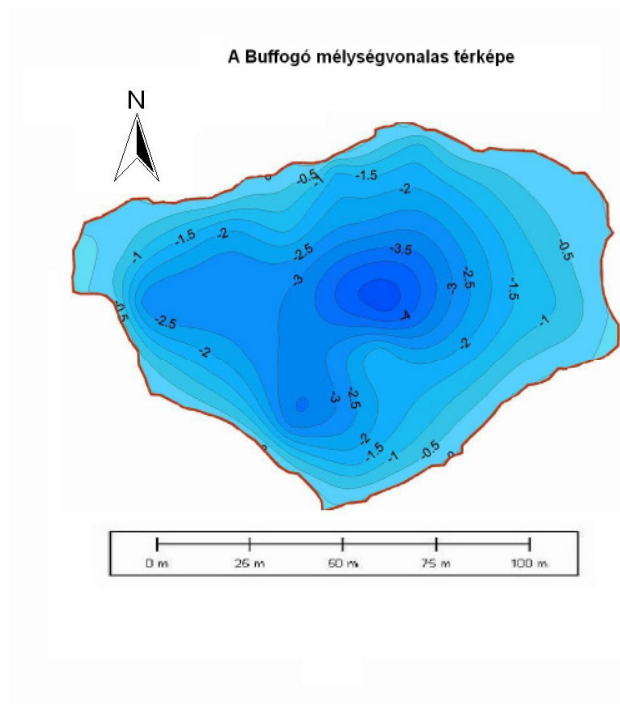
Az eddigi kutatásaink és méréseink nem elegendőek ahhoz, hogy egy pontos vízháztartást tudjunk megállapítani, további mérésekre, monitoringra lenne szükség ennek érdekében. A láp növényzetének leírásával sem foglalkoztak újabban, mi is csak egyszerű megfigyeléseinket írtuk le. Éppen ezért célszerű lenne egy aktuális és részletes növényzeti térkép elkészítése. Ennek érdekében szeretnénk a jövőben biológusokat is bevonni a terepi munkába. Jó lenne, ha sikerülne pollenanalízist készíteni a tőzegmintákból, hiszen választ kaphatnánk a láp kialakulásával és korával kapcsolatosan. Szeretnénk a feltörő gázokat is

vizsgálni, hiszen éjszakai termikus inverziókor tapasztaltuk, hogy az egész völgyben erősen koncentrálódik a gáz.

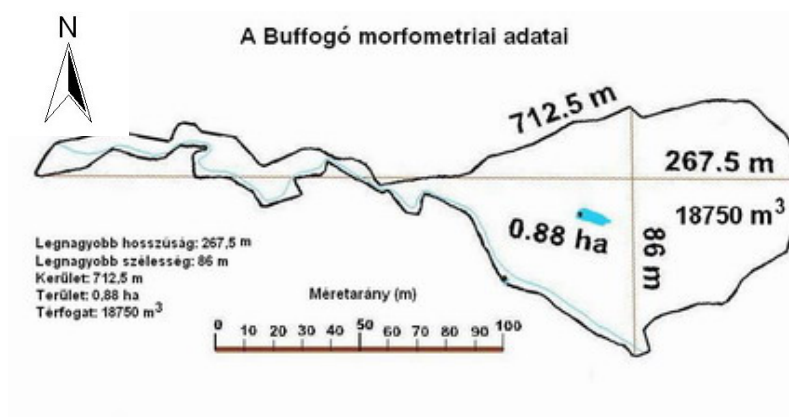
Szükségesnek tartjuk felvenni a kapcsolatot a közeli falu, Torja polgármesteri hivatalával, hiszen az erdőrész, ahol a láp található, a falu tulajdona. Jó lenne puffer zónát létesíteni a láp körül, és ezáltal a további pusztító erdőirtást és természetrongálást megállítani, megvédvén a Buffogót az eltűnéstől.

## 7. Melléklet

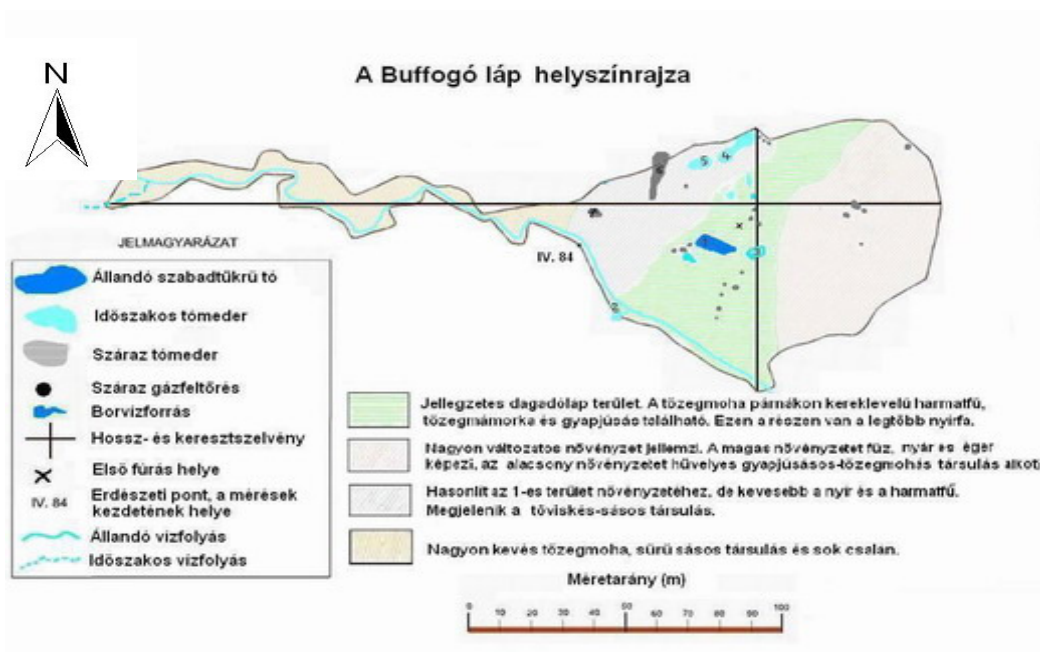
A balról levő mélységvonalas rajz Surfer programban készült. Az elnyúlt, eutróf jellegű nyugati részt nem vettük figyelembe, hiszen ott a tőzeg majdnem teljesen hiányzik



I. melléklet



II. melléklet



*III. mellékelet*

**Irodalom**

- BORSY Z. (1998) Általános természetföldrajz, Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest
- GERGELY I. – GROZA GH. – KISGYÖRGY B. (1989) Flora și vegetația mlaștinii „Răbufnitoarea” (Munții Turiei – Județul Covasna), Contribuții Botanice, Cluj Napoca
- KÓNYA Á. – KOVÁCS S. (1972) Bálványosfürdő és környéke, Az RPK Kovászna megyei bizottsága
- KISGYÖRGY Z. (1982) Băile Balványos, Editura Sport-Turism, București
- POP, E. (1955) Mlaștinile noastre de turbă și problema ocrotirii lor, Ocrotirea Naturii, București
- POP, E. (1963) Mlaștinile de turbă din R. P. R., Editura Academică R.P.R, București
- Környezetkultúra XVIII b (1998) A Csíki Természetjáró és Természetvédő Egyesület információs anyaga, Csíkszereda,
- Térségfejlesztés (2001) A Csíki Természetjáró és Természetvédő Egyesület információs anyaga, Csíkszereda
- Szent Anna-tó és környéke (1998-99) Turistatérkép, Dimap, Budapest
- [www.cchr.ro](http://www.cchr.ro)
- [www.eco-turism.ro](http://www.eco-turism.ro)
- [www.erdelyikarpategyesulet.ro](http://www.erdelyikarpategyesulet.ro)

Dr. Tóth Csaba<sup>1</sup>

## Kunhalmok rétegtani vizsgálatára alapozott őskörnyezeti rekonstrukció

### Abstract

Stratigraphic analysis of kurgans reveals much information on their construction conditions and the environmental conditions at that time. Simple burial and guard mounds have a homogeneous, non-stratified inner structure and were built from the humus bearing upper soil layer of the immediate surroundings. The shallow excavation sites are not visible today. Larger tell sites from the Bronze Age are composed of several tell or culture layers. These were usually surrounded by ditches with original depths up to 3.5 metres, thus they are well visible even today. The ditches are abundant in informative deposits with the help of which the activity of the former inhabitants changing their environment could have been reconstructed.

### 1. Bevezetés

A makroformákban szegény Alföldön nagy számban található néhány méter magas halomszerű formákat, amelyeket a köznyelv és a földtudományi szakirodalom egyaránt kunhalmoknak nevez. Kunhalomnak tekintünk minden olyan mesterségesen keletkezett, a térszínből érzékelhetően jól kiemelkedő magaslatot, ami keletkezési korától, funkciójától, földrajzi fekvésétől függetlenül „halomszerű” formakincse a síksági tájnak. Ez alapján a természetes geomorfológiai képződmény (bucka, laponyag, porong stb.) nem tekinthető kunhalomnak, éppúgy, mint az újkeletű mesterséges dombok, depóniák (pl.: téglagyári bányadombok, meddőhányók, geodéziai magassági jegyek, stb.). A markánsan kiemelkedő, halommá magasodott lakódombokat (tell-telepek) viszont – annak ellenére, hogy a régészek ezeket nem tekintik kunhalmoknak – kunhalomként célszerű kezelni (TÓTH A. 1999). A kunhalmok akár geomorfológiai, régészeti, tájképi, növény- és állattani szempontból is értékesek lehetnek, ezeket a magyar természetvédelem – az antropogén formák közül egyedülként – a földtani értékek kategóriájába sorolja, és természeti emlékként kezeli (RAKONCZAY Z. 1998).

### 2. Vizsgálati módszerek

A vizsgálatra kiválasztott kunhalmok a Hortobágy déli területén található (Kerülő-halom, Ór-halom, Tök-halom), de a Borsodi Mezőség egyik lakóhalmát (Test-halom) is megkutattuk.

A halmok geomorfológiai adottságainak meghatározásához teodolitot használtunk. A térképezés adataiból WinSurfer 6.0 szoftver segítségével elkészítettük a halmok szintvonalas térképét.

A halmok rétegtani leírásához térképező fúrásokat végeztünk egy szelvény mentén, a halom méretétől függően 5-20 méterenkénti közökkel. A fúrásszelvények a halomtest alá, az eredeti, eltemetett talaj „C” szintjéig mélyültek, melyeket 10 cm-enként mintáztunk meg. A körárokmal rendelkező tell típusú halmoknál az árokban is létesítettünk fúrásokat, illetve egy

<sup>1</sup> Dr. Tóth Csaba Debreceni Egyetem Természetföldrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Debrecen  
E-mail tothcsa@delfin.unideb.hu



esetben üledékszervénnyel is ástunk. A begyűjtött minták szemcseösszetételét Köhn-pipettás iszapolással és száraz szitálással határoztuk meg. A pH-értékeket vízben és KCl-ban mértük meg. A minták mésztartalmát Scheibler-féle kalciméterrel, az összes szervesanyag mennyiségét (humusz-tartalmat) Tyurin-féle módszerrel határoztuk meg.

### 3. A kunhalmok rétegtani vizsgálata

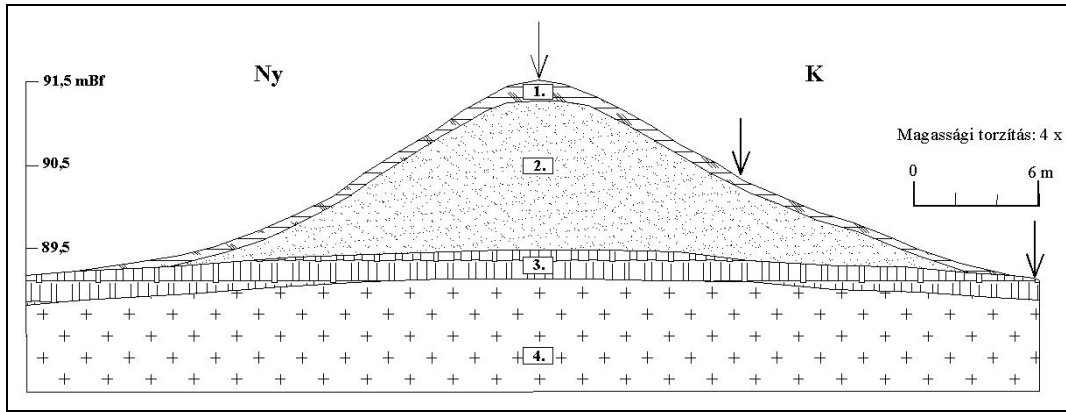
Az alföldi kunhalmokat mind a feüképződményeik, mind belső rétegtani szerkezetük alapján két csoportra oszthatjuk. A halmok építése során az emberi kultúrák minden esetben figyelembe vették a helyi természeti adottságokat, azaz a már meglévő természetes kiemelkedéseket magasították meg saját céljaiknak megfelelően. Így a Tiszához közel eső nagykunsági és nyugat-hortobágyi területeken minden esetben valamilyen félig kötött pozitív futóhomokformán (*garmada, maradékgerinc*) találjuk a halmokat. A feüképződményeik tehát ebben az esetben zömmel apró és középszemű homok. Ahol a homokterületek véget érnek, már a vízfolyások mentén emelkedő *folyóhátak, laponyagok, porongok* ártéri löszös üledékei (kőzetliszt) képezik a kunhalmok alapkőzetét.

