

## INDICATORS OF SUSTAINABILITY

BULLA MIKLÓS<sup>1</sup>, GUZLI PIROSKA<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Széchenyi István University  
H-9026 Győr, Egyetem tér 1., e-mail: bulla@sze.hu

<sup>2</sup>National Environmental Council on the Environment  
H-1011 Budapest, Fő u. 44–50.

**Keywords:** environmental indicators, sustainability

### Introduction

Under the "KÉP" project we have reviewed national environment indicator development projects. Our assessment is as follows:

### General assumptions

For decades intensive attempts have been made to describe the exact relationship between pressures effecting the environment and changes they cause in the status of the environment. The work presents difficulties as well as practical consequence. A "clear" alignment of impacts (pressure on environment) and effects (responses by the environment) is not possible. Changes in status of the environment generate subsequent impacts. It is important to make an effort to present a well defined, presentation of for information "creators" and also for "-users" at the same time.

The success of policy producing information for decision makers should satisfy both public and private needs. Sustainable Development (SD) Indicators for the public are tools for raising awareness, and our aim is to decrease dissonance between awareness and behaviour (BAULER, 1999).

Indicators are information resources for private individuals and government officials. Their function is to provide information to officials to use for analysing environmental-, social-, and economic processes and to give clear information to the public.

It seems that the implementation of the SD depends more on the decision preparing role of the indicators than on their scientific accuracy. This statement assumes that the indicators should be appropriate to different levels of decision making, or user-friendly. Unfortunately there is not enough experience about the nature of the interaction between decision making processes and the indicators of the sustainable development as the elements of the information matrix. Is the application of indicators able to enhance the enforcement of considerations in the "dynamic process" of sustainability in an effective manner?

### Role and Function of Indicators

Unfortunately there are no internationally accepted standards for the system of sustainable development indicators. Many systems of key performance indicators were developed in the last few years, (UN, EU Institutions such as the Statistical Office,

Eurostat, and the European Environmental Agency EEA, Organisation for Economic Co-operation and Development OECD, and individual national systems.....). These systems are quantified, or mapping based, with a common nature of being complex with numerous elements.

It is possible to group the indicators based on different points of views.

### Overview of International Indicator work

#### OECD indicators

The OECD displays the system pyramid of the indicators answering different political questions as shown in the following figure.

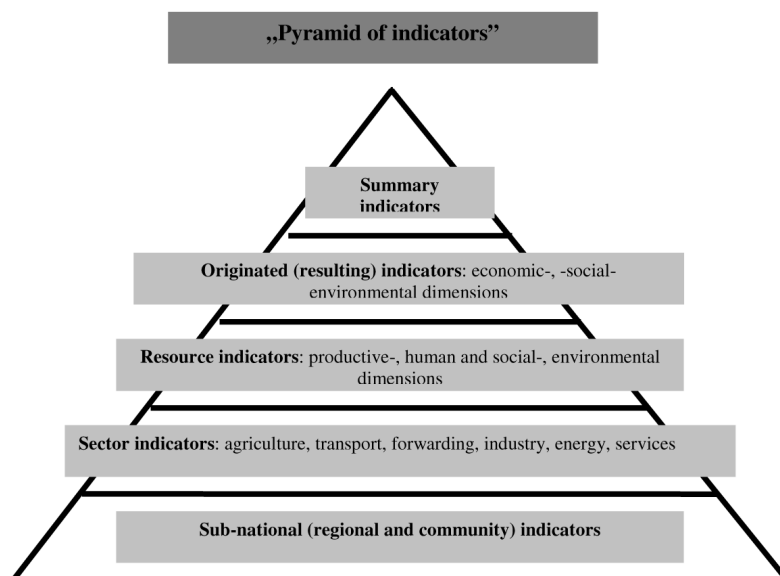


Figure 1. The system pyramid of the indicators as displayed by OECD  
1. ábra Az indikátorok piramisrendszere, ahogyan az OECD ábrázolja

#### Grouping of Indicators according to the EEA

There are multiple possibilities to group the indicators:

- domain-based  
It defines the indicators based on the 3 dimensions (economy-society-environment) of sustainable development. Its advantage is that it assures the dominance of these three aspects. However its drawback is that it tolerates overlapping.

- goal-based  
The selection of the indicator set is determined by the objectives of the research "group". In order to achieve goals, it is important to define the objectives around general issues, and next to define the indicators as sub-categories.
- sector-based  
This grouping aims to assist the primary responsibilities of government such as education, housing, transportation, safety and security, and leisure. It is important to work out indexes which assist accountability.
- issue-based  
The model focuses more on the principles of sustainability (as economic development, education, water management, suppression of crime), than on local programs. It is well communicated as sector- based models, but its drawback is that it is difficult to combine the aspects of sustainability with it.
- cause-based  
The "PSR" model will be detailed further on.
- Combination  
It is possible to combine these approaches. For example, a sector based grouping can be transformed to contain categories and sub-categories meeting the requirements of sustainability, and the "PSR" framework as well.

Indicators can indicate directions of non sustainable development.

- Non sustainable indicators
  - Climate change
  - Depletion of the ozone layer
  - Soil degradation and desertification
  - Loss of bio-diversity
  - Deforestation
  - Growing use of non renewable resources
  - Growth of poverty, etc.

Such indicators have an announcing and indicative role.

Grouping indicators by their functions makes modelling easier. According to this particular grouping, indicators can be grouped as follows:

- Descriptive indicators
- Efficiency indicators
- Performance indicators (indicators of ecology and economics)
- Total welfare indicators

## Measuring sustainability

### New-type macro indicators

(I) ISEW was created to eliminate the flaws of the GNP to show a more realistic picture of well being and the economy. ISEW is an improvement on previous methods in two ways. First, it considers the effects of changes in consumption on well being; secondly it includes the net present value (NPV) of the long term environment degradation into the indicator.

The real improvement indicator GPI used in the US is the enhancement of ISEW. GPI is also based on personal consumption in the GDP, modified by the deviation in income distribution, subtracting the different social and ecological costs and adding profits (SZLÁVIK, 2006).

(II) An aggregating indicator, which can be physically interpreted, is the ecological footprint, or the almost identical SPI (Sustainable Process Index) which is noted by Narodoslawkij. It measures the entire site required to sustain the satisfaction of needs in terms of food, water, energy, and waste disposal, per person, products, sites and cities. It is an excellent summary of the main environmental effects of business activity, though it cannot indicate the social aspect of sustainable development.

(III) The sustainability barometer was created as an aggregate indicator of environmental and social components of sustainable development. On this two-dimensional graph the statuses of the ecosystem and human well being are indicated on a relative scale of 0 to 100, showing the range between good and bad conditions. The point specified by these two values gives sustainability (or un-sustainability).

(IV) The ESI (Environmental Sustainability Index) indicates the progress made towards environmental sustainability. The ESI traces the relative achievements of the countries in the five basic aspects as follows:

- Environmental systems
- The diminishing of stress factors
- The diminishing of human vulnerability
- Social and institutional performance
- Global „care”

The ESI enables us to compare the sustainability attained by countries in a systemized and numerical way. A more exact analysis is possible for decision making because the ESI criteria are strict and this approach is based on measured data.

The ESI enables:

- decisions to be made on issues where the national performance surpasses expectations or lags behind them,
- priorities to be set among the activities within countries and regions,
- environmental trends to be traced,
- the qualitative assessment of the success of environmental policies and programs,

- a survey of correlations between the environment and business performance and the factors influencing environmental sustainability.

### **Models of information flow – the method of modelling**

A definition of sustainable development indicators requires a model that assists in specifying the main fields through which processes in the system under investigation can be traced. Modelling by the United Nations, the OECD, the European Union, and the World Bank set off from somewhat different starting points according to their character, but they followed essentially the same methodological track. (CSANÁDY, 1994)

The first Hungarian initiative was very similar to the “Simplified model of environmental management (BULLA, 1993).

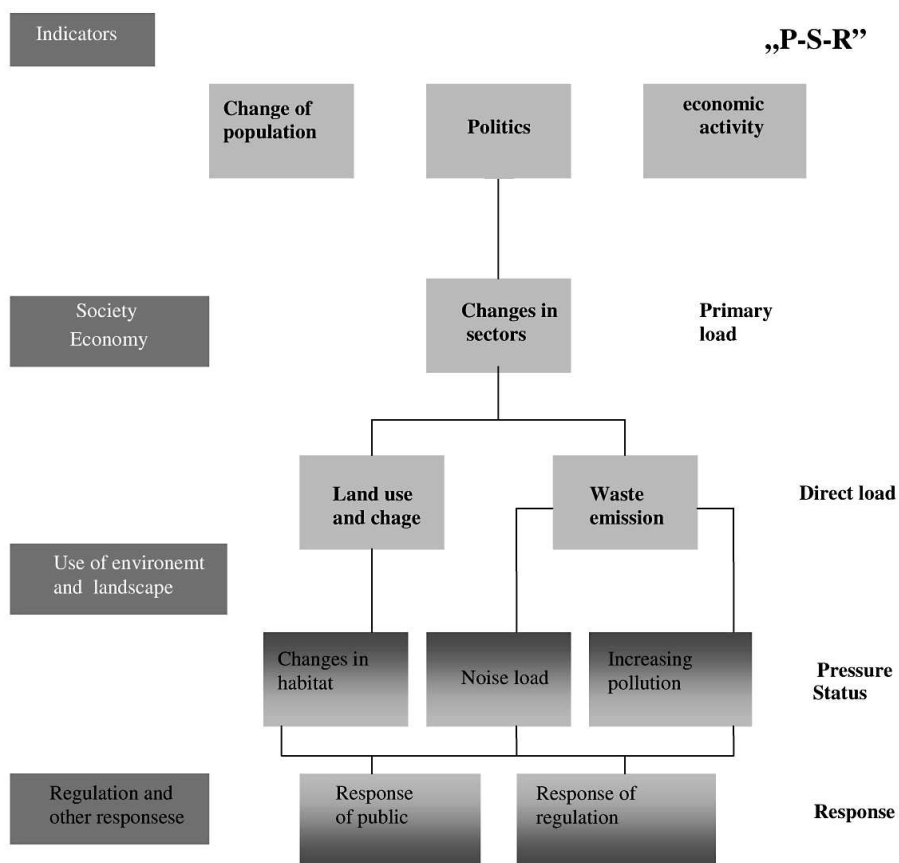
The “PSR”, pressure – state – response and the “PSIR”, pressure – state – impact – response model are so far the most commonly used methods that specify indicators. The “PSR” is noted by Albert Adriaanse and Manuel Winograd. This was developed and applied by the OECD in 1994.