Rétegtani szempontból a halmok lehetnek *homogén, rétegtelen belső struktúrájúak* és lehetnek egy vagy több *kultúrréteggel megszakított, összetett szerkezetűek*.

A **sírhalmok** és az **őrhalmok** minden esetben az első csoportba, az egyszerűbb belső szerkezetű halmok közé tartoznak. A sírhalmok vagy kurgánok (türk-mongol, jelentése: sírdomb) a rézkorban (i.e. 3500-3000) épültek nagy számban az Alföldön és a tőlünk keletre elterülő sztyeppéken. A több rézkori halmokba később szkíta, germán, szarmata, honfoglalás-kori és kun beletemetkezések történtek (CSÁNYI M. 1999). A kurgánok az alaptermetkezés és az esetleges későbbi beletemetkezések régészeti anyagán kívül nem tartalmaznak más leletet. Építésük többnyire egy fázisban történt, azaz viszonylag rövid idő alatt (akár egy nap alatt is) elkészülhettek. A későbbi idők folyamán esetenként megmagasították ezeket.

Az őrhalmok vagy strázsahalmok alacsony, régészeti leletet ritkán tartalmazó halmok, melyek a nagy lakóhalmok (tell-telepek) közötti információtovábbításban játszottak fontos szerepet.

A Hortobágy déli részén megfúrt halmok közül a *Kerülő-halom* (1. ábra) és az *Őr-halom* bizonyult egyszerűbb szerkezetűnek. Ezek a halmok egy sárgásbarna színű, agyagos kőzetliszt dominanciájú, ártéri löszös üledékre települtek, melyben vízi Mollusca héjakat, valamint vas- és mangánkiválásokat lehetett megfigyelni. A feüképződmény fölött minden esetben kimutatható volt egy 40-50 cm-es, alulról fölfelé sötétedő, barna színű, humuszban és mészben gazdagabb réteg, ami az eltemetett egykori talajrétegnek felel meg. Sírhalmok esetében ez a két réteg volt az alaptermetkezés szintje, melyre összehordva a környező terület talajait, épült fel maga a halom (1. ábra).

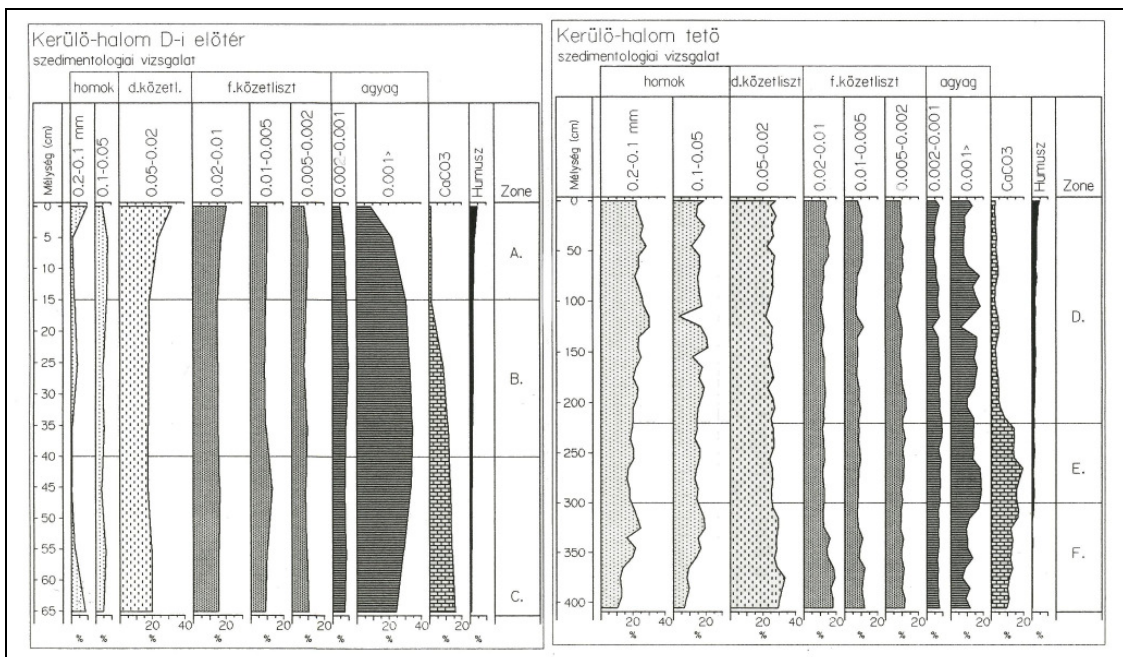


1. ábra. A Kerülő-halom (Püspökladány) rétegtani vázlat (TÓTH Cs. 2004)

1. recens, gyökerekkel átszőtt talaj 2. összehordott, kevert halomanyag 3. eltemetett talajszint  
4. ártéri lösz – fekküépződmény → fúrás helyek

Az üledékelemzések (szedimentológiai vizsgálat, mész- és humusztartalom mérés) azt mutatják, hogy ezek a halmok szinte teljes egészében jó minőségű, szervesanyagban gazdag talajrétegekből állnak, tehát anyaguk a környező térszín talajának (mélyben sós réti csernozjom, sztyeppesedő réti szolonyec) humuszban gazdag felső, „A”, esetleg „B” szintjéből származik (2. ábra). E talajok fekküépződményét, az infúziós lösz, a kurgánok és az őrhalmok építéséhez nem használták fel, a fúrászelvényükben ugyanis végig a természetes viszonyoktól eltérő, kevert, laza szerkezetű, sötétbarna színű, magas humusztartalmú feltalaj rétegeit találjuk. A homogén szerkezetű halombelső bizonyos mélységi tartományokban mészkiválások és mészlepedékek teszik változatossá, amit feltehetően egy-egy beletemetkezés során, a csontokból kioldódott mész okoz.

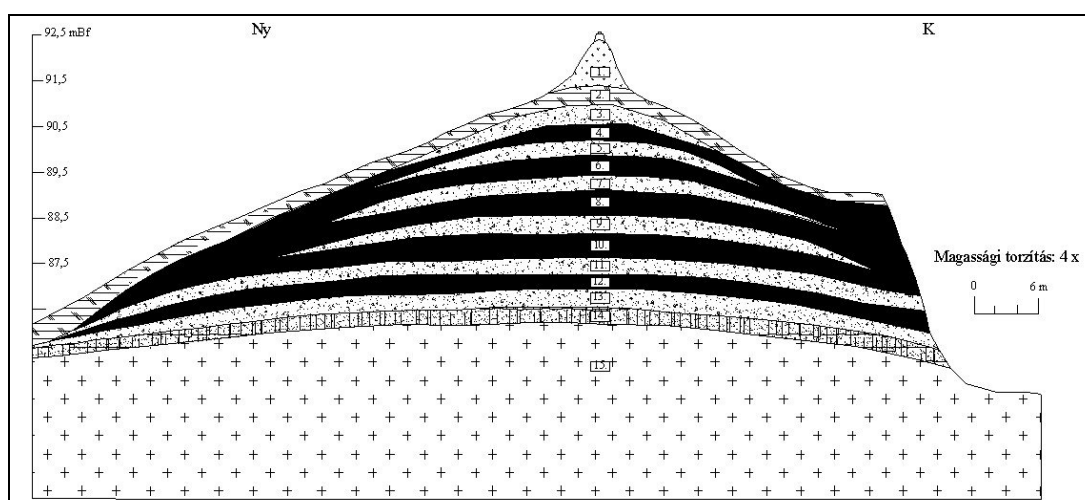
Mivel ennél a halomtípusnál az egykori anyagkitermelő helyek nem lehettek mélyek (maximum 60 cm), így napjainkban a gyors feltöltődésük miatt már nem látszódnak ezek a negatív formák. Legfőképpen a szántóföldi művelés okozta talajerózió egyengette el felszínüket.



2. ábra. A Kerülő-halom előterében és a halometőn létesített fúrás üledékmintáinak elemzése (TÓTH Cs. 2004)  
A, B, C: a természetes talajszelvény A-B- és C-szintje; D: a halom hordott anyaga; E: eltemetett talaj; F: alapkőzet (C-szint)

A **lakódombok** vagy **tell-ek** (arab, jelentése: domb) a kurgánokkal és őrhalmokkal szemben hosszú évszázadok, sőt évezredek alatt érték el jelenlegi méreteiket. Mindez annak a következménye, hogy a tellek jelentős mennyiségű anyaga nem közvetlen magasítás során épült be a halomtestbe, hanem egy népcsoport hosszú egy helyben tartózkodása folyamán, a lassan felhalmozódó „háztartási hulladék” (patics, edénytöredékek, állati csontok, kagylóhéjak stb.), azaz a kultúrrétegek révén spontán módon magasodtak fel (CSÁNYI M. 1999). A településeken gyakran bekövetkező tűzvészek után sok esetben az összedőlt épületek maradványainak elegyengetése és némi földhordás után későbbi időszakokban újból benépesült a halom. A lakódombok esetében tehát csak az egyes megtelepedési szintek között tapasztalható direkt megmagasítás. Így alakult ki rétegről rétegre a tell-ek sajátos összetett belső szerkezete.

Az általunk megfúrt halmok közül a *Boda-*, a *Büte-*, a *Nagycsósz-*, a *Test-*, és a *Tök-halom* biztosan a tell-típusba lehet sorolni. E halmok belső szerkezetében ugyanis a sötétbarna, szervesanyagban gazdag, hordott rétegek egy vagy több paticsos, edénytöredékeket, csontot és faszenet tartalmazó lakószinttel váltakoznak, melyet a *Tök-halom* keresztmetszvényén jól lehet tanulmányozni (3. ábra). A Tök-halom, a Hortobágy folyó jobb partján húzódó folyóháton fekszik infúziós löszre települve. A feküképződmény fölött egyre magasabb humusztartalmú (2-3,6%) sötétebb színű, és alacsonyabb mésztartalmú (4-7%) antropogén, kevert, agyagos kőzetliszt rétegek következnek, melyeket nyolc téglavörös színű, intenzív paticsos lakószint tagol (3. ábra). A halom tehát hosszú időn keresztül lakott volt (neolitikumtól a középkorig). Az utóbbi évszázad során a halmot szántóföldi művelésbe fogták, melynek következtében a szétszántás és a felszíni erózió közel 0,8 – 1,1 méter vastag réteget hordott le felszínéről. Számításaink szerint a lepusztult tell-anyag mennyisége 2120 m<sup>3</sup>-nek bizonyult, amely a halom előterében halmozódott fel. Az erózió mértékét, a halom csúcsán megmaradt, a magassági jegy által megvédett „tanúfelszín”, és az alatta átlagosan 1 méterrel mélyebben folytatódó szántóföld magasságkülönbsége jól mutatja. Ez a káros folyamat veszélyezteti a felszín közeli kultúrrétegek épségét, így mindenképpen ajánlatos lenne a gazdálkodási mód megváltoztatása, a halom szántóföldi művelésből való kivonása. A Tök-halom testét azonban a Hortobágy folyó oldalazó eróziójával is jelentősen károsította, közel 800 m<sup>3</sup> anyagot mosott el a folyó a halomtestből, melynek eredményeként egy 4 m magas, meredek fal keletkezett az ártér irányában (3. ábra).



3. ábra. A Tök-halom (Nádudvar) rétegtani vázlat (TÓTH Cs. 2007)

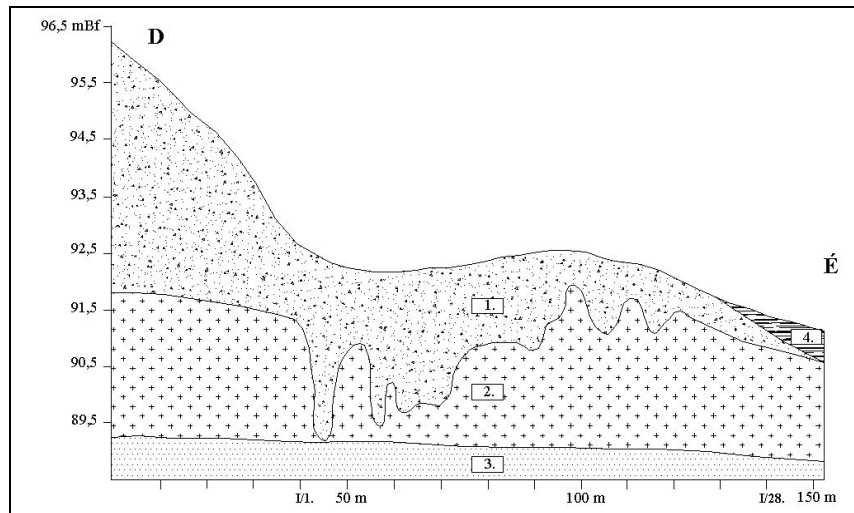
1. legfelső, hordott talajrétegből álló halommagasítás, mely a magassági jegy védelme alatt szigetszerűen maradt meg
2. szántott talajréteg
3. 5. 7. 9. 11 és 13. vörösbarna, patics- és cseréptöredékekben gazdag lakószintek
4. 6. 8. 10. és 12. sötétbarna, szervesanyagban gazdag, mészlepedékes, kevert szerkezetű tell magasítás
14. eltemetett, bolygatott szerkezetű talajszint kevés régészeti anyaggal
15. ártéri lösz - feküképződmény

A nagy kiterjedésű tell-telepek lábánál – ellentétben az alacsonyabb kurgánokkal és őrhalmokkal – sok esetben az intenzív szántóföldi művelés ellenére is fennmaradtak a földkitermelő helyek, mint a *Test-halom (Szakáld)*, a *Zsolcai-halmok (Onga)* és a *Nagycsősz-halom (Polgár)* esetében. Ezeket a neolitikum (Alföldi vonaldíszes kultúra), valamint bronzkori (Hatvani és Füzesabonyi kultúra) tell-telepeket jól láthatóan körárkok veszik körbe, melyek minden esetben a pleisztocén, agyagos kőzetliszt dominanciájú ártéri löszszerű üledékekbe mélyültek bele. Az árkok eredetileg akár 3,5 m mélyek is lehettek, amelyek kitermelt anyaga a halom megmagasítása mellett, a tapasztott (patics) falú lakóházak fontos építőanyaga volt. Az árkoknak ugyanakkor zömmel védelmi, esetenként elválasztó szakrális, rituális funkciói is lehettek (RACZKY P. et al. 1994). Ezekben az árkokban, mint lokális üledékgyűjtőkben a településről és annak környezetéről igen fontos paleoökológiai információk (bemosott talaj, pollen, csigahéjak, faszén stb.) halmozódtak fel.

#### 4. Polgár –Nagycsősz-halom árokrendszerének vizsgálata

A *Nagycsősz-halom*, a Hajdúság és a Hortobágy északi érintkezési zónájában, egy infúziós löszplatón helyezkedik el, mely határos a Tisza alluviális síkjával. A Nagycsősz-halom közelében két feltárt bronzkori régészeti lelőhely található (Kenderföld és a „6-os lelőhely”). A Csősz-halom tehát e két település között központi helyen fekszik. A halom központi, legmagasabb területén különböző korú, egymás romjaira épített házak nyomait, tűzhelyeket, kultikus és használati tárgyakat tártak fel a régészek. Előzetes geofizikai (mágneses) vizsgálatok szerint a halmot öt koncentrikus árok veszi körül, melyeket helyenként radiális árkok kötnek össze (PUSZTA S. 1998). A mágneses képen jelentkező sötét foltok intenzív régészeti leletanyagot (patics, cseréptöredékek) jeleztek. A feltöltődés és a szántóföldi művelés következtében ezek a negatív formák már nem láthatóak a felszínen. Ezért a halom csúcsától északra egy szelvény mentén, összesen 42 térképező fúrással feltártuk a halom peremének rétegtani viszonyait, a harmadik árokkitöltés anyagán pedig szedimentológiai vizsgálatokat végeztünk el.

A fúrásszelvény a magassági jegytől 40 méterre, északra kezdődik, amely az árkok elhelyezkedéséről ad információt (4. ábra). Az elvégzett fúrások erősen bolygatott talajrétegeket tártak fel, szinte minden esetben a zavartalan rétegzettségű infúziós lösz felszínig, vagy az ez alatt elhelyezkedő ártéri finomhomokos apróhomok üledékéig hatoltak le. Az I/3. számú furat mélyült a legmélyebbre. Itt 3,2 méter mélységig kevert paticsos, csontot és faszén tartalmazó bemosott antropogén rétegeket találtunk, amely a halomhoz kapcsolódó árokrendszer legbelső és egyben a legmélyebb tagját jelenti. Az I/6 – I/19. furatok közötti rész jelentősen keveredett, szabálytalanul csatlakozó rétegeket tartalmazott. Ez a terület a geofizikai mérések során regisztrált észak-déli irányú anomáliákkal esik egybe. Ennek a struktúrának a létrejötte az árkok esetleges összenyitásával, a radiális árokrendszer kiépítésével magyarázható. Az árok ezen a területen sekélyebb, nem éri el a homokos feküdképződményt. Az I/23 – I/27. sz. fúrásponatok között két kisebb, 1,3 – 1,5 méter mélységű árkot lehetett kimutatni. A térképező fúrások igazolták a geofizikai mérések eredményeit, miszerint a halmot öt árok szerű mélyedés veszi körül. A halom központi részének régészeti feltárása alapján ezek az árkok a neolitikum időszakában létesültek, melyek mint kis méretű lokális üledékgyűjtők az emberi hatásra megbolygatott, lemosott talajt összegyűjtötték. A tell-telep környezetének rekonstruálása miatt a harmadik árok talajfeltárásából talajmintákat gyűjtöttünk, melyeken szedimentológiai vizsgálatokat végeztünk el.



4. ábra. A Nagycsosz-halom északi előterének rétegtani viszonyai az I. sz. fúrásszelvény alapján (TÓTH Cs. 2004)

1. bolygatott, kevert régészeti rétegek 2. ártéri lösz 3. apróhomokos finomhomok 4. ártéri üledék

Az árkot jelentős karbonát- és agyagtartalmú infúziós löszbe mélyítették, melyet 2,9 méter vastagságú bemosódott talaj és telephulladék tölti ki. Az árok alján, 2,8 – 2,9 méter között az infúziós lösz és a bemosódott talaj keveredése figyelhető meg, egy ún. „zápor szint” alakult ki. 2,8 - 2,2 méter közötti mélységben az árkot egy közel 55 %-os agyag-, 5-6 % karbonát- és 3% humusztartalmú bemosott talaj töltötte ki. A közeli Kengyelköz- és a Király-ér üledékeiben végzett pollenelemzések alapján ez a bemosott talaj, egy tölgyes dominanciájú erdőben kialakult barna erdőtalaj lehetett (SÜMEGI P. et al. 1998). Ebben a szintben végzett talajcsiszolat vizsgálatok nagy mennyiségű pernyét mutattak ki, amely nagyméretű erdőtüzek kialakulását jelzi az árkok kialakulásával egy időben, kb. 4500 – 5000 BP évvel ezelőtt. A Csosz-halmot övező területen feltehetően ekkor égették le az eredeti erdei vegetációt, amely teret adott a földművelésnek és az állattartásnak. Az árokkitöltés alsó rétegeiben jelentkező vassorsó szemcsék és a mészlepedék kialakulása jelzi, hogy a talajvíz szintje elérte az árok alját, sőt a tiszai áradások alkalmával közel fél méteres vízborítás alakulhatott ki ebben az árokban.

2,2 – 1,0 méter között az előző rétegektől eltérő összetételű, lepusztult, és az árokba mosódott talajszintet lehetett kimutatni. Ebbe a rétegben a pernye mennyisége ugrásszerűen lecsökkent, a humusztartalom kismértékben szintén csökkent, az agyagtartalomban viszont kismértékű növekedés mutatkozott. Ezek a változások az eredeti erdei talajszerkezet és talajösszetétel megváltozását, és egy másodlagos, emberi hatású talaj kialakulását jelzik. A humusztartalom csökkenése egy nyitottabb vegetáció létrejöttére utal, ami az emberi termelő tevékenységgel és zavarással lehet összefüggésben. Az agyagtartalom növekedése azt jelzi, hogy az egykori erdei talajnak az „A” szintje már jelentősen erodálódott és a kisebb humusztartalmú, agyagosabb „B” szint lepusztulása is megkezdődött. Az árok aljától az 1,0 méteres mélységig terjedő két bemosódott talajszintre egyaránt jellemző a zavart, bolygatott szerkezet és a halom tetejéről származó régészeti anyag (cserépdarabok, patics, csont stb.) bemosódása.

Az árokkitöltés legfelső, 1 méteres rétegén már nem lehet kimutatni az emberi hatást. Feltehetően a bronzkor végétől a terület lakatlanná vált, így a bemosódott urbanitrétegeken természetes talajosodás indult el, melynek eredményeként csernozjom típusú talaj alakult ki. E talajszint felszín közeli részén a recens bolygatás, a nagyüzemi földművelés hatásai (humusztartalom csökkenése, szerkezetromlás) jól láthatóak.

A Csősz-halom árokrendszere eddigi ismereteink alapján feltehetően rituális, kultikus funkciókat tölthetett be (RACZKY P. et al. 1994). Mindezt alátámaszthatja az a tény is, hogy a halom épített szerkezetében, a mágneses képen jól kivehetően egy határozott északkeleti tájolás fedezhető fel. A terepen ebben az irányban pontosan a Tokaji-hegy csúcsát láthatjuk. E kiváló tájékozódási pont a hajdan élt emberek számára is nagy fontossággal bírhatott.

A közlemény a Magyar Tudományos Akadémia Bolyai János Ösztöndíjának támogatásával készült.

### Irodalom

- CSÁNYI M. (1999) A kunhalmok régészeti értékei. – In: Kunhalmok. (szerk.: Tóth A.) Kisújszállás, p 41.
- PUSZTA S. (1998) A mágneses tér vizsgálata. Természet Világa, Természettudományi Közlöny 129. évf. 10. füzet, pp. 443-444.
- RACZKY P. – MEIER-ARENDE, W. – KURUCZ K. – HAJDÚ ZS. – SZIKORA Á. (1994) Polgár-Csőszhalom A Late Neolithic settlement in the Upper Tisza region and its cultural connenctions (Preliminary report). Jósa András Múzeum Évkönyve, 36. pp. 231-236.
- RAKONCZAY Z. (1998) Természetvédelem. Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest. p. 80.
- SÜMEGI P. – KOZÁK J. – TÓTH CS. (1998) Tiszapolgár - Csőszhalom régészeti lelőhely geoarcheológiai vizsgálatai. Kutatási jelentés, Debrecen pp. 1-16.
- TÓTH A. (1999) Kunhalmok. Alföldkutatásért Alapítvány Kiadványa, Kisújszállás pp. 13-45.
- TÓTH CS. (2004) A Hortobágy felszínfejlődésének főbb természeti és antropogén vonásai. Doktori (PhD) értekezés. Debreceni Egyetem, p. 159-169.

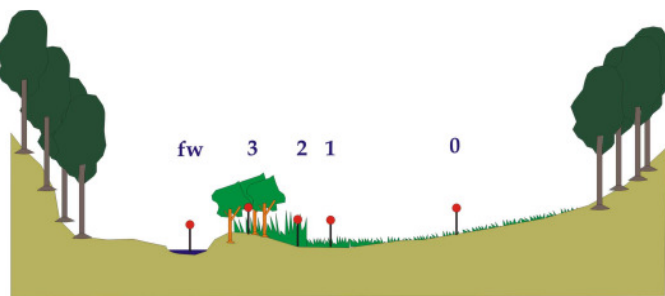
Dr. Szalai Zoltán<sup>1</sup>

## A kémhatás és redox viszonyok térbeli és időbeli dinamikájának hatása a felvehető nyomelem tartalomra vízhatású élőhelyeken

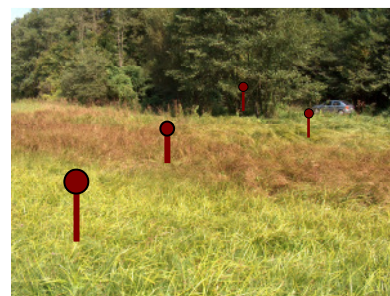
### 1. Bevezetés

Számos tájökológiai tárgyú tanulmány foglalkozott a tájalkotó tényezők ill. a táj elemi térbeli egységeinek (LASER, H. 1976; FORMAN, R. T. T. 1995.) funkciójával és dinamikájával. Jelen tanulmányban egy, az emberi érzékszervek által közvetlenül nem érzékelhető rendszer (kémhatás és a redox viszonyok), valamint azoknak a nyomelemek növényi felvehetőségére gyakorolt hatásait vizsgáltuk a táji mintázatok alapjául is szolgáló növényzeti mintázatok függvényében. A reprezentativitás miatt olyan fajokat vizsgáltunk, melyek a hullámtereken és más vizes élőhelyeken is előfordulnak, valamint fás (legalábbis a szegély és szegély közeli), és a fátlan foltokban is egy foltban, nagy tömegben jelen lehetnek.

A nyomelemek mobilizációját számos tényező befolyásolja. Ezek közül a kémhatás (SZABÓ SZ. – SZABÓ GY. 2006) és a redukciós-oxidációs viszonyokat a legfontosabbak között említhetjük. A környezet redox és kémhatás viszonyaira az élő szervezetek jelentős befolyással vannak (NEUBAUER, S. et al. 2002). Az élővilág, valamint a talajok és üledékek redox-viszonyainak kapcsolatát azonban főleg a mikrobiális organizmusokkal kapcsolatban tanulmányozták. Ez részben annak is köszönhető, hogy az oxidációs-redukciós viszonyok nyomelem forgalomra gyakorolt hatásait leginkább microcosm kísérletek útján tanulmányozzák (GUO, T. et al. 1998). A magasabb rendű növényeknek a talajok redukciós-oxidációs és kémhatás viszonyainak megváltozásában játszott szerepe jóval kisebb hangsúlyt kapott. Épp ezért, az általánosan bevett gyakorlattól eltérően a jelenséget, a táji mintázatokot is meghatározó edényes növények viszonylatában, terepi körülmények között, „tábla szinten” vizsgáltam.