### **The OECD model**

The OECD has specified the following criteria for the environmental indicators in their model:

- political relevance, the satisfaction of user demands,
- properly represent environmental conditions, pressures and the social reaction,
- simple, easy to interpret and capable of managing changes in time,
- sensitive to changes in the environment and in related human activities,
- serve as basis of international comparisons,
- enable national surveys or regional application,
- threshold values are to be specified so that users can compare with them the values received,
- analytical accuracy for the theoretical grounding,
- their validity is tailored to international standards and national agreements,
- can be connected to business models, forecasts and information systems,
- measurability (demands arising in connection with data serving as basis for the indicator),
- data must be attainable at a reasonable cost /benefit ratio,
- proper documentation, the knowledge of quality,
- reliable, regular upgrading.

The model below shows that basic pressures such as changes in population, economic growth and political decisions generate changes at a sector level, which eventually indirectly cause pressure on the environment (changes in the habitat, noise and other pollution) by means of changes in land use or the generation of waste. These effects elicit various reactions publicly and in rules and regulations, which should consequently result in changes at the levels which are affected.



Source: OECD, 1994

Figure 2. The structure of the OECD model  
2. ábra Az OECD modell szerkezete

The department of the UK's Ministry of the Environment dealing with sustainable development indicators further extended the "PSR" model with social-business factors in 1996.

However, Hartmut Bossel sharply criticized these two approaches. In his article "Indicators for Sustainable Development: Theory, Method, Applications" he wrote: the disadvantage of the "PSR" and "PSIR" models is that they enable the investigation of only some causes and effects of certain environmental problems." The sharpest criticism of the approach is that it disregards the dynamic nature of the processes. Therefore their incorporation in major systems generates a number of feedback "loops". Therefore it is justified to find solutions for using "soft computing methods" to model non linear complex environmental-social-economic problems (BULLA, 2004).

In many cases the interpretation of effect-chains on the basis of the “PSIR” as a framework is an inadequate approach. Certain effects appear in the interpretation chain as pressure while in other cases as state. Such definition and grouping problems have been already pointed out by early modelling attempts.

The model cannot handle the complex pressures and effect mechanisms, the real and generally non-linear correlations of the effect-chain.

The conclusion is that meeting the requirements of the indicators, such as rendering basic information on the viability of a system and on changes in its viability, the support of the specified aims and sustainable development are not satisfied by the “PSR” and “DPSIR” models. Therefore a system-based attitude has to be followed while structural indicators are being searched.

The EEA is participating in the assessment of environmental changes in the subject of sustainable development by publishing the Sustainable Development Strategy of the European Union and with the European Commission initiative to prepare a process account on sustainable development for the prime ministers. Indicators to the EU account shall be selected by the elaborators of the methodology. It forms a good basis so that they be asked to give an account on their actions or negligence and this methodology may finally result in “sustainable convergence criteria”. The EEA has elaborated a number of tools, frameworks and typologies that enable the comprehensive assessment of changes beside a limited selection of development indicators.

### **The United Nations model**

In 1993 The United Nations established the System of Integrated Environmental and Economic Accounting (SEEA). The diagram describes correlations between the sustainability concepts and indicators.

The diagram above shows a potential plan of a structure of sustainability concepts and indicators. The quantitative indicators of business are shown in the grey field; the white squares represent the physical and non-financial indicators. Sustainability has been specified as a function of purchase, use and users, thus referring to a possible distinction between sustainability of supply, use and human development. This approach suggests that the basic aim of sustainability is not to simply optimise business activity, but to serve human well being in a complex way. Business sustainability is measured within the structure on the basis of the national accounting system regulated by environmental protection. This includes the ENI (Environmentally Adjusted national Income) and the EDP (environmentally adjusted net domestic product). A non-financial tool measuring sustainability is the CC (Carrying Capacity of a territory), which means the human population carrying capacity of a given territory.

By April, 1995, the UN Commission on Sustainable Development had drawn up an indicator list, with about one hundred and thirty indicators which are within the “DSR” (driving force – state-response) framework.

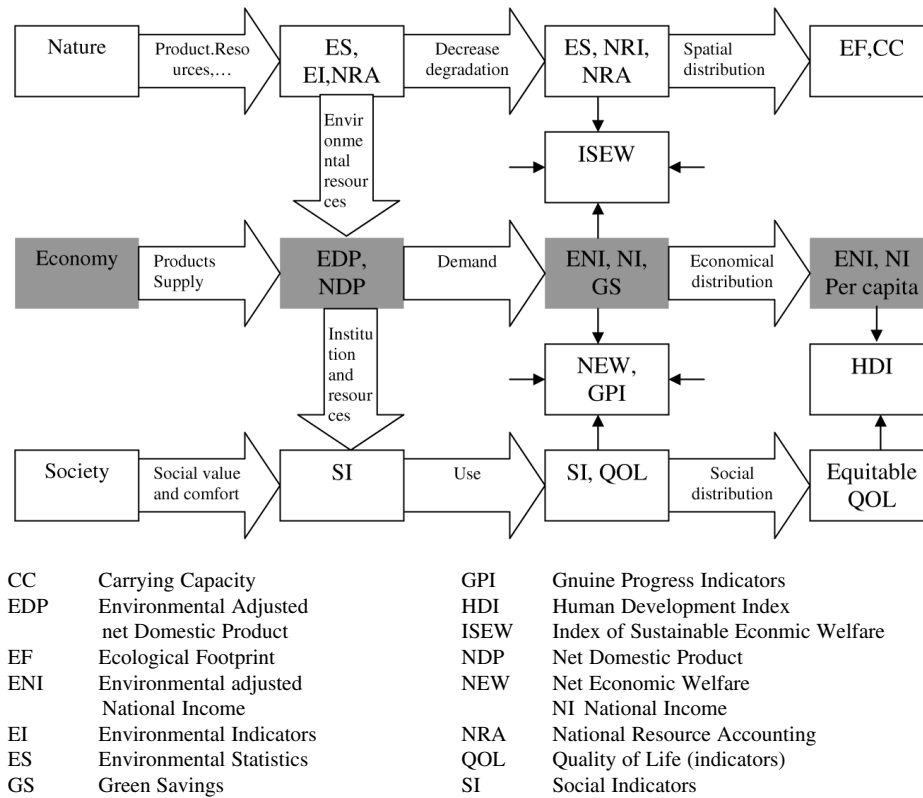


Figure 3. System of Integrated Environmental and Economic Accounting (SEEA)

3. ábra Az Integrált Környezeti- és Gazdasági Számítás Rendszere

The components of the framework are as follows:

- Driving force- human activities, processes and patterns that effect sustainable development
- State – the “state” of sustainable development
- Response – the versions of methodology which can be followed and other responses to changes in sustainable development

Within the DSR framework “pressure” is replaced by “driving force” so that further social, business and institutional indicators may be more exactly inserted into the framework. The use of “driving force” also allows the effect made on sustainable development to be both positive and negative, as in many cases with social, business and institutional indicators.

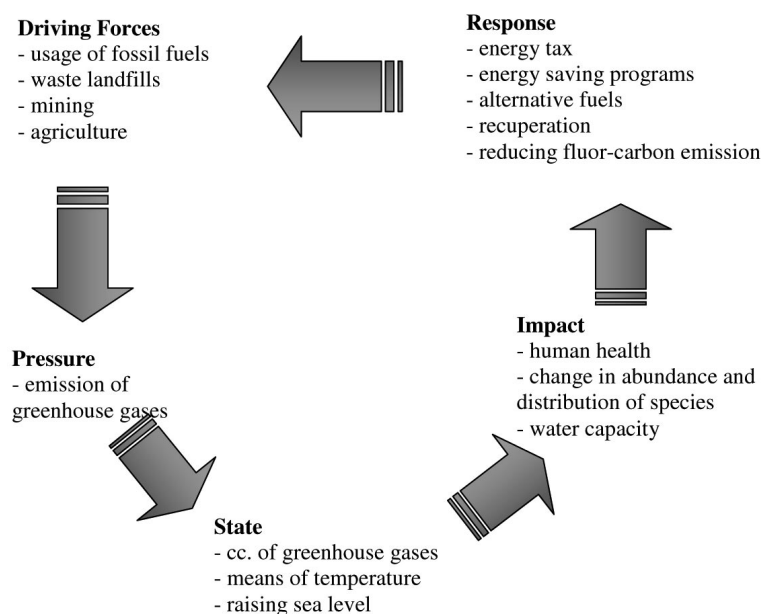
The DSR framework is a matrix that horizontally shows three indicators, while vertically showing the social, business, environmental and institutional dimensions of sustainable development.



### The EU model (EEA)

The EEA further developed the models introduced so far, and created the “DPSIR” (driving force-pressure-state-response) indicator structure.

The EU initiatives are very much parallel with UN and OECD research. The program of the European Commission consists of three components: the program of environmental pressure indicators, the creation of EU indicators based on the UNCSD (UN Commission on Sustainable Development) study made with the use of Agenda 21 and a number of projects listed in the general research program of the EU. The 'p-s-r' approach of modelling is reflected by the fact that the social indicators are based on such basic statistical data as population density, migration, public health status, unemployment, urbanisation, etc., compared to the ratio of social effects.