1. ábra. Mintavételi helyek idealizált profilja



2. ábra. Hosszú-rét mintavételi terület

A nyomelemek oldékonyságát számos inorganikus paraméter is közvetlenül befolyásolja (MADARÁSZ A. et al. 2003. NÉMETH T. et al. 1999, SIPOS P. 2003, SIPOS P. et al. 2005, SZABÓ GY. 2001). Jelen munkában ezeket a tényezőket konstansnak (ásványos háttér), ill. a vizsgált környezettípusok esetében elhanyagolhatónak tekintettük, ezért azokkal külön nem foglalkoztunk.

<sup>1</sup> Dr. Szalai Zoltán MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest E-mail szalaiz@mtafki.hu

## 2. Módszerek

Mintavételi területek a Tolnai-dombság kishozamú ( $Q < 0.1 \text{ m}^3/\text{s}$ ) vízfolyásainak környezetében helyezkednek el. A mintavételi helyeken belüli szintkülönbség minden esetben kisebb, mint 1,8 m. A mintavételi helyek kivétel nélkül az év legnagyobb részében vízzel jól ellátott üde, ill. mocsárrétek. A tájalkotó tényezők foltjait jellemző mintavételi pontok három csoportba sorolhatók: fás vegetáció, mély fekvésű magassásos, kaszált, nyílt magassásos, magas fekvésű sásos (1. ábra). A lágyszárú szint legjellemzőbb növényei: parti sás (*C. riparia*), mezei zsurló (*E. arvense*), nagy csalán (*U. dioica*), ragadós galaj (*G. aparine*). A fás szárú foltok lombkorona szintjeit a mezei juhar (*A. campestre*), mezei szil (*U. minor*) és sokmakkú tölgy (*Qu. polycarpa*) jellemzi.

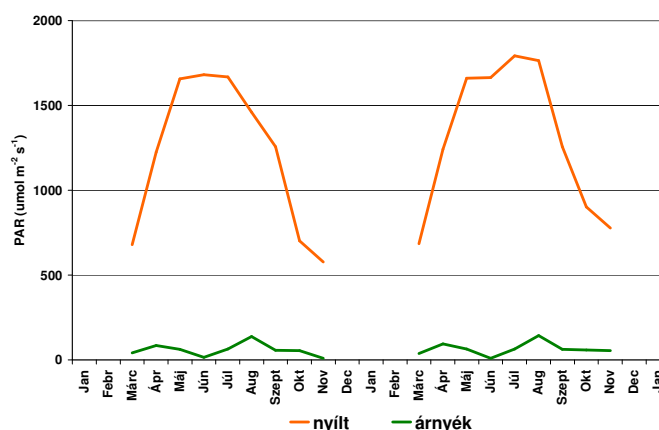
A mintavételi helyeken közül négy jellegzetes pontban mértük a napsugárzást (PAR, ELE Skye 200), a talajhőmérsékletet (TESTO T1), a talaj kémhatását és redox potenciálját (TESTO 230), valamint a talajok fő- és nyomelem tartalmát (Al, Fe, Mn, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn). A vízmintákat és a feltárt (Lakanen-Ervió féle extrakció, salétromsav – hidrogén-peroxidos extrakció) Zeiss AS30 AAS-sel mértük. A mintavételi helyeken a „0-ás pont” a legmagasabb helyzetű nyílt sásost, az 1”-es pont” nyíl, bővebb vízellátottságú, a „2-es pont az év legnagyobb részén vízzel borított magassásost, a „3-as pont” a 0-s ponttal azonos magasságú, de fás foltot az „fw” folyóvizet jelöli. Amennyiben a mintavételi hely több lágyszárú növényfajjal volt jellemezhető, úgy azonos mintavételi helyen a domináns növényfajonként jelöltük ki mérési és mintavételi pontokat.

## 3. Eredmények

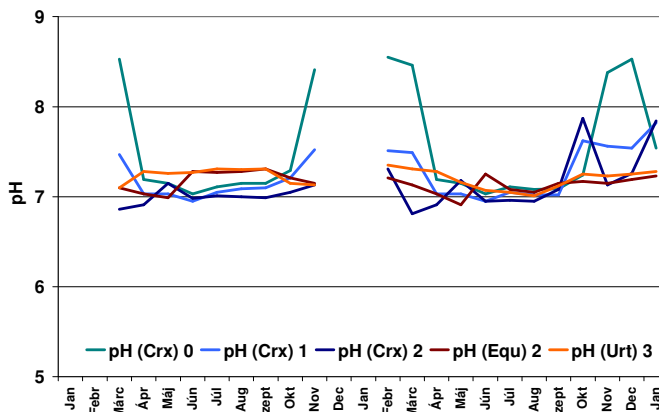
A fotoszintetikusan aktív napsugárzás intenzitása jellegzetes éves menetet mutat. A talajra, ill. a lágyszárú növényzet felszínére beeső sugárzás mennyisége a nyílt foltokban legalább egy nagyságrenddel meghaladja a fás egységek alatt mérteteket (3. ábra). A kis területű fás foltokban a déli időpontban júniusban is alacsony sugárzást mértünk, ami az

alacsony lombkoronaszintnek a magas napállás mellett jelentkező árnyékoló hatásának a következménye.

A beeső napsugárzás és a talajhőmérséklet éves menetéhez hasonlóan a talaj redukciós-oxidációs és kémhatás viszonyai is jelentős éves ingadozást mutatnak. A pH és az Eh ingadozása azonban eltérő éves dinamikát mutat. Mivel a homogén élettelen rendszerek kémhatása és redox viszonyai nemcsak egy függvényében



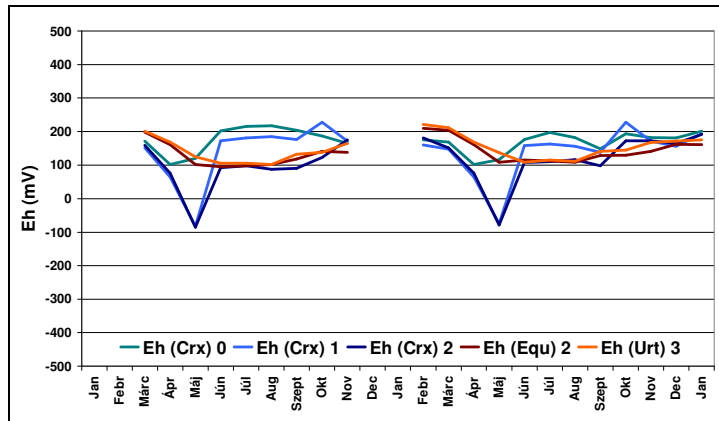
3. ábra. A talajfelszínre beeső napsugárzás ( $\lambda=400-680 \text{ nm}$ ) éves megoszlása



4. ábra. pH éves menete 2005 márciusa és 2007 januárja között. Crx: parti sás; Equ: mezei zsurló; Urt: nagy csalán



változnak (BOHN H. L. et al. 1985), ez részben az élettelen környezeti paraméterek (hőmérséklet, vízellátottság) és a biotikus tényezők aktivitásai változásának köszönhető (SENDEN M. H. et al. 1995, CSEH E. 1998). A pH elsősorban a vegetációs időszakon kívül mutat jelentős különbségeket. A kémhatás a vízzel legkevésbé ellátott foltban mozdul el leginkább a bázikus kémhatás felé, míg a vízellátottság növekedésével fokozatosan a semleges irányba tolódik el (4. ábra).



5. ábra. Eh éves menete 2005 márciusa és 2007 januárja között. Crx: parti sás; Equ: mezei zsurló; Urt: nagy csalán.

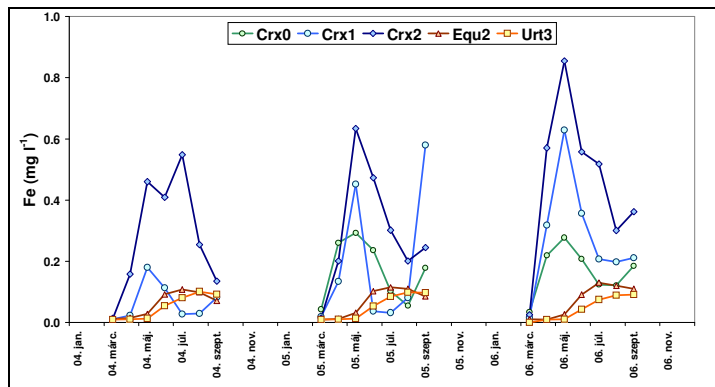
A 2005. évben a mocsárrétek vízellátottsága jóval bőségebb volt. Ekkor a foltok közötti különbségek lecsökkentek, bár a vízzel leginkább ellátott foltokban a pH mindig alacsonyabb volt. A 2006. évben megkezdődött a mocsárrétek kiszáradása, aminek köszönhetően a foltok közötti különbségek a vegetációs időszakban gyakorlatilag eltűntek. A kiszáradás a vegetációs periódus lezárultát követően fokozódott, aminek eredményeként a sással borított foltok kémhatása a bázikus irányba tolódott. A kisebb vízigényű zsurlóval és csalánnal jellemzett foltokban ilyen változásokat nem tapasztaltunk.

A talajok redox viszonyai a pH-hoz hasonlóan szintén éves dinamikát mutatnak. A vizsgált talajok Eh-ját a víz szabad oxigéntartalmán túl a talajok alapvetően szervesanyag-, vas- és mangántartalma határozza meg (1. táblázat). Az év folyamán a hőmérséklet emelkedésével mindegyik foltban az Eh csökkenését vártuk. Ennek megfelelően a kora tavaszi időszakban mindegyik sással borított folt esetében erőteljes csökkenést mértünk. A csökkenés mértéke és a vízellátottság között szintén kapcsolat volt. A sás intenzív növekedési fázisának lezárultával az Eh ismét megemelkedik (azaz a leadható elektronok száma lecsökken). A visszaemelkedés mértéke ismét a vízellátottság függvénye. Feltételezhető, hogy a parti sás gyökérzete a rizshez és más vízkedvelő növényhez hasonlatosan a talajba vezeti az oxigént (PONNAMPERUMA, P. 1972.). A zsurló és a csalán esetében az Eh a vegetációs időszak kezdetén lassan kezd csökkenni, de a sáshoz a hasonló oxigenizációt itt nem tapasztaltunk. Leginkább ennek a jelenségnek köszönhető, hogy a sással és a többi vizsgált fajokkal borított foltok talajainak redox viszonyai eltérnek egymástól.

1. táblázat. Talajok átlagos szervesanyag-, vas- és mangántartalma

	0-ás pont	1-es pont	2-es pont	3-as pont
szerv. a. (%)	8,2	12,55	13,76	9,1
Fe (mg/kg)	19950	23320	24780	20100
Mn (mg/kg)	976	1431	1645	1100

A növényzeti foltok a növények gyökérkörnyezetéből nyert talajoldatok fémtartalmában is megmutatkoznak. A legjelentősebb térbeli és különbségeket a

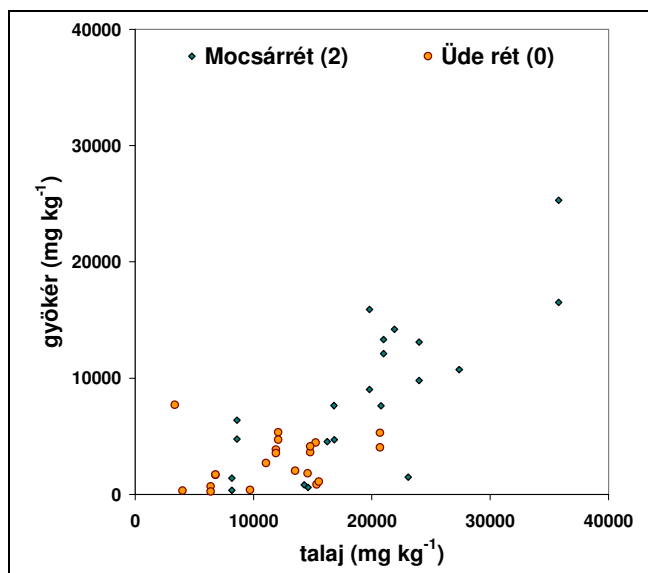


6. ábra. A talajoldatok vas koncentrációjának éves menete. Crx: parti sás; Equ: mezei zsurló; Urt: nagy csalán.

főelemek eloszlásában mértük. A nyomelemek esetében ilyen különbségeket nem vagy alig mértünk, ami feltehetően a méréshatár közeli koncentrációknak köszönhető. A talajoldat vastartalmának időbeli dinamikája a sásos, a zsurlós és a csalános foltok között mutat különbséget (6. ábra). A sásos foltokban a maximális koncentrációk jellemzően a tavaszi hónapokra tehető, a zsurlónál és a csalánnál ez a későbbi hónapokra tehető. A mennyiségi megoszlást tekintve a különbségek elsősorban a vízellátottság függvényében mutatkoznak meg.