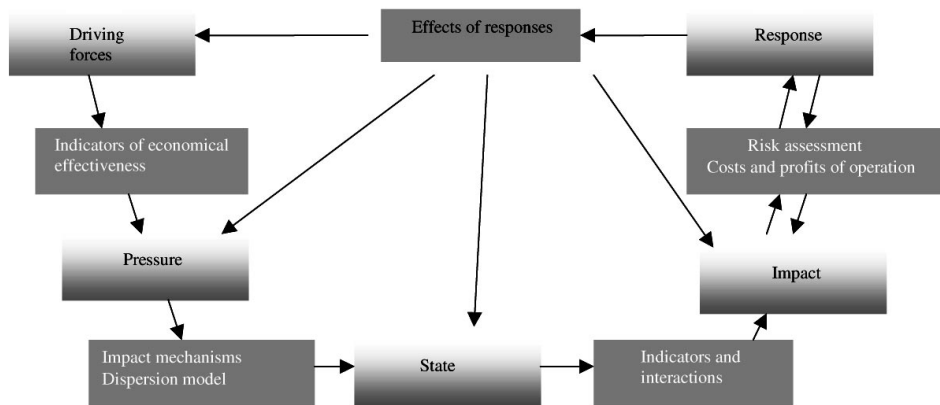


Source: EEA, 1997

Figure 4. The EEA developed DPSIR indicator structure  
4. ábra Az EEA által kifejlesztett DPSIR indikátor-szerkezet

In the DPSIR framework the social and business driving forces apply pressure on the environment; therefore the state of the environment also changes, such as public health conditions, the availability of resources and bio-diversity. These all have effects on human public health, on the ecosystem and all kinds of materials being applied by humans. On the other hand, they can elicit a social response that has a feedback on driving forces or directly on the state or effects, by means of adaptation or recuperative activities. Beside the study of the components, correlations between the components can also be studied. The correlation between driving force and pressure corresponds to the

eco-efficiency of the technology, where a smaller pressure from the driving force accompanies an improving eco-efficiency. Similarly, the effects on people and the ecosystem and the state depend on the pressure-bearing capacity and the threshold values of these systems. Whether society responds to these effects or not depends on how these effects are perceived and assessed, while the effect of the response on driving forces depends on the efficacy of the response.



Source: EEA: Technical Report, 1999.

5. Figure The diagram of the effects of responses by EEA  
5. ábra EEA diagram a hatásválaszokról

This structure makes clear the relation between the origin and the consequence of environmental problems. They are used for planning, for the formulation of political aims and priorities, for budget calculation, for performance evaluation, and they play an important role in public information. The information flow model of the concept is as follows:

## Applications

### Environmental accounts

Environmental accounts are gradually appearing at all governmental levels and in the business world, too. The type of environmental accounts depends on for whom and for what reason they are prepared. The account is helpful in the organization and representation of information used to define issues detailed in the report. Some examples are:

- Reports on the status of the environment, prepared by:
- the World Resources Institute,
  - the EU,
  - the OECD,

- Hungary, with the title “Hungarian environmental indicators”. Sustainability reports
- Sustainability Counts and
- Indicators of Sustainable Development, (prepared by the Sustainable Development Commission).

»Corporate reports«

The corporate environmental reports provide information for the community that is affected by the activity of a private or state organization. The list below drafts two types of corporate reporting frameworks.

- State Environmental Reports
- Triple Bottom Line

### **Regional and Local Governmental Initiatives**

In response to Local Agenda 21 (LA21), a number of governmental levels below the national level have elaborated indicators on sustainable development so that they serve as educational tools, as means to assess the original business situation and as a standard to ensure sustainability. For example, the local governmental level in the UK endeavoured to combine the introduction of environmental control systems with the application of indicators that measure performance.

A significant new component is the subgroup with the 14 key indicators which should draw public attention to what sustainable development means, and is endeavouring to review whether “a better living standard” can be ensured “for everyone now and at future generations”.

### **Corporate Initiatives**

The application of corporate checking indicators preceded the concept of sustainable development. However, only a few business organizations are capable of measuring all of their environmental effects, and even fewer think about social obligations. The current dispute is about choosing between ‘eco-balancing’ (an objective assessment of all environmental effects) and eco-management (rules specified by the management about supplementary environmental developments). A constant shift can be traced from the satisfaction of external obligations towards the definition of internal management objectives, whose objectives are based on the

‘Nothing venture nothing gain’ concept of eco-efficiency.

Some of the more promising corporate initiatives are performed by development agencies and associations commissioned to manage selected regional subsidy programs. These agencies and associations include the associations set up for the regional support to be granted for the Structural Funds (SF), the Scottish Enterprise network, SEN and the English Regional Development Agencies ERDA .

### **The eco-efficiency concept of the WBCSD and their suggested measurements**

The eco-efficiency concept was first used by the World Business Council for Sustainable Development (WBCSD) in its report, which was handed in at the 1992 UNO conference about sustainable development. Since then the meaning of the eco-efficiency concept has widely been debated. According to the definition of the OECD “The eco-efficiency expresses the efficiency with which the ecological resources can be used to meet people’s demands.” On the basis of the meaning provided by the OECD the eco-efficiency can also be defined as the proportion of production and expenditure where production means the value of goods or services produced by an organisation, and expenditure means the totality of environmental devastation caused by the production.

$$\text{Eco-efficiency} = \frac{\text{The value of goods or services}}{\text{Environmental devastation}}$$

The eco-efficiency concept was determined by the WBCSD in the following way:

We can achieve eco-efficiency if we provide such goods or services at a competitive price which meet people’s demands and improve the quality of life as they try to decrease environmental impacts and the intensity of the use of resources during the life cycle to a level suitable for the Earth’s estimated carrying capacity.

### **Environmental Communication**

Environmental communication is in close relationship with sustainable development, with its success. It is based on accessible, accurate, reliable, sufficient information and on the traceable information flow. The demand for it was first worded at the 1972 Stockholm conference but almost a decade had passed when this wish was made into a directive in the European Union (Council Directive 90/313/EEC of 7 June 1990 on the freedom of access to information on the environment).

The 5<sup>th</sup> programme of action of the EU, the RIO Declaration on Environment and Development and the Agenda 21 approach and interpret the environmental communication in a more comprehensive way. A further step in this context is the Aarhus agreement which regulates three basic questions:

- the right of private individuals and legal entities to be informed in connection with environmental questions
- the public’s right to participate in decision making concerning environment protection
- an introspection to the litigation in case any of the previous two rights is violated

This declaration was amended with an agreement in 2000 which allows the public access to environmental information electronically.

It seems to still have a big gap between the information deriving from the environment and their use. In 1998 the EEA in its Expert Corner Report initiated the modification of the communication model in order to have environmental information which really extends knowledge of the environment and has a real role in decision preparation.

This model also needs to be further elaborated in more details in order to accomplish

the more efficient application of research results and computer applications.

In May 2006 the EEA organised a workshop entitled “Research communication in Environmental Sustainability Research” in Stockholm where the participants conferred about conveying the results of researches concerning sustainable development to the different characters of the society. At the conference F. Hinterberger, the president of the Sustainable Europe Research Institute presented the “Mosus project” elaborated by the Institute. This project aims at finding out the possible ways of producing more and more values from less and less resources. (HINTERBERGER, 2006) in the course of the the same workshop, McGlade (DG. Env.) gave an account of the actual status of the communication of socio-ecological researches (MCGLADE, 2006).

### **Environmental Information on the Internet**

There are diverse supporting systems to aid the access to international researches and databases concerning environmental information. It can be considered as a step forward that the European Union has begun to support the telematics applications through its 4th Frame Programme.

The EEA plays an important role in the development of the database available on the world-wide web. A system of meta-information, Catalogue of Data Sources (CDS) has been elaborated, and with the participation of some European countries the Environmental Information and Observation Network (EIONET) has been developed. Besides them, with the help of the European Topic Centre on Catalogue of Data Sources they created the Directory of Information Resources, DIR) the Environmental Locator Catalogue which contains the attainability of environment information traceable all over Europe. The previously mentioned EIONET was elaborated as its thematic part and also the European Topic Centre on Catalogue of Data Sources (SERIS) together with EEA publications and other national reports on the status of the environment. The Sustainable Targets and Reference Value Database were also worked out by the EEA.

There are other national databases available, such as the German Environmental Information Network (GEIN).

The International Institute for Sustainable Development (IISD) has developed a Compendium, an electronic database which plans to “record”, summarize the organisations, researchers and workshops dealing with indicators and their areas.

The IISD elaborated a visual model (“Dashboard of Sustainability”), more precisely a device panel which presents the present status of certain countries in the sustainable development in a spectacular way – mainly in the form of diagrams.

The operation of the model is simple as it is detailed but it contains adequate information to make it possible to identify the resultant of certain problems without knowing accurately the operation of the entire system. The Dashboard contains 46 indicators for approximately a hundred countries, which have been classified in the three main clusters (economy, society, and environment).

The model needs development in more respects. The database was criticised for not being able to operate the constant growth of the hoard of data, and for not making it possible to carry out an online analysis. It has been proposed to have the indicator kit replaced by a range of indicators chosen on the basis of consensus which regards and summarizes the opinions of communities, countries or international experts.

### Applications in Hungary

The first organized environmental status assessment was prepared in 1988-89, with a simple structure, in order to support the establishment of priorities for displaying the status of the environmental elements and systems and qualifying the tasks to be done. In 1990 the foundation of complex environmental assessment methods was born with the definition of the environmental status, environmental trends, and the problems of a complex evaluation system designed to determine the information regarding the relation of economic activities in production and services – determining the direction of the elaboration.

The “environmental problem space” model, the “simplified model of environmental, management and analysis” (BULLA, 1993) and the program was established to record the status of the environment. The parameter set, the required IT support system and suitable system of evaluation criteria was defined.

In 2001, the joint programme of the Ministry for Environment and Water and the Hungarian Academy of Sciences published its report on the economic evaluation on the environmental effects of air pollution. It was coordinated by the Institute of Soil and Agro-chemistry. The project mapped and summarized the achievements of the different professional fields connected to the topic. An integrated system and a model were built to analyze the social and economic effects of air pollution.

A “fact book” was published without using the results of the first methodological research and developments. It offered:

- Data on the environmental status of Hungary (yearly or biannually from 1996)
- Environmental statistics data (NSO 1996, 2000)
- Environmental indicators of Hungary (SZABÓ and POMÁZI, 2002.)

The data is rich but the information content of the indicators is richer, because it contains the causes as well as the results. All of these can be regarded as proper recordings of the status and are inevitable, but cannot substitute the evaluation which includes the effects and the tendencies and which can be the basis of reasonable management of the environmental resources.

After the first steps in recording the status of the environment, the analytical scientific knowledge of the different fields was evolved, as indicated by the publications issued on the topic.

Significant achievements have been made in the exploration and the documentation of the processes and connections – as well as in the development (BULLA, 2003).

---

**References**

- BAULER, T. 1999: Concept, Application and Validation-Efficiency of an „environmental system” Indicators for sustainable development in an inter-regional context, Brussels
- BULLA, M. 1993: Environmental Analysis (Környezetelemzés), PhD Thesis, kandidátusi értekezés, MTA
- BULLA, M. 2003: Evaluation methods and tools for sustainable development. Conference Proceedings. Manchester
- BULLA, M. 2004: Methodological Improvement of Complex Environmental Status Assesments, Sz.E. Environmental Engineering Department, p. 129.
- CSANÁDY, R. A. 1994: Elaboration and application of international endeavours to display indicators of sustainability in Hungary, Maastricht
- ENVIRONMENTAL INDICATORS 1999: Typology and overview (EEA Technical Report), Copenhagen
- HINTERBERGER, F. 2006: Dematerialisation for a Sustainable Europe, EEA workshop, Copenhagen.
- INDICATORS OF SUSTAINABLE DEVELOPMENT FRAMEWORK AND METHODOLOGIES, UN 1996, New York
- MAJOR EFFORTS TOWARDS SUSTAINABLE DEVELOPMENT INDICATORS: CASE STUDIES UN, 1996.
- MCGLADE, J. 2006: Research communicatopn in social-ecological systems – a basis for sustainability policy and assessments, EEA workshop, Copenhagen
- MONITORING PROGRESS TOWARDS INTEGRATION. A CONTRIBUTION TO THE ”GLOBAL ASSESSMENT” OF THE FIFTH ENVIRONMENTAL ACTION PROGRAMME OF THE EU, 1992-1999 Executive Summary EEA 1999.
- SZABÓ, E, POMÁZI, I. (eds.) 2002: Environmental Indicators of Hungary (Magyarország Környezeti Mutatói), KvVM
- SZLÁVIK, J. 2006: Sustainable or risk society (Fenntartható vagy kockázati társadalom) In: Ma & Holnap folyóirat V. évfolyam 8. szám Különszám
- WBCSD, Measuring Eco-efficiency — A Guide to Reporting Company Performance Geneva, 2001.

## MODELLING OF AIR QUALITY AND ATMOSPHERIC DEPOSITION IN HUNGARY

BOZÓ LÁSZLÓ, LABANCZ KRISZTINA, STEIB ROLAND

Hungarian Meteorological Service  
H-1024 Budapest, Kitaibel Pál u. 1.

**Keywords:** dispersion and transport modelling, atmospheric deposition, long-range atmospheric transport, regional and urban air quality

**Abstract:** Annual average atmospheric concentrations and depositions of sulfur and nitrogen species, as well as trace metals in Hungary and its surrounding regions were estimated by model computations. Spatial and temporal variations of the distributions are presented in the paper. The temporal variation of atmospheric sulfur budget was calculated based on a simple atmospheric box model. In the case of atmospheric lead, the cumulative atmospheric depositions were also estimated for a sixty years long period until 2015 using historical emission factors for the past decades as well as emission scenarios for the future. It was found that Hungary belongs to the moderately polluted regions in Europe. A model hierarchy was developed in order to perform multi-scale modelling studies on the air pollution processes at different spatial and temporal scales in Hungary. A set of environmental indicators was defined to characterize the actual state of the atmospheric environment.

### Introduction

For the past decades, energy generation, industrial production and transportation have caused serious environmental contamination in east-central Europe. The rate of contamination can vary from place to place as a function of source densities and intensities of pollutant fluxes as well as meteorological conditions. The pattern of pollution may not only be characterized by local, highly concentrated sites such as densely populated urban areas, but also by lower concentrations of pollution widely dispersed over the landscape including agricultural regions, forests and surface waters. Trace gases and aerosol particles can be transported far away from their sources before being deposited on the surface. Due to the deep economic changes in this region during the past 15 years, its energy and industry structures were reorganized, which resulted in a significant decrease of pollutant emission. Out-of-date industrial technologies are being replaced by less energy consumer and more environment friendly ones. Thermal power plants are being equipped with efficient sulfur and dust filters. Leaded gasoline has been phased out of use. The rates of changes in pollutant emission, however, were different in the countries of the region. As a result of these changes, now the region is coping with less serious atmospheric environmental problems than 10–20 years ago.

### Emission of pollutants

Due to the geographical size and location of the country, local air quality is highly influenced by both Hungarian and transboundary sources. At the same time, Hungarian sources have a strong effect on the air quality and rates of atmospheric deposition in its surrounding regions. In Hungary, the SO<sub>2</sub> emission decreased significantly during the



past decade in all important source categories: energy, industry, transportation, agriculture, home heating and other services. The release of 1,020 ktonnes estimated for 1990 was reduced to 480 ktonnes in 2000. In the case of nitrogen-oxides, the annual emission of 240 ktonnes in 1990 was reduced to 180 ktonnes within 10 years. It should be noted, however, that the relative contribution of transportation to the total emission increased during the same period. The emission rates of heavy metals have also decreased between 1990–2000. The most significant decrease was detected in the case of atmospheric lead (from 695,000 kg to 37,000 kg). The corresponding annual emission rates in 1990 and 2000 are 5,600 kg and 2,700 kg for Cd, 43,000 kg and 37,000 kg for Ni, 6,800 kg and 4,200 kg for Hg, 150,000 kg and 110,000 kg for V.

### Sulfur and nitrogen species

Due to the significant reduction of SO<sub>2</sub> emission during the past decade, the annual average concentrations have also decreased. Based on EMEP model calculations (EMEP, 2003), local maxima could be detected in the northern part of western Hungary and in the northern part of eastern Hungary, where still lignite based powerplants are in operation. The model also shows, that Hungarian sulfur emitters contributes to the total atmospheric sulfur deposition in Hungary at a rate of 43%, the remaining part is transported from abroad. The atmospheric sulfur budget of Hungary, however, is still negative, so higher amount of sulfur is emitted than deposited by dry and wet atmospheric processes in the country. The rate of Hungarian SO<sub>2</sub> emission in 2000 was 0.24 Tg (S) yr<sup>-1</sup>, while the rates of dry and wet deposition were 0.07 Tg (S) yr<sup>-1</sup> and 0.04 Tg (S) yr<sup>-1</sup>, respectively, thus the total atmospheric sulfur budget was -0.13 Tg (S) yr<sup>-1</sup>. The value of the sulfur budget in 1990 was -0.38 Tg (S) yr<sup>-1</sup>, so a significant improvement could be estimated for the last decade of the past century. Based on the measurements at the regional background stations in Hungary, the annual average SO<sub>2</sub> concentration decreased by 50% between 1990 and the first years of this century. The annual average NO<sub>2</sub> concentration under regional background conditions were in the range of 2.5–4.0 g (N) m<sup>-3</sup> in 1990, which decreased into the range of 0.5–3.0 g (N) m<sup>-3</sup> in Hungary. It should be noted, however, that in the vicinity of major roads and within urban areas, where traffic is the dominating NO<sub>2</sub> source, the average concentrations are much higher. Total atmospheric nitrogen deposition is also calculated by the EMEP model. It includes the dry and wet deposition of gases and aerosol particles containing nitrogen. Its range is between 400–1500 mg N m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>. Local maxima were detected in the northern and western part of the country. Concerning the atmospheric nitrogen budget of Hungary, it can be stated that it is more or less balanced for both reduced and oxidised nitrogen compounds. Modelling pilot studies were performed for the region of Lake Balaton (Figure 1. and 2.)

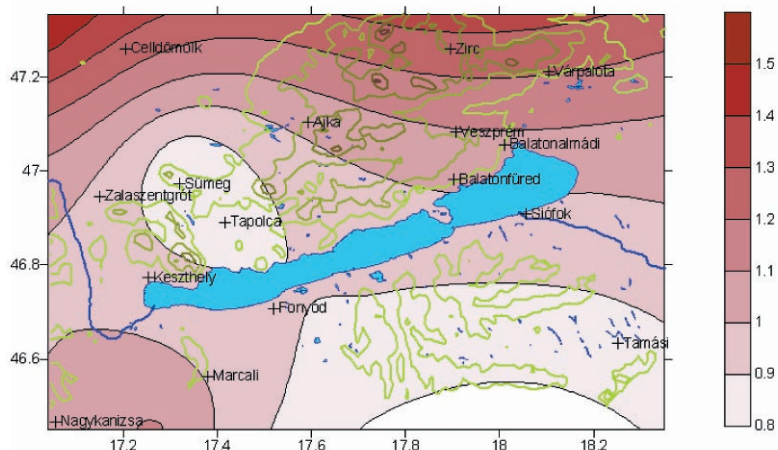


Figure 1. Regional background  $\text{NO}_2$  concentration in the vicinity of Lake Balaton ( $\mu\text{g N m}^{-3}$ )

1. ábra A  $\text{NO}_2$  koncentráció ( $\mu\text{g N m}^{-3}$ ) regionális háttere a Balaton környékén

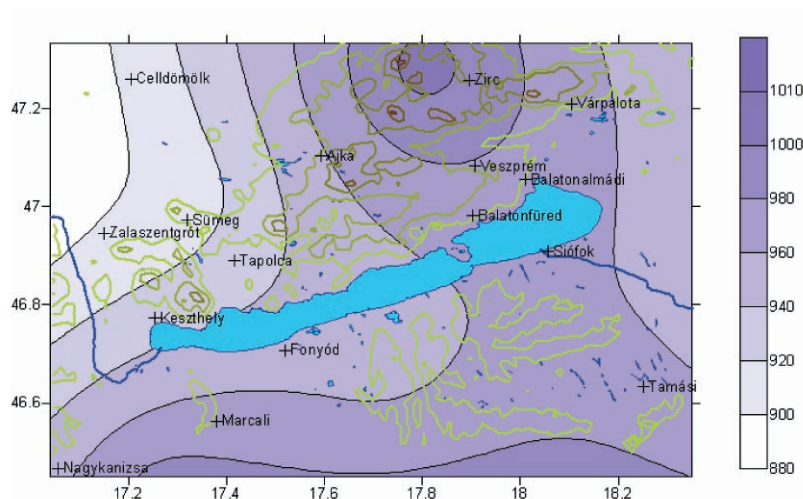


Figure 2. Total deposition of N species in the vicinity of Lake Balaton ( $\text{mg N m}^{-2} \text{a}^{-1}$ )

2. ábra Összes nitrogénlerakódás a Balaton környékén ( $\text{mg N m}^{-2} \text{a}^{-1}$ )

### Trace metals

The most significant changes in the atmospheric environment of the past decades in the central-eastern European region is connected with the introduction and widespread use of unleaded gasoline. Lead emission decreased considerably in all countries of the region, resulting in decreasing atmospheric concentrations and total deposition rates, as well as in re-ranking the relative contributions of source categories. Long-range transport of atmospheric trace metals is not simply a clean air protection problem in

Europe but a major part of environmental policy as well: considering their characteristic residence time in the atmosphere (a few days) and the sizes of the countries in Europe, international co-operation is needed to control the transboundary flux and deposition of these pollutants. Model computations were performed based on the application of a Lagrangian-type long-range transport model, (Bozó, 2000), on the total deposition of lead and cadmium.