A pH és Eh térbeli változása és a talajoldat fémtartalmának térbeli és időbeli megoszlása között egyértelmű kapcsolat áll fenn. Egyes microcosm kísérletek eredményeihez hasonlóan (GUO T. et al. 1998). Az összes vizsgált foltban a maximális talajoldat koncentrációk az Eh minimumokkal estek egybe. A talajoldat vastartalmában mutatkozó térbeli különbségek a növényzet, ill. azonos növényzet esetében a vízellátottság függvényében változtak. A pH és az oldott vastartalom között csak a sásos foltokban tapasztaltunk összefüggést.

A vizsgált elemek növényi elérhetősége (gyökét talaj hányadosuk) és a talajok vízellátottsága között szintén összefüggést mutatunk ki (7. ábra). A talajok vízellátottsága nemcsak a talajok összes vastartalmát, hanem a vas felvehetőségét is befolyásolta. Adott mintavételi helyeken belül a gyökér fémtartalmának (pl. vas) változása elsősorban a fenofázishoz kapcsolódik, azaz nemcsak a növény által befolyásolt talajkémiai paraméterek, hanem a növény egyéb élettani folyamatai is befolyásolják. A teljes alapsokaságot vizsgálva a nedvesebb és a kevésbé vízellátott rétek közötti különbség azonban kimutatható.



7. ábra. A talaj királyvízzel kioldható vastartalma a parti sás (*Carex riparia*) gyökérszövegeinek vastartalma közötti összefüggés.

#### 4. Következtetések

A növényzeti mintázatok direkt és indirekt módon is befolyásolják a nehézfémek elérhetőségét befolyásoló környezeti tényezőket. A legáltalánosabb közvetett hatásnak hőmérséklet és a növényélettani folyamatok intenzitását is befolyásoló árnyékolást tekinthetjük.

A PAR intenzitása ( $\lambda = 400\text{-}700$  nm) és a gyökérkörnyezeti kémhatás valamint redoxpotenciál között összefüggés mutatható ki. A nyílt területeken a lágyszárú növényzetre beeső sugárzás mértéke és a fent említett paraméterek változása is alacsonyabb mértékű. Ezért kijelenthetjük, hogy a magasabb rendű növények gyökéraktivitása által befolyásolt Eh és pH valamint a PAR intenzitása között kapcsolat van.

A gyökérkörnyezetben lejátszódó változások a fő- és nyomelemek oldékonyságára is hatással vannak. Az oldékonyság aktív élettani folyamatok által történő növelése, az esszenciális elemek esetében növényi felvételének elősegítését is szolgálja. E tekintetben a három éves terepi vizsgálataink eredményei, valamint a már korábban hivatkozott microcosm

kísérlet ill. más terepi kutatások eredményeivel (GREWAL, H. S. – GRAHAM, R. D. 1997, SZABÓ GY. 2000.) is egybevág.

Az eredmények tükrében feltételezhető, hogy a pár száz négyzetméteres foltokon leírt térbeli és időbeli talajkémiai mintázatok nagyobb léptékben is jelen vannak. A foltok egymástól való különbözősége a növényzeti, ill. az egyéb inorganikus tényezők mintázatainak homogenitása függvényében változhat.

### Köszönetnyilvánítás

A kutatás az OTKA T38122 témaszámú pályázat, valamint a Környezetvédelmi Célalap K-36-02-00105 számú projektjének támogatásával valósult meg.

### Irodalom

- BOHN, H. L. – MCNEAL, B. – O'CONNOR, G. A. (1985) Talajkémia. Mezőgazdasági Kiadó-Gondolat kiadó. 363. p.
- CSEH E. (1998) Anyagfelvétel, anyagszállítás a növényben. – In: LÁNG F. szerk.: Növényélettan. ELTE Eötvös Kiadó, Budapest. 998 p.
- FORMAN, R. T. T. (1995) Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge University press. 652 p.
- GUO, T. – DELAUNE, R. D. – PATRICK, W. H. (1998) The effect of sediment redox chemistry on solubility/chemically active forms on selected metals in bottom sediment receiving produced water discharge. Soil Science and Technology Bulletin, 4.3.
- GREWAL, H. S. – GRAHAM, R. D. (1997) Seed zinc influences early vegetative growth and zinc uptake in oilseed rape (Brassica napus and Brassica Juncea) genotypes on zinc deficient soil. Plant and Soil, 192. pp. 191-197.
- LASER, H. (1976) Landschaftsökologie. Ulmer.
- MADARÁSZ B. – KERTÉSZ Á. – JAKAB G. – TÓTH A. (2003) Movement of solutes and their relationship with erosion in a small watershed. – In: Nestroy, O. - Jambor, P. eds. Aspects of the Erosion by Water in Austria, Hungary and Slovakia. Soil Science and Conservation Research Institute, Bratislava. pp. 99-110.
- NÉMETH T. – BERÉNYI-ÜVEGES J. – MICHÉLI E. – TÓTH M. (1999) Clay minerals in paleosols at Visonta. Acta Mineralogica-Petrographica 40, pp. 11-19.
- NEUBAUER, SC. – EMERSON D. AND MEGONIGAL JP. (2002) Life at the energetic edge: Kinetics of circumneutral iron oxidation by lithotrophic iron-oxidizing bacteria isolated from the wetland-plant rhizosphere. Applied and Environmental Microbiology 68: pp. 3988-3995.
- PONNAMPEURMA, F. N. (1972) The chemistry of submerged soils. Advances in Agronomy, 24. pp. 29-96.
- SENDEN, M. H. – VAN DER MEER, T. G. – VERVURG, T. E. – WOLTERBEEK, H. (1995) Citric acid in tomato plant root and its effect on cadmium uptake and distribution. Plant and Soil, 171. pp. 333-339.
- SIPOS P. (2003) Distribution of Cu, Ni, Pb and Zn in forest soil profiles from the Cserhát Mts., NE Hungary. Acta Mineralogica Petrographica 44: pp. 43-50
- SIPOS P. – NÉMETH T. – MOHAI I. – DÓDONY I. (2005) Effect of soil composition on adsorption of lead as reflected by a study on a natural forest soil profile. Geoderma 124: 363-374.
- SZABÓ GY. (2000) Talajok és növények nehézfém tartalmának földrajzi vizsgálata egy bükkaljai mintaterületen - Studia Geographica - Debrecen, Egyetemi Kiadó, p.144.
- SZABÓ GY. (2001) Role of Land Use in Spatial Distribution of Heavy Metals - Papers of the 4<sup>th</sup> Moravian Geographical Conference CONGEO'01, Tisnov, Czech Republic Sept. 10-14. pp. 136-140
- SZABÓ SZ. – SZABÓ GY. (2006) Sósavas terhelések hatásának vizsgálata a talajok kémhatására és a nehézfémek mobilizációjára Ramann-féle barna erdőtalajokon – In: Egy szakmai életút eredményei és színhelyei – Tiszteletkötet Martonné Dr. Erdős Katalin 60. születésnapjára, DE, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék pp. 151-158.

Dr. Kalmár János<sup>1</sup> - Dr. Füleky György<sup>2</sup> - Jakab Sámuel<sup>3</sup>

## Talajásványok képződése neogén eruptív kőzeteken lévő váztalajokon, a Görgényi-havasokban (Keleti Kárpátok, Románia)

### Abstract

Soil profiles were studied on the Western slope of Mezőhavas. The highest profile was located on 1780 m, No. 2. on 1475 m, the lowest one, No. 7. on 750 m. The mineral composition of soils shows that most of the minerals were developed at the original place from andesite lava material. The parent material on the slope is a mixture of piroxene andesite and a small amount of sand stone. The weathering of stones is continuous in the soil, which could be recognized as a zonal development of limonite cover

Tudvalevő, hogy a környezet minősége, ezen belül a környezetet érő természetes és antropogén változások a geoszférákban a recens talajétegben tükröződnek a legjobban (PÉCSI M. et al. 2002). Különösen érvényes ez az amúgy is sérülékeny hegyvidéki talaj-alapközet rendszerben, ahol a szakszerűtlen emberi beavatkozás gyakran súlyos következményekkel járhat.

Ezért tartottuk szükségesnek megvizsgálni a talajképződés intim folyamatait hegyvidéki körülmények között, ahol a földtani háttér az oligocén törmelékes összletbe benyomult neogén vulkáni kőzetek, s a talajképző üledéket e kőzetek lejtőtörmeléke képezi.

### 1. A földtani háttér

A Görgényi-havasok (Munții Gurghiului) a Keleti Kárpátok belső peremét képező neogén vulkáni övezet része. Az alaphegységet az oligocén korú Birțu Homokkő Formáció képezi, amely a Magyarországon a mélységben a Szolnoki Árokból ismeretes flis-övezet folytatásaként végig követhető a Keleti Kárpátok délnyugati oldalán. Az összlet durva szemű, kvarcos, helyenként kvarcos-földpátos, közettörmelékes, meszes kötőanyagú homokkőpadokból áll, vékony homokos márga betelepülésekkel, konglomerátumos lencsékkel (BLEAHU M. – PATRULIUS D. 1957).

A homokkőbe, vagy azt áttörve, felszínközeli vagy felszíni kifejlődésű vulkáni kőzetek jelennek meg, amelyek a hegység 800 m fölötti részén az uralkodó kőzeteket képezik. A neogén (9-11 Ma) korú vulkanitok jellege szigetöv-szerű, mészkalkáli, andezites. ATANASIU I. (1961) a Görgényi-havasok eruptívumában három fázist különböztet meg: az *amfibolos kvarcandezit* rétegteléreket, a *piroxén-* és *piroxén-amfibolandezit* sztratovulkáni típusú lávakiömléseket és piroklasztitjait és végül a teléres *mikrolitos piroxénandezitet*. A vulkáni kőzetek változó, de általában gyenge posztvulkáni elváltozást (kloritosodást, kovásodást, agyagosodást, pirites hintést) szenvedtek.

A vulkáni és üledékes kőzetek törmelékéből jelentős kiterjedésű és helyenként 5 m vastagságot is meghaladó lejtő- lejtőláb- és alluviális jellegű üledéktakaró jött létre. A törmelék nagy része a pleisztocénben keletkezett, a jégkorszak szélsőséges klimatikus

<sup>1</sup> Kalmár János Magyar Állami Földtani Intézet, Budapest E-mail kalmarj@mafi.hu

<sup>2</sup> Füleky György Szent István Egyetem, Gödöllő E-mail fuleky.gyorgy@mkk.szie.hu

<sup>3</sup> Jakab Sámuel Sapientia EMTE Marosvásárhely E-mail jakab.bocskai@rdslink.ro

viszonyai alatt és képződésük a jelen korban is folytatódik. A fagyás-olvadás (*kriofrakció*) és a hőtömegek mozgása (*niváció*) által feldarabolt, felőrölt törmeléken keletkezett a jelenlegi, 20-40 cm vastag talajréteg.

## 2. Anyag és módszer

A vizsgált talajok a Görgényi havasokban lévő Mezőhavas nyugati lejtőjén feltárt talajszelvényekből származnak. A csúcson lévő talaj 1780 m-en volt, míg a 2. számmal jelölt szelvény (2Au, 2Bs, 2Bv1, 2Bv2) 1475 m-en, ennek talajtípusa spodic andosol. A 7. számmal jelölt talajszelvény (7Ao, 7A, 7AB, 7Bv) 750 m-en volt, a talaj típusa savanyú barna erdőtalaj (Jakab, Füleky, Fehér, 2005.)

A minták makroszkópos vizsgálatából kitűnt, hogy az anyag korántsem egyveretű, színben és szemcseösszetételben lényeges különbség van közöttük, csak annyiban hasonlítanak egymáshoz, hogy hiányzik belőlük a sósavval kimutatható karbonáttartalom. A talaj a mintában kis, 1-2 cm-es rögökben jelenik meg; ezenkívül jelentős mennyiségben tartalmaz pár cm átmérőjű kavicsokat is. Ezek ismeretében a következő vizsgálatok történtek

- Mikroszkópos (binokuláris) vizsgálatot az iszapolással leválasztott homokfrakciókon, külön a 0,2 mm fölötti és a 0,1-0,2 mm közötti frakciókon. A vizsgálatok során az ásványi összetételen kívül megfigyeltük a szemcsék alakját, a felszínükre lerakódott anyagokat, a koptatottságukat és az esetleges elváltozásokat.
- Polarizációs mikroszkópos vizsgálatot a kavicsselempen, a nagyobb, *araldit* műgyantával konzolidált talajrögökön és porcsiszolatokon. A mikroszkópos vizsgálat során az ásványi fázis meghatározásán kívül lehetséges volt az ásványok részarányának és méreteinek becslése is.
- Röntgendiffrakciós és termikus vizsgálatot három mintán, a kis méretük miatt nem azonosítható ásványok megismerése céljából. A vizsgálatokat a Magyar Állami Földtani Intézet fázisanalitikai laboratóriumában Dr. KOVÁCS-PÁLFFY PÉTER és Dr. FÖLDEVÁRI MÁRIA végezték.
- Pásztázó elektronmikroszkópos (SEM) vizsgálat 2 mintán. A vizsgálat célja a szemcsealakok és szemcsefelületek pontosítása, a szemcsefelületek mikromorfológiájának megismerése, a 0,01 mm-nél finomabb szemcseméretű fázis (főleg az agyagásványok) azonosítása volt. A vizsgálatot a Magyar Állami Földtani Intézet fázisanalitikai laboratóriumában Dr. STEFÁNIA VILMOS végezte.

## 3. Vizsgálati eredmények

A talajmintákon végzett ásvány-közzettani jellegű vizsgálatok célja (1) a talaj ásványi fázisának (vázelemeknek) a meghatározása; (2) az ásványi fázis származása; (3) szerkezeti (mikromorfológiai) megfigyelések; (4) az ásványi fázisban bekövetkezett változások azonosítása, a talajképződéssel kapcsolatban.

### 3.1. A talajminták vázelemeinek ásványtani összetétele

A talajminták durvaszemcsés (homokos), szabad szemmel és optikai mikroszkóppal vizsgálható frakciója aránylag kis számú ásványból és törmelékből áll:

**Kvarc:** a talajban kis mennyiségben jelenik meg, mint éles, szilánkos, egyenes kioltású, nem koptatott szemcsék. Eredete a kvarcot (kis részarányban) tartalmazó vulkáni kőzet, amelyben

a bontás és szétmállás során változatlanul maradt a kvarc. A 2BV jelű talajmintákban megjelennek a koptatott, hullámos kioltású kvarcsemcsék is, ami azt jelzi, hogy itt a helyben képződött törmelék keveredik az oligocén homokkőrétegekből származó, valószínűleg távolabbi törmelékanyaggal.

Földpát: a talajmintákban 30-50%-ban jelenik meg a sajátalakú vagy szilánkos, ikerlemezes, közepesen vagy erősen bontott, nem koptatott vagy csak igen gyengén koptatott szemcsék (2BV/1 minta), gyakran mikronos vastagságú limonitburokkal körülvéve.

Muszkovit: szórványos, sárgás, rojtos szélű lapocskák, csak egyes mintákban (7 A/B, 2BV2); ezek is az oligocén homokkőből származnak.

Biotit, klorit: szórványos, limonittal impregnált lapocskák a talaj homokfrakcióiban.

Amfibol: Gyakori, sajátalakú vagy szabálytalan, nem koptatott, barna, szálás szemcsék, rendszerint vékony limonitburokkal.

Piroxén: gömbölyded, szürkészöld vagy fekete szemcsék, nagyrészt bontva. A piroxén bontása a talajmintákban közel teljes mértékű, a röntgendiffrakciós vizsgálat nem mutat ki mérhető mennyiségű piroxént.

Nehéz ásványok: a talajmintákban titanit, apatit, gránát, cirkon és magnetit jelennek meg. Az oligocén homokkőből származó törmelékanyagot jelző gránát és cirkon csak egyes mintákban található (4A4, 2BV2)

Köztörmelék: ez képezi a talajmintákban a vázanyag 60-90%-át.

A vizsgálat során vékonycsiszolatokat készítettünk az 1-3 cm-es szegletes kavicsokból (3T minta). Ezek sötétzöld, üveges-mikrolitos alapanyagú piroxénes-amfibolos andezitből vannak. A bontás kavicszemcsénként változó. A posztmagmás bontás, amely a láva kihülése után ment végbe, az üvegben és a földpátokban szericitesedést, a piroxénben bowlingitosodást okozott (a *bowlingit* egy trioktaéderes, vasas szemcsét). Ezt követte a felszíni, a talajképződéssei együttjáró bontás: az üveg agyagosodása és a színes elemek limonitosodása.

A talajminták törmelékanyagában, kisebb mennyiségben jelen van egy másik típusú, piszkosfehér, lencsés, agyagosodott andezit, amely távolabbról származik, valószínűleg egy részben elbontott andezit lávafolyásból.

Karbonát: csak egy minta (2BV2) homokfrakciójában jelenik meg: szórványos, koptatott, finomkristályos karbonátsemcsék, amelyekről feltételezhető, hogy az oligocén homokkő cementanyagából származnak.

Limonit: a homokfrakció lényeges komponense, amely gumókat, szögletes, sötétbarna szemcséket és bekérgeződéseket képez. A talajcsiszolatokban a mikronos nagyságrendű, vörösesbarna, kerekded gumós szemcsék diffúz fészkekben, erecskében jelennek meg. A váztöredékeken kívül egyes mintákban fekete, szenesült növénytöredékek és szivacsos, szegletes faszénmorzsák (2A4) találhatóak.

### 3.2. A finomszemcsés fázis ("talajkolloidok") összetétele

A 0,063 mm alatti szemcseméretű frakció ásványi összetételét illetően, megállapítható, hogy a kvarc, a plagioklász és az amfibol jelentős része a finom frakcióban is jelen van, sőt részarányuk együttesen nagyobb, mint az agyagásványok részaránya. Ez a SEM felvételeken is evidens. Ezek szerint a finomszemcsés frakcióban agyagásványok, nem-agyagásványok és röntgenamorf, kolloidális fázis jelenik meg (1. táblázat).

1. táblázat

Minta	RGT	montmorillonit	illit-montmorillonit	illit	kolinit+klorit	kvarc	plagioklász	amfibol	kalcit	Fe-dolomit	hematit	goethit	gipsz	aorf fázis
7A/B	12589	5	3	7	38	5	23	ny		4	1	1	6	7
7A4	12590	12		8	43	4	11	2	5	ny	1	2	2	10
2BV1	12591	10	2	12	34	8	14	3		4	ny	2	1	10

**Agyagásványok:** a röntgendiffrakciós elemzés során megjelenik a montmorillonit, az illit-montmorillonit kevertszerkezetű agyagásvány, az illit, a kaolinit és jelentős mennyiségben a rendezetlen, diszperz klorit, amely az uralkodó agyagásvány. A diagramok alapján az agyagásványok rendezetlenek, bázisreflexióik harangszerűek, elmosódtak, tipikus „pedogenetikus” (MELKERUD, P. A. 1985) agyagásványok. Az elektronmikroszkópos felvételeken (2. *fotó*) látható a piroxén bontásából származó bowlingit degradációja: a nagyobb (7-10 µm-es), hipidiomorf agyagásvány-lapokból csipkés montmorillonit és vékony, éles kloritlapocskák kelezkeznek; a sajátalakú, 1-2 µm nagyságú szemcsék valószínűleg vas ásványok, az ún. pedogenetikus magnetit (Ezt még mikroszondás vizsgálattal kell ellenőrizni).

**Nem-agyagásványok:** a röntgendiffrakciós és az elektronmikroszkópos vizsgálat során nem-agyagos ásványokként kvarc és plagioklász jelenik meg: szilánkos szemcsék, éles éllel, szabálytalan poliédereket képezve. Jelen van még a muszkovit, a karbonát, a hematit és a gipsz, az utóbbi a SEM felvételeken mikronos nagyságú, vékony hasábokat, pálcákat képez.

A talaj <0,063 mm-es frakciójában kis mennyiségben jelen lévő karbonát, amelyet a röntgendiffrakciós és termikus analízis kimutat, a földpát és a színes elemek bontásának a terméke és a talajképződési folyamatok kezdeti stádiumára utal, amikor az alapvetően savas közegben a vázanyag szemcséibe zárt karbonát még nem oldódott ki (MERLIN, J. 1975).

**Kolloidok:** a röntgendiffrakciós felvétel bázisvonalának a görbülete alapján a kolloidok mennyisége 7–10%. Ez az érték, talajok esetében elég magas és a humusz, valamint a csiszolatokban és a SEM-felvételeken is látható, morzsás-gumós limonitgél (1. *fotó*) jelenlétének tulajdonítható. Egyes talajcsiszolatokban látható, amint a törmelékes fázis dús agyagos alapanyagba "úszik", sötét vörösbarna humusz színeződéssel (7 A/B minta). A termikus analízis, a humusz jellegű szerves kolloidok exoterm (oxidációs) maximumán túl a rendezetlen szerkezetű és összetételű limonitgél széles, 180–240° közötti dehidratációs minimumát mutatja ki.

**Szerkezet és szövet:** A SEM-felvételek azt mutatják, hogy a talajt képező rögök korántsem kompakt ásványhalmazok. Ellenkezőleg, a vizsgált rögöket számos, szegletes vagy szabálytalan 5-50 µm-es pórusok szelik át. Az ásványok laza halmazokban, kártyavárszerűen támaszkodnak egymásra, közöttük mikronos nagyságrendű üregekkel (1. *fotó*). A csiszolatokban is számos, kerekded vagy szabálytalan pórust lehet látni finom agyagos porral a pórusfalakon (2BV2 minta), amelyek a gyökérszálak helyeit jelzik.

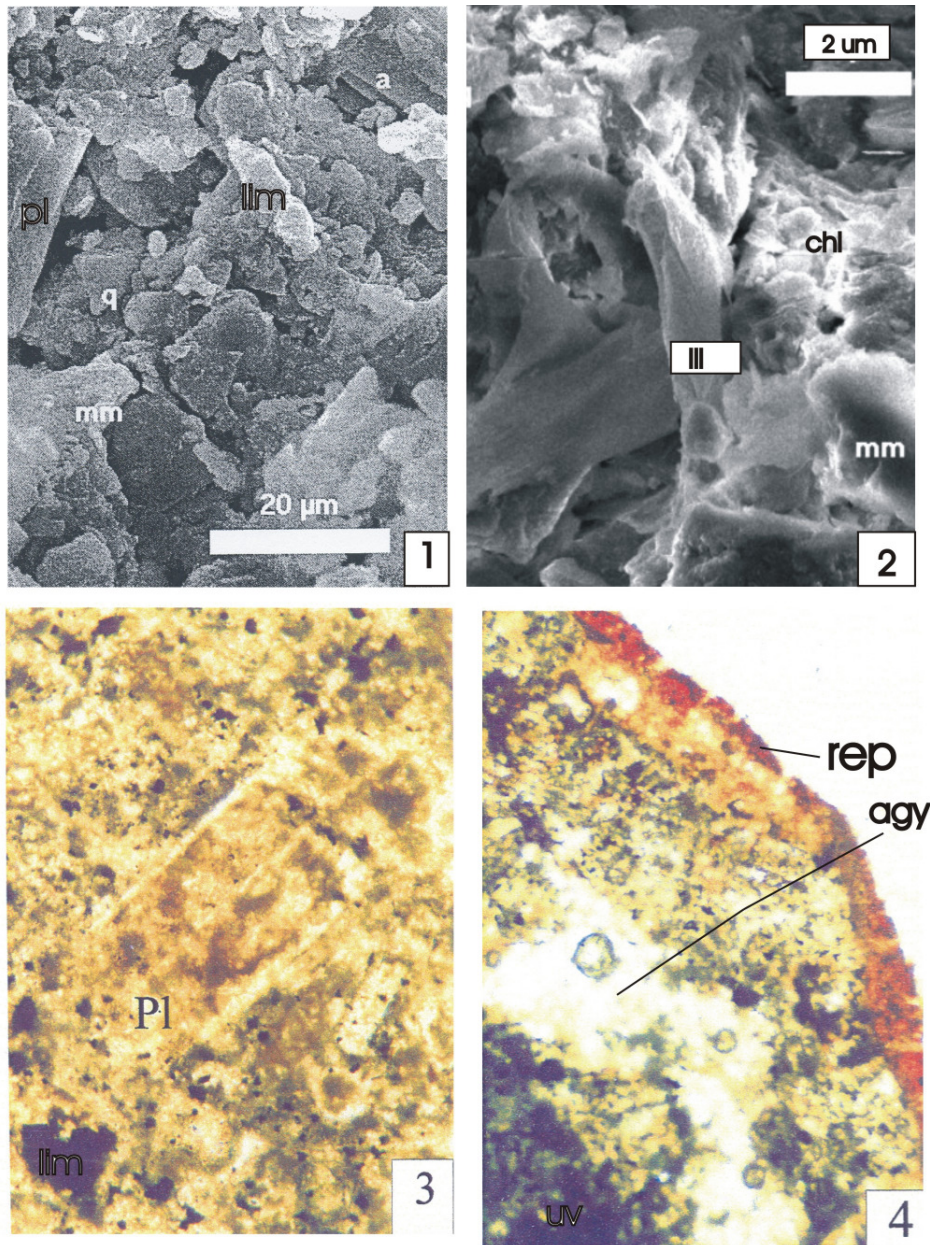
### 3.3. Kőzetmállás és talajképződés

A vizsgált talajmintákban követni lehet a talaj vázanyagában lévő andezittöredékek mállását, a kőzet folyamatos szétbomlását, amely a talaj finomszemcsés anyagának a

keletkezéséhez vezet. Ez a folyamat különösen jól követhető egyes barna erdőtalajokban (STEFANOVITS P. – BIDLÓ G. 1963, KALMÁR J. et al. 2007).

A kiindulási anyag az üveges-mikrolitos mátrixos piroxénes amfibolandezit láva-törmelék, amely a vulkáni tevékenység végén enyhe szericites-kloritos-agyagos bontást szenvedett.

A talaj képződésével összefüggő hipergén bontás a kődarabok felületén a legerősebb és intenzitás a fokozatosan csökken a kő belseje felé. A kő külső, 2-5 mm-es zónájában a mátrixot képező vulkáni üvegben szigetszerű agyagásvány- és limonitfészkek jelennek meg, a földpátok szerkezete eltűnik és a színes ásványok rácsos-zónás limonit- és agyagásvány halmazná alakulnak át (3. *fotó*). A piroxénból keletkezett bowlingitből "pedogenetikus" agyagásványok és magnetit jönnek létre. A magnetit (feltételes) jelenléte időszakos redukzív környezetre utal, szerves anyagban gazdag deszcendens oldatokra.