For the long-range transport computations a continental scale, climatological-type model (TRACE) was used. Input fields of emission inventory, meteorological data and deposition parameters are preprocessed for  $50 \times 50 \text{ km}^2$  spatial resolution EMEP grid system. The concentration of lead at a certain receptor point is given by a simple loss function:

$$c(x_r, y_r; x_e, y_e) = \beta E(x_e, y_e) R^{-1} (1-a) e^{-(kd+kw)t} \quad (1)$$

where:

$c$  is lead concentration in the air in a certain receptor point as a result of an individual source point ( $\text{ng m}^{-3}$ );

$(x_r, y_r)$  and  $(x_e, y_e)$  are the spatial co-ordinates of source and receptor points;

$E$  is the emission at the source point ( $\text{ng s}^{-1}$ );

$\beta$  is derived by setting the upward and downward atmospheric fluxes equal assuming mass conservation ( $\text{s m}^{-2}$ )

$R$  is distance between the source and receptor (m);

$A$  is local emission coefficient (dimensionless);

$kd$  and  $kw$  are loss parameters for dry and wet depositions ( $\text{s}^{-1}$ );

$t$  is atmospheric transport time between source and receptor (s);

The total concentration at the receptor point is computed from the sum of contributions coming from each emission source, weighted according to the frequency of 925 hPa backward trajectories,  $F(s)$  coming from a particular sector,  $s$ :

$$c(x_r, y_r) = \sum_{s=1}^8 F(s) c_s(x_r, y_r) \quad (2)$$

As indicated in (2) there are 8 spatial sectors considered during trajectory analyses. In the next step of the calculations, wet and dry deposition of the pollutant at the receptor

are computed from the atmospheric lead concentration:

$$d_w = c(x_r, y_r) W P \quad (3)$$

where:

*W* is the scavenging ratio (dimensionless);

*P* is the precipitation intensity (m s<sup>-1</sup>).

Dry deposition is expressed as:

$$d_d = c(x_r, y_r) v_d \quad (4)$$

where:

*d<sub>d</sub>* is the dry deposition (ng m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>);

*c(x<sub>r</sub>, y<sub>r</sub>)* is the lead concentration at the receptor point (ng m<sup>-3</sup>);

*v<sub>d</sub>* is the dry deposition velocity (m s<sup>-1</sup>).

Dry deposition velocities of lead are calculated separately for each grid element, depending on roughness length, friction velocity and size distribution of aerosol particles containing lead. Size distribution of particles were taken from MÉSZÁROS et al. (1997) whose research group carried out Berner-type cascade impactor sampling and trace metal measurements in Hungary.

For detailed model description, testing and validation see ALCAMO et al. (1992), Bozó (1996) and Bozó et al. (1992).

Even relatively low fluxes across the Earth's surface can result in accumulation of toxic trace metals in various soils. From the soils they can be taken up by the plants and may be leached out into the ground water.

### Annual deposition in Hungary

The rate of annual lead deposition in 2002 over Hungary was found in the range of 600–2000 g km<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>, much below the ecological threshold in Europe (250,000 g km<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>). It was also estimated by model computations that ecological threshold of 5,000 g km<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup> for Cd was not exceeded in any parts of the region: it varies in the range of 20–300 g km<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>. Based on the comparisons with regional background measurements, it was found that our model simulations underestimate the rate of annual deposition by 10–20%. The reason for this could be the underestimations in emission data of trace elements and the uncertainty in the parameterization of deposition processes in the atmosphere. The rate of lead deposition varied significantly during the past decades. Results of a pilot model study are presented in Figure 3.

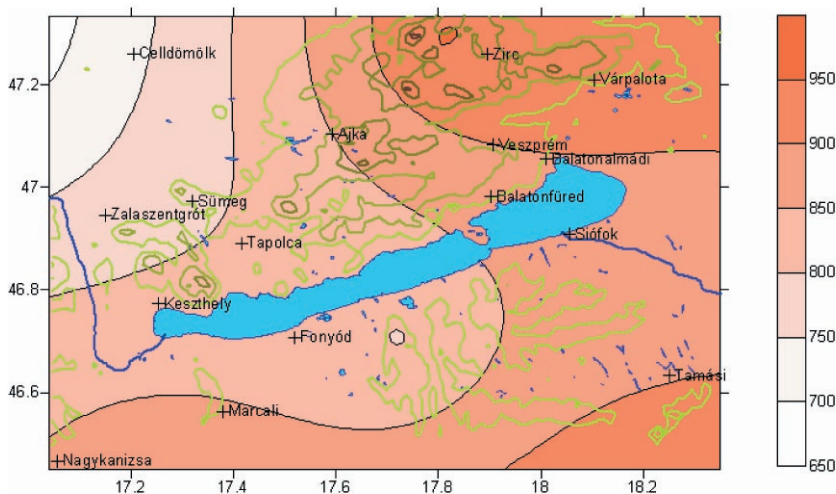


Figure 3. Total deposition of atmospheric lead (Pb) in the vicinity of Lake Balaton ( $\text{g km}^{-2} \text{a}^{-1}$ )

3. ábra A legköri ólom (Pb) összes lerakódása a Balaton környékén ( $\text{g km}^{-2} \text{a}^{-1}$ )

### Cumulative lead deposition

Due to the cumulative characteristics of lead in our environment, it is advisable to estimate the cumulative lead deposition in Hungary for the past 50 years and to provide some quantitative estimates for the next decade. This type of simulation was also done by means of TRACE model computations. Historical emission data were taken from OLENDRZYNSKI et al. (1995), while future scenarios are based on the calculations of BERDOWSKI et al. (1998). For comparisons, the target of model simulations was not only Hungary but a few other countries in different regions of Europe – United Kingdom, The Netherlands, Spain, Austria, Romania and Poland. It is not surprising that cumulative lead deposition was much higher during the 30 years of the period 1955–1985 than that of 1985–2015. Regarding Hungary, the rate of total lead deposition was  $320 \text{ mg m}^{-2}$  during 1955–1985, while on the basis of model computations it is expected that it will not exceed  $95 \text{ mg m}^{-2}$  during the consecutive 30 years period (1985–2015). It can also be stated that in some selected countries (e.g. The Netherlands or Austria) the cumulative lead deposition rate was higher than in Hungary, while in the case of Romania and Spain lower cumulative lead deposition rates were estimated.

### Tropospheric regional background ozone

In general, the concentration of atmospheric pollutants is lower under regional background conditions than in urban areas. Usually, this is not true for surface ozone. It has no direct natural and anthropogenic sources, tropospheric ozone is formed from  $\text{NO}_2$  via complicated chemical processes in the presence of precursors and solar radiation. Volatile organic compounds (VOC's) speed up the rate of tropospheric ozone formation.

It is typical, that the ozone peaks occur within 50–100 km distance downwind from highly polluted urban areas. Most of the countries in the east-central European region are coping with high ozone concentrations and threshold exceedences during summer period. Based on our regional background measurements carried out at K-pusztá regional background air pollution monitoring station, Hungary, it was demonstrated that both 1 h and 8 h thresholds were exceeded: the numbers of annual exceedences – i.e., the number of the averaging periods with concentration values above the corresponding limit values in each year – were in the range of 2–37 for 1 h averages, and 60–138 for 8 h averages during the period of 1996–2003. The problems of regulations of ozone level can be demonstrated by model computations of HAVASI et al. (2001). Using the Danish Eulerian Model it was estimated, that even if the anthropogenic ozone precursors' emissions in Hungary were equal to zero, the AOT40 values would be at a level of 77–95% of their present values. The reason for it is that transboundary transport of precursors and tropospheric ozone itself contribute significantly to the level of ozone concentration in Hungary. In addition, precursors of natural origin, have also a considerable effect on ozone formation.

### Local scale modelling

Long-range transport models (LRTMs) are operating over a  $50 \times 50 \text{ km}^2$  grid which is suitable to handle transboundary processes in the atmosphere. It is obvious, however, that better spatial resolution should be used for modeling of local scale air quality problems. LRTMs are providing the boundary conditions (e.g. background concentration or deposition field) for lower scale models. In Hungary, the adaptation of AIRMOD model was selected for this purpose. AERMOD is a steady-state plume model. In the stable boundary layer (SBL), it assumes the concentration distribution to be Gaussian in both the vertical and horizontal. In the convective boundary layer (CBL), the horizontal distribution is also assumed to be Gaussian, but the vertical distribution is described with a bi-Gaussian probability density function (pdf). This behavior of the concentration distributions in the CBL was demonstrated by WILLIS and DEARDORFF (1981). Additionally, in the CBL, AERMOD treats “plume lofting,” whereby a portion of plume mass, released from a buoyant source, rises to and remains near the top of the boundary layer before becoming mixed into the CBL. AERMOD also tracks any plume mass that penetrates into the elevated stable layer, and then allows it to re-enter the boundary layer when and if appropriate. For sources in both the CBL and the SBL AERMOD treats the enhancement of lateral dispersion resulting from plume meander.

Using a relatively simple approach, AERMOD incorporates current concepts about flow and dispersion in complex terrain. Where appropriate, the plume is modelled as either impacting and/or following the terrain. This approach has been designed to be physically realistic and simple to implement while avoiding the need to distinguish among simple, intermediate and complex terrain, as required by other regulatory models. As a result, AERMOD removes the need for defining complex terrain regimes. All terrain is handled in a consistent and continuous manner while considering the dividing streamline concept (SNYDER et al. 1985) in stably stratified conditions.

One of the major improvements that AERMOD brings to applied dispersion modelling is its ability to characterize the PBL through both surface and mixed layer scaling. AERMOD constructs vertical profiles of required meteorological variables based on measurements and extrapolations of those measurements using similarity (scaling) relationships. Vertical profiles of wind speed, wind direction, turbulence, temperature, and temperature gradient are estimated using all available meteorological observations. The structure of the modelling system is shown in Figure 4.

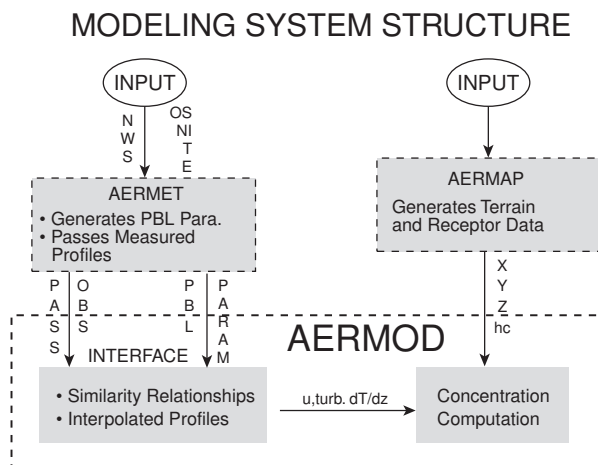


Figure 4. Data flow in the AERMOD system

4. ábra Adatáramlás az AERMOD rendszerben

That is the reason why we decided to replace our old dispersion model TRANSMISSION 1.0 (very simple Gaussian model) by AERMOD. We hope that AERMOD will give us much more results in our regulatory modelling calculations. Surface characteristics in the form of albedo, surface roughness and Bowen ratio, plus standard meteorological observations (wind speed, wind direction, temperature, and cloud cover), are input to AERMET. AERMET then calculates the PBL parameters: friction velocity ( $u^*$ ), Monin-Obukhov length ( $L$ ), convective velocity scale ( $w^*$ ), temperature scale ( $\Theta^*$ ), mixing height ( $z_i$ ), and surface heat flux ( $H$ ). These parameters are then passed to the INTERFACE (which is within AERMOD) where similarity expressions (in conjunction with measurements) are used to calculate vertical profiles of wind speed ( $u$ ), lateral and vertical turbulent fluctuations ( $\delta_v$ ,  $\delta_w$ ), potential temperature gradient ( $d\Theta/dz$ ), and potential temperature ( $\Theta$ ).

The AERMIC terrain pre-processor AERMAP uses gridded terrain data to calculate a representative terrain-influence height ( $h_c$ ), also referred to as the terrain height scale. The terrain height scale  $h_c$ , which is uniquely defined for each receptor location, is used to calculate the dividing streamline height. The gridded data needed by AERMAP is selected from Digital Elevation Model (DEM) data. AERMAP is also used to create receptor grids. The elevation for each specified receptor is automatically assigned

through AERMAP. For each receptor, AERMAP passes the following information to AERMOD: the receptor's location ( $x_r$ ,  $y_r$ ), its height above mean sea level ( $z_r$ ), and the receptor specific terrain height scale ( $h_c$ ).

Results of a test run with AERMOD for a huge point source in SW part of Hungary are presented in Figure 5. It can be seen how the local orography influence the spatial distribution of pollutants.

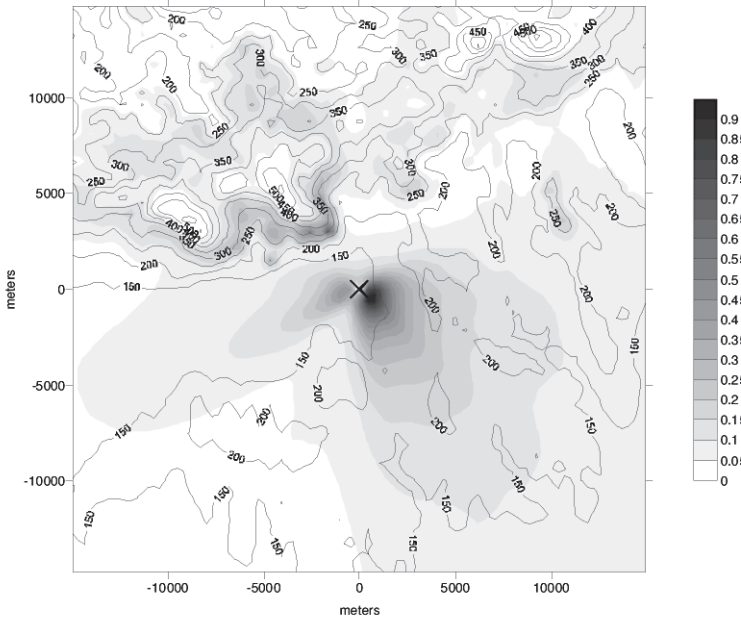


Figure 5. Yearly average  $\text{NO}_x$  concentration with elevated terrain. Units:  $\mu\text{g m}^{-3}$ . The black isolines represent the terrain height. Contour intervals are at every 50 m.  
5. ábra Átlagos évi  $\text{NO}_x$  koncentráció kiemelkedett domborzattal ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ).

A fekete izovonalak a terep magasságát jelölik. A kontúrvonalak között 50 m van.

## Conclusions and future plans

Modelling tools developed allow us to simulate the dispersion and transport of atmospheric pollutants, as well as their dry and wet deposition processes from continental/regional scales down to local scale. Temporal variations and future scenarios of air quality indicators (atmospheric concentration, acid deposition, toxic metal load, eutrophication etc.) can also be prepared and evaluated. Validation of the models are performed with the data sets gained in national and international monitoring networks. The main advantage of the system presented is that depending on the purpose of the environmental study, the state of the atmospheric environment can be assessed at any location in Hungary. Output data computed by the atmospheric modelling system are to be forwarded to the connecting disciplines and are further applied and processed for the estimation of the state of soil, vegetation and surface waters, as well as the human



exposure in Hungary. It is planned that output matrices will be better resolved by means of statistical methods in the future. Detailed maps of environmental loads will also be prepared in the vicinity of most important stationary and line sources in Hungarian regions.

### References

- ALCAMO, J., BARTNICKI, J., OLENDZYNSKI, K., PACYNA, J. 1992: Computing heavy metals in Europe's atmosphere – I. Model development and testing. *Atmos. Environ.* 26A, 3355–3370.
- BERDOWSKI, J. J. M., PULLES, M. P. J., VISSCHEDIJK, A.J.H. 1998: Incremental cost and remaining emission in 2010 of Heavy Metals (HM) resulting from the implementation of the draft HM Protocol under UN ECE Convention on Long Range Transboundary Air Pollution. TNO Report – R 98/020.
- BOZÓ, L. 1996: Long-range transport model estimations on the origin of atmospheric lead and cadmium deposition over Hungary. *Időjárás* 100: 43–49.
- BOZÓ, L. 2000: Estimation of historical lead (Pb) deposition over Hungary. *Időjárás* 104: 161–172.
- BOZÓ, L., ALCAMO, J., BARTNICKI, J., OLENDZYNSKI, K. 1992: Total deposition and budgets of heavy metals over Eastern Europe. *Időjárás* 96: 61–80.
- EMEP MSC-W. Transboundary acidification, eutrophication and ground level ozone in Europe. *MSC-W Status report 1/2003*, Part III.
- HAVASI Á., BOZÓ L., ZLATEV Z. 2001: Model simulation on the transboundary contribution to the atmospheric sulfur concentration and deposition in Hungary. *Időjárás* 105: 135–144.
- MÉSZÁROS, E., BARCZA, T., GELENCÉR, A., HLAVAY, J., KISS, GY., KRIVÁCSY, Z., MOLNÁR, A., POLYÁK, K. 1997: Size distributions of inorganic and organic species in the atmospheric aerosol in Hungary. *J. Aerosol Sci.* 28:aaaa 1163–1175.
- OLENDZYNSKI, K., ANDERBERG, S., BARTNICKI, J., PACYNA, J. M., STIGLIANI, W. 1995: Atmospheric Emissions of Cadmium, Lead and Zink in Europe During the Period 1955-1987. IIASA Working paper WP-95-35.
- SNYDER, W. H., THOMPSON, R. S., ESKRIDGE, R. E., LAWSON, R. E., CASTRO, I. P., LEE, J. T., HUNT, J. C. R., OGAWA, Y. 1985: The structure of the strongly stratified flow over hills: Dividing streamline concept. *J. Fluid Mech.*, 152: 249–288.
- WILLIS, G. E., DEARDORFF, J. W. 1981: A laboratory study of dispersion in the middle of the convectively mixed layer. *Atmos. Environ.*, 15: 109–117.

## A LEVEGŐMINŐSÉG ÉS A LÉGKÖRI LERAKÓDÁS MODELLEZÉSE MAGYARORSZÁGON

BOZÓ LÁSZLÓ, LABANCZ KRISZTINA, STEIB ROLAND

Meteorológiai Szolgálat  
1024 Budapest, Kitaibel Pál u. 1.