*1. fotó.* Törmelékes ásványok: plagioklász (pl), kvarc (q), amfibol (a); montmoillonit-lemezek (mm) és limonitgumók (ilm). 7A minta, SEM felvétel. *2. fotó.* Agyagásványok: montmorillonit (mm), klorit (chl), illit (ill). 2BV1 minta, SEM felvétel. *3. fotó.* Bontott andezit, Pl, plagioklász fenokristály váza; lim, limonit. 2BS2 minta, II nikolok, 32x. *4. fotó.* Repedezett limonitkéreg az andezit-törmeléken, (rep) és az átmeneti zóna alatt fehér agyagásványok (agy). 2BV1 minta, II nikolok, 32x.



Jellegzetes az andezittöredékek felszínközeli bontására a felületükön képződő 0,1-0,3 mm-es limonitkéreg (4. *fotó*). A kéreg egy külső, 0,01-0,05 mm-es keményebb, sötétebb színű, helyenként feltöredezett páncélból, egy köztes, világosabb színű, szivacsos rétegből és a kéreg alatti agyagos, fehér színű rétegből áll. A szivacsos rétegben gyakran szegletes földpát és korrodált üvegtöredékek láthatók. Helyenként az agyagosodott réteg felduzzad, a limonitkéreg megreped, sőt le is válhat és az agyagásványok kerülnek a törmelék felületére (2BS/l minta), ahonnan a talajvízmozgás és a szolifluxió hatására átmennek a talaj finomszemcsés frakciójába. A talajképződés alapanyaga, anyaköze az andezittörmelék és a talaj nagy része helyben képződött.

A 7A4 és 2BV/2 mintákban megjelennek a behordott ásványok: metamorf eredetű kvarc, cirkon, gránát, esetenként a piszkosfehér, agyagosan bontott andezit-töredékek. Ez azt bizonyítja, hogy bizonyos szintekben allogén, más helyről származó anyag is keveredett a talajszelvénybe.

#### 4. Összefoglalás

A Görgényi-havasokból származó minták komplex vizsgálata a következőket eredményezte:

- A minták anyagának nagy része helyben képződött, bontott andezitláva, és csak kis hányada származik más ásványi összetételű helyről. A talaj anyaköze ezek szerint a piroxénos-amfibolos andezittörmelékből és kevés homokkőből álló lejtőtörmelék.
- A talajképződés során a kőzetből származó agyagásványok (főleg klorit) mellett limonit került a talaj finomszemcsés frakciójába, (a „talajkolloidokba”) és az el nem bontott kőzettöredék, ill. az el nem bomlott ásványok (földpát, kvarc, amfibol) nagyobb része a vázanyagba.
- A kőzet jelenleg is bomlik. Erre utal a limonitkéreg zónás kifejlődése, a limonitkéreg alatti fokozott agyagosodás, a kevés (folyamatosan termelődött) karbonát, valamint a feltételezett „pedogenetikus” magnetit.
- A vizsgált kőzetanyagon a talajképződéssel járó felszíni (hipergén) mállás feltétele a fizikai aprózódás mellett a kőzet eredeti (posztvulkáni) bontása volt.
- A talajban főképpen a röntgenamorf, rendezetlen szerkezetű limonitgélnek köszönhetően sok az amorf fázis. Emellett mikroszkóppal látható a gélszerű humusz, amit a termikus vizsgálat is kimutat.

A fent vázolt folyamatok implicite összefüggnek a talaj vízháztartásával, réteg-, pórus- és ásvány-szintű kölcsönhatásaival, a csapadékból bejutó nedvességgel. A növénytakaró megbolygatása (tarvágás, intenzív legeltetés, utak bevágása) lefékezi a folyamatos talajképződést; megszűnhet a természetes talajleomosódás regenerálása. Ezt a folyamatot fölerősíti a bizonyítottan tekinthető klímaváltozás: végső esetben csak a darabos kőanyag és a puszta szikla marad helyben.

#### Irodalom

- ATANASIU, I. (1961) Munții Gurghiului, studiu geologic. — Ed. Acad. RPR. București, pp. 2-156.
- BLEAHU M. – PATRULUIS D. (1957) Flișil paleogen din Munții Maramureș și Gurghiu. — D. S. Com. Geol., XXXVIII/1, București pp. 132-145.
- JAKAB S. – FÜLEKY GY. – FEHÉR O. (2005) Soils of the Eastern Carpathian mountains. Carpathi, Journal for Nature Conservation, Research, Monitoring and Management in Carpathian Protected Areas. 2005/13. pp. 7-8.

- KALMÁR J. – KUTI L. – SZENDREINÉ KÖREN E. (2007) Erdészeti vizsálatokat megalapozó földtani megfigyelések a Bükk-hegység területén. — In press, Erdészeti Kutatások
- MELKERUD, P.A. (1985) Smectite formation below stands of 1st, 2nd and 3th generation of coniferous forest. — In: Proceedings of Symposium „Clay Minerals in Modern Society”, Uppsala pp. 133-150.
- MERIN, J. (1975) Carbonates. — In: GIESEKING J. E. ed: Soil components. Vol. II. Inorganic components, Springer, Berlin, Heidelberg, New York pp. 97-119.
- PÉCSI M. – NEMECZ E. – HARTYÁNI ZS. – HORVÁTH T. – SZILÁGYI V. 2002: Negyedkori éghajlatváltozások, talajok és löszök képződése a Kárpát-medence térségében. — Földtani Közlöny, 132. pp. 23–41.
- STEFANOVITS P. – BIDLÓ G. (1963) Barna erdőtalaj-típusok agyagfrakcióinak vizsgálata. — Földtani Közlöny, XCIII. (Agyagásvány-füzet), pp. 40–49.

*Dr. Alina Dora Samuel<sup>1</sup> – Cristian Felix Blidar<sup>2</sup> – Cornel Domuța<sup>3</sup> – Maria Sandor<sup>4</sup> – Radu Brejea<sup>5</sup>*

## **Enzymological study of the evolution of the technogenic soil submitted to biological recultivation in the bauxite mine from Pădurea Craiului (Romania)**

### **Abstract**

Actual and potential dehydrogenase, catalase, urease, acid and alkaline phosphatase activities and nonenzymatic catalytic activities were determined in the 0–10, 10–20, 20–30 and 30–40 cm layers of the soil from bauxite mine spoils (Pădurea Craiului Mountains) submitted to biological recultivation.

It was found that each activity decreased with increasing sampling depth. In the recultivated soil, higher enzymatic activities were recorded than in the native soil. Both of them were less enzyme-active than the forest soil.

Soil enzyme activities were strongly intercorrelated whereas the nonenzymatic catalytic activity was weakly correlated with enzymatic activities.

### **1. Introduction**

Technogenic soils are soils that form during the technical and biological recultivation of overburdens, tailings and other spoils and wastes resulting from mining and other industrial activities. At the same time, all these wastes constitute a dangerous source of environmental pollution (HARRIS, J. A. et.al. 1989; KISS S. et.al. 1991).

The evolution of technogenic soils is the process of transforming all these wastes into agricultural or forest soils or into soils used for other purposes (parks etc). Simultaneously, this process is accompanied by reduction or elimination of the polluting effects of wastes on the environment (PERSSON, T. J. 1988).

The practical importance of this process is growing because the development of mining and other industries leads to increasing amounts of wastes and, therefore, the recultivation of wastelands becomes more and more a major economic necessity (ROSS, D. J. et.al. 1992).

The evolution of technogenic soils, which reflects the efficiency of recultivation, is studied using many physical, chemical and biological methods (STROO, H. F. et.al. 1985). Enzymological methods have also been applied and it has been found that the level of enzymatic activity is a good indicator of the degree of evolution of technogenic soils.

The present paper deals with the enzymatic potential in the profiles (0–40 cm) of spoil plots in the bauxite mine from Pădurea Craiului Mountains (Romania).

---

<sup>1</sup> **Dr. Alina Dora Samuel** University of Oradea, Department of Plant Biology, Oradea E-mail samuelalina@rdslink.ro

<sup>2</sup> **Cristian Felix Blidar** University of Oradea, Department of Plant Biology, Oradea

<sup>3</sup> **Cornel Domuța** University of Oradea, Faculty of Environmental Protection, Oradea

<sup>4</sup> **Maria Sandor** University of Oradea, Faculty of Environmental Protection, Oradea

<sup>5</sup> **Radu Brejea** University of Oradea, Faculty of Environmental Protection, Oradea

## 2. Material and methods

In August 2007, soil was sampled from the 0–10, 10–20, 20–30 and 30–40 cm depths of the three plots in a soil from bauxite mine spoils (Pădurea Craiului Mountains).

The soil samples were collected from native soil (P1), recultivated soil (P2) and from the nearby forest soil (P3). The recultivation with ryegrass (*Lolium multiflorum* L.) and meadow clover (*Trifolium pratense* L.) was installed in 2006.

The soil samples were allowed to air-dry, then ground and passed through a 2 mm sieve and, finally, used for enzymological analyses.

### *Enzymological analyses*

Two enzymatic activities (actual and potential dehydrogenase) were determined according to the methods described in (KISS S. et. al. 1985). Dehydrogenase activities are expressed in mg of triphenylformazan (TPF) produced from 2,3,5-triphenyltetrazolium chloride (TTC) by 10 g of soil in 24 hours.

Catalase activity has been determined using the permanganometric method. The same technique was used for the determination of nonenzymatic catalytic activity, but the soil samples have been thermically inactivated by autoclaving (KISS, S. et. al. 1985). Catalase and nonenzymatic catalytic activities are expressed as mg of H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> decomposed by 1g of soil in 1 hour. Urease activity is determined according to the method described in (KISS, S., et. al., 1989) and is expressed in mg of NH<sub>4</sub>/100g soil/24 hours. For the determination of phosphatase activities, disodium phenylphosphate served as enzyme substrate. Two activities are measured: acid phosphatase activity in reaction mixtures to which acetate buffer (pH 5.0) was added, and alkaline phosphatase activity in reaction mixtures treated with borax buffer (pH 9.4). The buffer solutions were prepared as recommended by (OHLINGER, R. 1996). Phosphatase activities are expressed in mg phenol/g soil/2 hours.

The activity values were submitted to statistical evaluation by the two *t* test (SACHS, L. 2002) and the correlations between the enzymatic activities were determined according to the methods described in (SAMUEL, A. D. et. al. 1999).

## 3. Results and discussion

Results of the enzymological analyses are presented in *Table 1*, and those of the statistical evaluation are summarised in *Table 2*.

### *Variation of soil enzymatic activities in dependence of sampling depth*

It is evident from *Table 1* that each activity decreased with sampling depth in all plots.

### *Enzymological data*

For enzymological evaluation of the three plots, the results obtained in the four soil layers analysed were considered together.

Significant ( $p < 0.05$  to  $p < 0.001$ ) and insignificant ( $p > 0.05$  to  $p > 0.10$ ) differences were registered in the soil enzymatic activities depending on the kind of enzymatic activity and the type of the plot.

The difference between the two plots: native and recultivated was significant (at least at  $p < 0.05$ ), while catalase and alkaline phosphatase were insignificantly higher ( $p > 0.10$  and  $p > 0.05$ , respectively) in the recultivated soil.

One can see from *Table 2*, that the enzymatic activities were always higher in the 0 – 40 cm layer of the forest soil in comparison with the native soil. In the forest soil, the activities

were significantly higher (at least at  $p < 0.02$ ), excepting alkaline phosphatase activity which was only insignificantly higher ( $p > 0.05$ ) than in the native soil.

Comparison of plots P2 and P3 reveals that each of the six enzymatic activities determined was significantly higher (at least at  $p < 0.05$ ) in the forest than in the recultivated soil, excepting actual and potential dehydrogenase activities which were insignificantly higher ( $p > 0.10$ ).

*Statistical data*

Simple correlation ( $r$ ) between enzymatic activities in the 0–40 cm layer (*Table 3*) showed that soil enzyme activities were strongly intercorrelated ( $r = 0.434$  to  $r = 0.939$ ), whereas nonenzymatic catalytic activity was weakly correlated ( $r = 0.250$  to  $r = 0.372$ ) with enzymatic activities.

*Table 1. Enzymatic activities in soil from bauxite mine spoils (Pădurea Craiului Mountains)*

Soil enzymatic activity*	Soil depth (cm)	Plots		
		Native (P1)	Recultivated (P2)	Forest (P3)
ADA	0-10	7.42	9.09	9.80
	10-20	7.00	8.12	9.08
	20-30	6.44	7.56	8.96
	30-40	3.64	6.72	6.16
ADP	0-10	9.52	11.48	14.96
	10-20	7.00	10.92	14.28
	20-30	5.60	9.80	12.43
	30-40	4.06	8.40	7.84
AC	0-10	10.85	10.90	12.60
	10-20	10.10	10.20	11.80
	20-30	9.35	9.70	11.60
	30-40	7.20	9.70	10.60
CAn	0-10	13.70	14.00	14.20
	10-20	12.30	13.50	13.90
	20-30	12.25	13.30	13.50
	30-40	11.85	12.90	13.00
UA	0-10	6.37	9.83	12.99
	10-20	5.83	7.99	10.82
	20-30	5.29	6.66	8.33
	30-40	4.79	5.99	7.99
AcPA	0-10	0.188	0.281	0.352
	10-20	0.179	0.269	0.294
	20-30	0.141	0.183	0.209
	30-40	0.125	0.150	0.195
AlkPA	0-10	0.126	0.133	0.173
	10-20	0.117	0.125	0.160
	20-30	0.098	0.105	0.155
	30-40	0.070	0.090	0.141

\*ADA – Actual dehydrogenase activity.  
 PDA – Potential dehydrogenase activity.  
 CA – Catalase activity.  
 CAn – Nonenzymatic catalytic activity.  
 UA – Urease activity.  
 AcPA – Acid phosphatase activity.  
 AlkPA – Alkaline phosphatase activity.