**Kulcsszavak:** diszperzió és terjedés modellezése, légköri ülepedés, nagytávolságú légköri transzport, regionális és városi levegőminőség

**Összefoglalás:** Modellszámításokkal becsültük a légköri kén- és nitrogén-vegyületek, valamint a nehézfémek évi átlagos koncentrációját és ülepedését Magyarországon és közvetlen környezetében. Az eloszlások tér- és időbeli változásait mutatjuk be a dolgozatban. A légköri kén mérlegét egyszerű box-moddellel határoztuk meg. A légköri ólom esetében a kumulatív ülepedési értékeket is kiszámítottuk egy 2015-ig tartó 60 éves periódusra, a történeti és az előrejelzett kibocsátások felhasználásával. Megállapítottuk, hogy Magyarország a közepesen szennyezett területek közé tartozik Európában. Multi-skálájú modellezési eljárás eredményeit is bemutatjuk a dolgozatban. Néhány környezeti indikátor meghatározásával jellemezzük a hazai levegőkörnyezet aktuális állapotát.

## PRACTICAL PROBLEMS OF SOIL STATE ASSESSMENT; EXPERIMENTS IN THE BODROGKÖZ SAMPLE AREA

SZABÓ JÓZSEF, DOMBOS MIKLÓS, PÁSZTOR LÁSZLÓ, BAKACSI ZSÓFIA, LÁSZLÓ PÉTER

Research Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry  
of the Hungarian Academy of Sciences

H-1022 Budapest, Herman Ottó 15.

**Key words:** soil quality, indicators, soil mapping

### Introduction

#### Information about soils

The information demands about soils, about their state and about the changes in their state, which can be identified on the basis of observations in different dates, have been appreciably increased in the last decades (MERMUT and ESWARAN 2000). The basis of the information are data determined in field or in laboratory from samples (soil profile, drilling, on-site examination, etc) taken on known, localized (geo-referenced) spots or a given classification; regarding of their spatial references they can refer to discrete soil segments, pedons, agricultural plots, agro ecological units. Anyway the main requirements are that they should be available for the whole given territory in definable forms, consequently soil data are most often issued in form of (thematic) maps. The traditional tool of this information extension is the classical soil map using soil mapping units. Crisp soil maps subdivide the region into disjunctive units in a way that within heterogeneity of soil properties is less than for the whole territory (BECKETT and WEBSTER 1971). The model using soil mapping units supposes the mapped soil characteristic is homogenous inside a given plot, consequently it characterizes every single part of the area uniformly and there are changes only along the borders.

Both the initial overview maps and the soil surveys based on systematic soil examinations were established to supply social demands and need for soil information. The current expectation about the information is that it should be widely available in digital forms. As a result, soil databases and spatial soil information systems (SSIS; BURROUGH 2005, LAGACHERIE and McBRATNEY 2005) and their versions, which are accessible through internet map, servers (ROSSITER 2004) have become the most important soil information carriers. Many soil databases take part into land use, rural development and agro-environmental (BAYLIS et al. 2004) programs; they are used in environmental modeling, surveying of environmental resources (FAO 1976) or in risk prediction (LIM and ENGEL 2003).

The conventional soil examination and soil mapping are time and cost consuming. New conventional mapping works for extended territories cannot be expected in the future. Nowadays fewer and fewer data are collected (NACHTERGALE and VAN RANST 2002, SELVARADJOU et al. 2006) and the number of soil experts has also decreased (HOWELL and SMITH 2006, PÁLMAI 2006). Because of the high costs of new sampling the

use of extant information has an increasing role. Nevertheless the data from previous mapping and the currently needed information do not always overlap. The aim of mappings, the work executed and the data from that cannot be necessarily applied in a given situation, when soil information is needed. One reason for that is that conventional soil mappings had mainly agricultural aspects, because soil functions related to biomass production were important.

As a contrast, nowadays soil functions related to environmental quality have become increasingly important (VÁRALLYAY 2002). Society also needs this and sustainable development claims are built on the multifunctionality of the soil (VÁRALLYAY 2001). Because of the lack of new data collections theoretical soil science can bring relevant solutions. Digital, map-based knowledge concerning the environmental parameters gain a significant role, because they can be purchased at lower price and can be used to estimate certain soil characteristics with the help of digital soil-mapping (DOBOS et al. 2000, 2005; MCKENZIE and GALLANT 2005). With the introduction and calibration of adequate pedotransfer functions a significant improvement is expected in multiple application of available soil information (WÖSTEN et al. 1998). On one hand these instruments can facilitate the establishment of reliable and multifunctional soil information systems and on the other hand they cannot miss traditional knowledge about soil (WALTER et al. 2005) and do not work without data which primarily collected in the field (WEBSTER 1997).

According to ROSSITER's (2004) international survey existing spatial soil information systems concerns mainly regional or national scale (corresponding cartographic scale less than 1:200,000; spatial resolution greater than 400 m or 16 ha in territorial units). However many users would need spatially more detailed soil information. The next level is one with a cartographic scale between 1:200.000 and 1:20.000, which is equivalent with the 40-400m and the 0,16-16 ha (LAGACHERIE and MCBRATNEY 2005). Even the highly developed countries are not always able to fulfill the expectations of the worldwide developing spatial data infrastructure (SDI) from soil information point of view, either because the existing soil databases are not exhaustive or precise enough. However European Soil Protection Strategy (CEC 2002) requires adequate spatial information on soils, which should be organised according to INSPIRE principles (CEC 2004) as it was discussed in details by DUSART (2004).

Also in Hungary many areas and important projects need or will need in the future digital, map-based soil information suitable to the INSPIRE principles (PÁSZTOR et al. 2002). In order to have success in agro-environment management programs, the agro-environmental state of the target area and the cognition of the general environmental state and agro-potential and suitability to agricultural production of the area and the vulnerability and regenerating ability of the soils have to be surveyed (NÉMETH et al. 2000, MAGYARI 2005). The function of the agro-environmental management information and monitoring system is out of the question without adequate thematical and spatial map-based basic soil information. During the New Vásárhelyi Plan<sup>1</sup> the characterization of soil water regime, the evaluation of landscape management from the point of view of soil science and the regional description of soil moisture content, as well as the elements

---

<sup>1</sup> Re consideration of the huge river training project for the flood control carried out in the 19<sup>th</sup> century in the Great Hungarian Plain.

of the soil moisture balance and the spatial state of the soil resources and the following of temporal changes of soil state are important requirements in the future reservoirs beside the Tisza River (FLACHNER et al. 2004). Many further area requires also detailed and reliable soil information: habitat mapping (MOLNÁR et al. 1999), drought sensitivity mapping (NÉMETH 2004), mapping of inland inundation hazard (PÁLFAI et al. 2004), precision agriculture (TAMÁS 2001), land evaluation (GAÁL et al. 2003) etc.

### **Soil protection strategy in the EU**

In the last decade soil degradation processes have been significantly increased and, according to the predictions, it is almost sure that without adequate arrangements this tendency will continue. In 2006 the Council of The European Union suggested a governing principle for the European Parliament and Council to define the frames of soil protection and modify the 2004/35/EK principle (EU 2006/0086), wherein the chapter named “*Towards a thematic soil protection strategy*” defines the eight most important soil degradation processes in the EU: erosion, organic matter decline, contamination, salinization, compaction, decreasing biodiversity, soil sealing, hydrogeological risks (landslide, flood).

General arrangements to forestall natural and anthropogenic soil degradation processes are named in the first chapter of the principle. Among these arrangements are the followings: decrease of the impact of these processes and restoration of the degraded soils at operability level of the actual and planned usage.

The second chapter is about risk prevention, decrease and restoration of damages. According to the arrangement after the principle takes effect, all member states have to identify on their national territory the area endangered from erosion, from decrease of organic matter content, from compaction, from salinization and from landslide during 5 years. Member states can identify the endangered areas with empirical evidences or modeling. The Soil Frame Directive suggests methods and soil data, which are needed to the spatial regionalization and delineation of the areas, which are endangered with different degradation processes. According to the suggestion for preventing soil functions, member states have to work out arrangement-programs in the second phase, which serves the contentions against erosion, decrease of organic matter content, compaction, salinization and landslides. Arrangement-programs must be worked out in seven years after the adoption, and their implementation must be started in eight years after the mentioned date.

The third chapter of the arrangement is about soil contamination. According to that, to prevent soil functions, member states have to make adequate and proportional arrangements to restrict the dangerous matters that get into the soil willfully or non-willfully (prevention). Furthermore member states identify those areas in their national land where presence of dangerous matters can be detected in such quantity, which can endanger the human health and the environment according to the member states (catalogue of contaminated areas).

### **Methods of the soil state evaluation**

OECD has developed active agents-state-answer model (DSR) for the general evaluation of the environment state (OECD 1993). The further developed variety of this is the Driving force-State-Impact-Answer (DPSIR) model of European Environment Agency (EEA), which determines the evaluation process of the complex systems in a problem-oriented way. This approach can be also well adapted to soil state evaluation as a methodological frame, which mainly means the determination of the rate and the spatial extension of soil degradation processes (local and diffuse contamination, salinization, nutrient concentration or diminution, physical and biological degradation; soil erosion). Important element of the approach is that beside the soil state evaluation the effects causing soil degradation will be also monitored, furthermore arrangement plans helping amelioration of soil state participates in the models as well.

For the objective determination and evaluation of the soil state caused by loading processes it is necessary:

- to determine the spatial and temporal scale of soil processes and soil characteristics;
- to have descriptive data-collecting and observing programs describing soil characteristics: soil mapping, soil surveys, reviewing and evaluating soil monitoring systems;
- to determine models estimating objectively the degradation processes and soil damage;
- to create indicators, which are needed to follow the changes in the quantitative and qualitative parameters of soils.

Anyway the objective survey is difficult because of the following reasons:

- to describe soil condition caused by loading processes and to determine condition changes, an adequate information carrier database is needed whose spatial and thematic resolution fits the scale (national, regional, local) of the evaluation;
- spatial variability of soil characteristics is large;
- the temporal changes of different soil properties are very different;
- methods used for determining soil parameters diverse in time;
- modeling the certain degradation processes is a complex procedure, so their consequences can be hardly quantified.

As a curiosity we mention that the European Soil Bureau Network has also worked out a peculiar methodology (HOUSKOVA and MONTANARELLA 2006) to describe soil condition. Its specialty is that it uses soil properties perceptible by eye as state indicators (VSA: visual soil assessment). In this way soil conditions, adequacy, balances and vulnerability can be evaluated in field circumstances, without on-site and laboratory measurements.