Table 2. Significance of the differences between enzymatic and nonenzymatic catalytic activities in soil from bauxite mine spoils (Pădurea Craiului Mountains)

Area	Soil enzymatic activity*	Soil depth (cm)	Mean activity values			Significance of the differences
			a	b	a - b	
Native soil (a) versus recultivated soil (b)	ADA	0 – 40	6.12	7.87	-1.75	0.05>p>0.02
	ADP	0 – 40	6.54	10.15	-3.61	0.01>p>0.002
	AC	0 – 40	9.37	10.12	-0.75	p>0.10
	CAn	0 – 40	12.52	13.42	-0.90	0.02>p>0.01
	UA	0 – 40	5.57	7.61	-2.04	0.05>p>0.02
	AcPA	0 – 40	0.158	0.220	-0.06	0.05>p>0.02
	AlkPA	0 – 40	0.102	0.113	-0.01	0.10>p>0.05
Native soil (a) versus forest soil (b)	ADA	0 – 40	6.12	8.50	-2.38	0.0001>p
	ADP	0 – 40	6.54	12.37	-5.83	0.01>p>0.002
	AC	0 – 40	9.37	11.65	-2.28	0.02>p>0.01
	CAn	0 – 40	12.52	13.65	-1.13	0.02>p>0.01
	UA	0 – 40	5.57	10.03	-4.46	0.02>p>0.01
	AcPA	0 – 40	0.158	0.262	-0.10	0.01>p>0.002
	AlkPA	0 – 40	0.102	0.113	-0.01	0.10>p>0.05
Recultivated soil (a) versus forest soil (b)	ADA	0 – 40	7.87	8.50	-0.63	p>0.10
	ADP	0 – 40	10.15	12.37	-2.22	p>0.10
	AC	0 – 40	10.12	11.65	-1.53	0.01>p>0.002
	CAn	0 – 40	13.42	13.65	-0.23	0.05>p>0.02
	UA	0 – 40	7.61	10.03	-2.42	0.01>p>0.002
	AcPA	0 – 40	0.220	0.262	-0.04	0.05>p>0.02
	AlkPA	0 – 40	0.113	0.113	0.00	0.05>p>0.02

\*ADA – Actual dehydrogenase activity.  
 PDA – Potential dehydrogenase activity.  
 CA – Catalase activity.  
 CAn – Nonenzymatic catalytic activity.  
 UA – Urease activity.  
 AcPA – Acid phosphatase activity.  
 AlkPA – Alkaline phosphatase activity.

Table 3. Simple correlations (r) between soil enzyme activities in soil from bauxite mine spoils

Variables*	ADA	PDA	CA	CAn	UA	AcPA	AlkPA
ADA	-	-	-	-	-	-	-
PDA	0.931	-	-	-	-	-	-
CA	0.910	0.434	-	-	-	-	-
CAn	0.882	0.932	0.851	-	-	-	-
UA	0.814	0.902	0.842	0.372	-	-	-
AcPA	0.793	0.877	0.806	0.250	0.939	-	-
AlkPA	0.809	0.842	0.860	0.269	0.785	0.789	-

\*ADA – Actual dehydrogenase activity.  
 PDA – Potential dehydrogenase activity.  
 CA – Catalase activity.  
 CAn – Nonenzymatic catalytic activity.  
 UA – Urease activity.  
 AcPA – Acid phosphatase activity.  
 AlkPA – Alkaline phosphatase activity.

#### 4. Conclusions

Our results are in good agreement with the literature data (DRĂGAN-BULARDA, M. et. al. 1987; FRESQUEZ, P. R. et. al. 1982, LINDEMANN, W. C. et. al. 1984) and constitute novelties for the enzymological characterisation of a soil from bauxite mine spoils.

The literature reviewed (UZBECK, I. C. 1991, WIGFULL, S. et. al. 1987) shows that application of enzymological methods makes it possible to indicate the degree of evolution of technogenic soils, the transformation of overburdens and other spoils and wastes into agricultural and forest soils, the efficiency of the recultivation measures applied.

In comparison with microbiological parameters, the enzymes are more synthetic indicators of the evolution of technogenic soils because they reflect a) due to their accumulation in form of humic complexes, the past of technogenic soils, and b) due to their catalytic activity, which plays a key role in nutrient cycles, the present biological status of these soils.

#### References

- DRĂGAN-BULARDA, M. – BLAGA, G. – KISS, S. – PASCA, D. – GHERASIM, V. – VULCAN, R. (1987) Effect of long-term fertilization on the enzyme activities in a technogenic soil resulted from the recultivation of iron strip mine spoils, *Studia Universitatis Babes – Bolyai, Biologia*, 32(2), pp. 47–52.
- FRESQUEZ, P. R. – LINDEMANN, W. C. (1982) Soil and rhizosphere microorganisms in amended coal mine spoils, *Soil Science Society of American Journal*, 46, pp. 751–755.
- HARRIS, J. A. – BIRCH, P. (1989) Soil microbial activity in opencast coal mine restorations, *Soil Use and Management*, 5, pp. 155–160.
- KISS, S. – DRĂGAN-BULARDA, M. – PASCA, D. (1985) Enzymological study of the evolution of technogenic soils, *Evolution and Adaptation (Cluj)*, 2, pp. 229–278.
- KISS, S. – DRĂGAN-BULARDA, M. – PASCA, D. (1989) Enzymology of the recultivation of technogenic soils, *Advances in Agronomy*, 42, pp. 229–278.
- KISS, S. – DRĂGAN-BULARDA, M. – PASCA, D. (1991) Enzymology of the evolution of some technogenic soils, *Evolution and Adaptation (Cluj)*, 4, pp. 125–132.
- LINDEMANN, W. C. – LINDSEY, D. L. – FRESQUEZ, P. R. (1984) Amendment of mine spoil to increase the number and activity of microorganisms, *Soil Science Society of American Journal*, 48, pp. 574–578.
- ÖHLINGER, R. (1996) Phosphomonoesterase activity with the substrate phenylphosphate. – In: Schinner, F. – Öhlinger, R. – Kandeler, E. – Margesin, R. eds.: *Methods in Soil Biology*, pp. 210–213, Springer, Berlin.
- PERSSON, T. J. – FUNKE, B. R. (1988) Microbiology of stored topsoil at North Dakota stripmining sites, *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 2, pp. 235–250.
- ROSS, D. J. – SPEIR, T. W. – COWLING, J. C. – FELTHAM, C. W. (1992) Soil restoration under pasture after lignite mining: management effects on soil biochemical properties and their relationships with herbage yields, *Plant and Soil*, 140, pp. 85–97.
- SACHS, L. (2002) *Der Statistik Test*. – In: Sachs, L. ed.: *Angewandte Statistik Anwendung statistischer Methoden*, pp. 189–195, Springer, Berlin.
- SAMUEL, A. D. – KISS, S. (1999) The effects of soil management practices on the enzymatic activities in a brown luvic soil, *Studia Universitatis Babes – Bolyai*, 44(1-2), pp. 189–197.
- STROO, H. F. – JENCKS, E. M. (1985) Effect of sewage sludge on microbial activity in an old, abandoned minesoil, *Journal of Environmental Quality*, 14, pp. 301–304.
- UZBECK, I. K. (1991) Particularities of the enzymatic activity in recultivated soils, *Pochvovedenie*, 3, pp. 91–96.
- WIGFULL, S. – BIRCH, P. (1987) The microbiology of landfill soils, *Land and Minerals Surveying*, 5, pp. 349–353.

## Névmutató

### A

Antal Zsuzsanna.....	100
Anton Attila.....	205

### B

Babka Beáta.....	276
Bagoly-Simó Péter.....	75
Balog Kitti.....	307
Balgoh Klára.....	145
Bándi Gyula.....	8
Bányai Orsolya.....	27
Barkács Katalni.....	166, 173
Barta Károly.....	138
Benedek Szilveszter.....	126
Blidar, Cristian Felix.....	379
Bodáné Kendrovics Rita.....	94
Bodrik Janka.....	100
Bolecek, Peter.....	133
Boros Ildikó.....	342
Borsós Tibor.....	191
Braun Mihány.....	249, 256, 289
Brejea, Radu.....	379

### Cs

Csapó Olga.....	40
Csegzi Sándor.....	225
Cser Viktória.....	138
Csige István.....	225, 241

### D

Deák Ferenc.....	240
Dobor József.....	198
Dobróka Mihály.....	112, 269
Domuta, Cornel.....	379

### F

Farsang Andrea.....	138, 307
Fekete Zsombor.....	315
Fenyvesi Éva.....	145
Finta Viktória.....	239
Fodor László.....	33
Futó István.....	256, 276
Fülekgy György.....	126, 372

### G-Gy

Gál József.....	22
Gorál Róbert.....	166
Gruiz Katalin.....	145
Gyila Sándor.....	241

### H

Hadik Péter.....	153
Hagymásy Zita.....	106
Halmóczki Szabolcs.....	295
Harja Maria.....	119
Hegedűs Ondrej.....	133
Hegedűsová Alzbeta.....	133
Hegyesi Botond.....	353
Helenkár András.....	159
Herczeg Ádám.....	112

### I

Imecs Zoltán.....	347
-------------------	-----

### J

Jakab Sámuel.....	372
Janovics Róbert.....	249
Jávor Benedek.....	40
Juhos Katalin.....	283
Jurecska Laura.....	166

### K

Kaffai Orsolya.....	347
Kalmár János.....	372
Kánnai Piroska.....	145
Kárász Imre.....	63
Kardos Levente.....	173
Katona Ildikó.....	63
Katona Nóra-Emília.....	70
Katona Tünde.....	233
Keresztúri Péter.....	212
Kis Boglárka.....	319
Kiss Ádám.....	239, 240
Koleszár Péter.....	178
Kosáros Andrea.....	63

### L

Lakatos Gyula.....	212
László Ildikó.....	153
Leskó Gabriella.....	63

### M

Madarász Tamás.....	295
Márkus Róbert.....	178
Martine Leemakers.....	289
Márton László.....	126
Máthé Péter.....	205
Máthé-Gáspár Gabriella.....	205
Mócsy Ildikó.....	219
Molnár István.....	219
Molnár Lajos Szabolcs.....	283



Molnár Mihály ..... 249  
Molnár Mónika ..... 145

### **N-Ny**

Néda Tamás ..... 219  
Neduczka Boriszlav ..... 295  
Némethné Katona Judit ..... 87  
Nyári Zsuzsanna ..... 295

### **O**

Oláh József ..... 173  
Osvay Margit ..... 233

### **P**

Palcsu László ..... 242, 263  
Palkó György ..... 173  
Papp Botond ..... 240  
Papp István ..... 289  
Papp László ..... 242  
Papp Zoltán ..... 80  
Perlné Molnár Ibolya ..... 159  
Poszet Szilárd ..... 327  
Prokisch József ..... 283

### **R**

Ranogajec-Komor Mária ..... 226  
Revákné Markóczi Ibolya ..... 49

### **S**

Salma Imre ..... 191  
Samuel, Alina Dora ..... 379  
Sandor, Maria ..... 379  
Serra-Páka Szilvia ..... 106  
Simon László ..... 133  
Somogyi István ..... 249  
Soós Lenke ..... 56  
Stefánka Zsolt ..... 249  
Svikruhová, Jana ..... 133  
Svingor Éva ..... 249

### **Sz**

Szabó György ..... 335  
Szabó Norbert Péter ..... 112  
Szabó Szilárd ..... 276, 283  
Szacs vay Hening Kinga ..... 219  
Szalai Zoltán ..... 289, 367

Szalóki Imre ..... 289  
Szántó Zsuzsanna ..... 256  
Székely Borbála ..... 319  
Szép S. Alexandru ..... 119  
Szili-Kovács Tibor ..... 205  
Szűcs Péter ..... 295, 301

### **T**

Takács-Sánta András ..... 15  
Tarjányiné Szikora Szilvia ..... 173  
Thuróczy György ..... 239  
Tóth Andrea ..... 295  
Tótha Csaba ..... 360  
Tóthné Kosztin Beáta ..... 49  
Törő Norbert ..... 184  
Turai Endre ..... 112, 269

### **V**

Varga Margit ..... 198  
Vass Péter ..... 112, 269  
Veres Mihály ..... 249

### **W**

Wanek Ferenc ..... 327

### **Z-Zs**

Zákányi Balázs ..... 295, 301  
Záray Gyula ..... 159, 173, 198  
Zsigrainé Vasánits Anikó ..... 171