### **Indicators of soil protection**

Simple defined, easily determinable soil parameters can be considered as indicators of soil protection. With their help degradation processes occurring in the complex soil-water-plant system can be reliably followed and further impacts in the system can be indicated both in space and time. However the different processes can be indicated very

much differently. TAMÁS and NÉMETH (2005) discusses in details the theory and practice of agro-environmental protective indicators, including the state and load indicators of soils.

Soil degradation processes can be classified into two main groups according to the fact if the human induced environmental load is direct or indirect. Local and diffuse contaminations belong to the first group. In the course of these the concentration of harmful materials is caused directly by human activity during the industrial and agricultural production with the inputs allocated into the soil or with the placing of different polluting matters. Soil condition changes caused by human activity not with direct inputs but with their indirect effects belong to the second group.

Indication of the local and diffuse pollution can be done with the help of easily measurable soil parameters as common sampling methods and different contamination limit values recorded in law. However much deeper expertise is needed to characterize soil condition and detect the changes. Soil conditions are mainly influenced by soil degradation processes, which are deducible from agro-ecological relations and caused by human activity, so characterization should be done connecting with those processes.

In connection with the local and diffuse contamination the following processes must be examined in the soil-soil moisture system:

- Concentration/diminution of nitrate in soil (total N: MSZ-08-0012/10, NH<sub>3</sub>, nitrate: MSZ 20135:1999) and in soil moisture.
- Heavy metal contamination in soil (13 toxic heavy metals and total P (MSZ 21470-50:1998, 10/2000. (VI.2) KöM-EüM-FVM-KHVM joint decree).
- Determination of non-volatile carbon-hydrogen (oil) content of ground water samples on the base of regulations of EPA 8270C.

In connection with the condition changes of the Hungarian soils the following processes must be examined: acidification, secondary salinization, diminution of organic matter content, compaction, decrease of biodiversity and erosion. Table 1. shows the indication possibility of these processes.

### **Material and method**

The Research Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry of the Hungarian Academy of Sciences has developed and tested an experimental methodology in trial plots in the Great Hungarian Plain, which is suitable to describe current soil condition and to detect changes in soil condition. The experimental method is based on spatial and temporal data collection as: digital processing of archive soil survey data, their organization into database, fitting within appropriate spatial data infrastructure as well as the new survey planned on this basis and their overall integration.

For the evaluation of soil developing and soil degradation processes the earlier condition(s) must be known and the changes can be evaluated compared to them. Usually we don't have such monitoring network concerning the given area, which is sufficiently extensive and its operation would be commensurable with the valuable changes from the point of view of soil science. In this case an adequate solution is to lean on information of an earlier mapping as starting condition.

Table 1. Soil protection indicators  
1. táblázat Talajvédelmi indikátorok

<i>Degradation process</i>	<i>Indication of the process</i>	<i>Potential occurrence</i>	<i>Hazard</i>	<i>Sampling</i>	<i>Soil examination</i>
<i>Nitrate leaching</i>	Determination of nitrate profile in the 0–90 cm soil layer	Landuse: arable land	Low groundwater level	Soil layers	NO <sub>2</sub> +NO <sub>3</sub> ,
<i>Heavy metal contamination</i>	Identification of the most dangerous heavy metals in topsoil and subsoil	Not specifiable	Food production dominated agrarian areas	Soil layers	13 toxic heavy metal and overall P
<i>Acidification</i>	Determination of level of acidity	Not specifiable	agrarian areas, soils with low carbonate content	Soil layers	pH, hydrolith /y1/ and exchangeable acidity /y2/
<i>Secondary salinization</i>	Identification of salinization on irrigated lands	Vicinity of salt-affected areas, high ground-water level and salt content, salty irrigation water	agrarian, irrigated areas	Soil layers	Water soluble salt, exchangeable cations Na% and S value
<i>Organic matter decline</i>	Determination of organic matter content in topsoil	Not specifiable	Not specifiable	Humic soil layer	Humus content, depth of humic layer
<i>Compaction</i>	Determination of soil compaction in the 0-60 cm layer	Arable lands with intensive crop production on extended plots	Soil texture: sandy loam	In the 0–60 cm soil layers	Measurement of soil resistance
<i>Decreasing biodiversity</i>	macrofauna and mezofauna abundance	Not specifiable	Not specifiable	In the 0–5 cm soil layers	Laboratory analysis according to ISO 23611-2:2006

## **Reference soil state**

In the case of medium range evaluation (LAU1, landscape scale) the Digital Kreybig Soil Information System (DKSIS; SZABÓ et al. 2007) based on the digital processing of the national, 1:25,000 scale, practical soil mapping project initiated and led by Kreybig (Kreybig survey; KREYBIG 1937, 1938) can be used. The elaboration of DKSIS has primary importance being the spatially most detailed and still nationwide complete, map-based soil database. The soil and land use conditions were shown jointly on the maps. Land use was given in a simplified form, distinguishing: croplands (arable land, orchards, meadow–pasture); temporarily waterlogged areas; forests; lakes, marshes, rivers and settlements. Overall chemical and physical soil properties of the soil root zone featuring soil patches were identified for croplands. Altogether three characteristics were attributed to soil mapping units and displayed on the maps. Further soil properties were determined and measured in soil profiles. One of the important characteristics of the Kreybig method is that, a representative and further, non-representative soil profiles occurring within the patch are attached to the soil units of the maps. These profiles together give information on the heterogeneity of the area. Soil profiles occurring in certain mapping unit are spatially accurately displayed in the surveying, hand-painted and in some of the printed map sheets. Soil profiles, which were typical for the given area and were able to found in spots, were distinguished. Those soil profiles whereby soil samples were taken for laboratory analyses were also distinguished in the surveying and hand-painted profiles. For coding soil profiles within the same map sheet the similarity of soil profiles was exploited and if the newly surveyed soil profile had a similar geographical position and nearly similar soil properties than an earlier described one, then it received the same code. As a consequence more soil profiles occurs with the same code on a map sheet. Data of the surveying and laboratory reports can be found in explanatory booklets enclosed to the map sheets together with the detailed soil and environmental description of the area.

Digital processing of the Kreybig archives started in 1998 integrating the data available at various institutions, in different scale and processing level (SZABÓ et al. 2000, 2005). Scanning of the map sheets as well as their rectification was finished. Vectorization of spatial data (soil units as polygons and soil profiles as points) is carried out by map sheets. The digital processing of the spatial entities and loading of profile database has been progressing independently. At present compilation of the soil spatial pattern is completed for about two-third part of the country. Compilation of profile database module is a bit lagging behind and it confines to databases of discrete experimental sites. For the loading of the field data and laboratory analysis of soil profiles included in the explanatory booklets a data loading and control program was developed (Kreybig Profile Data Manager). Presently the second-generation version of the profile database is used. Because of the increasing of database and the expansions making possible the integration of new surveys, the earlier used Microsoft Access based system was not efficient enough so hereafter the database management is based on SQL Server, which also needed the alteration of the database structure.

With GIS based processing of the original Kreybig data one can get information about soil condition of the years of 1930–1950; about the territory of cultivated lands



and the rate of built-in areas and through the soil profile data about the most important physical and chemical properties of the soil layers and their spatial distribution (Kreybig1K data).

### **Current soil state**

Determination of the actual soil conditions means the upgraded delimitation of agro-ecological units (soil landscape units), which is carried out on the basis of the data of on-site survey integrated with large scale digital elevation model, remotely sensed data and further spatial thematic datasets (e.g.: CLC-50) of the territory using digital soil mapping processes. During the field work we revisit and verify the original surveying places of the representative soil profile, which is assigned to the soil spot and determined by the compiler of the archive map for the soil spots. The result is information about soil condition in the moment of the recent survey (Kreybig2K data).

With the comparison of the past and actual soil description we fortify the status of the revisited surveying place as actual spot and with the help of the differing soil description we can interpret the changes caused by soil processes. Combining the data of the archive and actual experimental and laboratory examinations and making database from them as well as spatial extension of the examined soil profile data to the actually delimited (thematically specified) agro ecological units can help in the identification of changes in soil condition.

The spatial soil information system of the Bodrogek experimental site is based on data of soil survey conducted by Kreybig (Keybig1K) and on new surveys done in several dates between 2003 and 2006 (Kreybig2K). During the current survey (reambulation) we revisited the representative sites of Kreybig 1K to determine their actual soil condition. We explored the place and made on-site examination of the soil profile and also recorded the description of environment and soil layers in new soil surveying records. We took digital pictures visually recording both the environment and soil profile itself, completing explorations and other soil properties. We collected disturbed and undisturbed soil samples from the soil layers according to the Kreybig 1K stratification and did laboratory measurements. On the basis of the results achieved in 43 surveying plots and 35 laboratory measurement datasets, we determined the physical, chemical and biological characteristics of the typical soil profiles and the genetic soil types occurring in the Bodrogek experimental site. In addition to the "classical" soil survey we also made soil contamination (in 10 representative spots) and soil biological (in 50 spots) surveys as well as soil hydrological measurements (in 4 representative spots). To delimitate the current soil units, our target was the examination of the possibility of spatial extension, whereby we wanted to certify the thematical identity of survey spots coded by surveyor in the same way during the Keybig1K mapping.

The data originated from on-site soil samplings from different time are: data of on-site examination for the whole soil profile and for the examined layers and results of laboratory analysis and photo documentation of the actual survey. These data are handled by the so-called Kreybig database server, which can be queried from the MS SQL database or from GIS through direct database connection. In this way management of the data of field observations and laboratory analysis is realized in a virtually unified, integrated GIS in internet-based environment, as well as provision of soil map databases,

which ensure planning at regional level and map-based databases, which help in orientation (topographical maps, ortophotos, etc) and other complementary knowledge (field photo documentation, tables, graphs; PÁSZTOR et al. 2006).

## **Results and discussion**

### **Reference soil condition**

In the Kreybig1K points the soil texture can be determined on the basis of field tests and the composition can be estimated using laboratory methods. On the basis of the data the area is mostly covered by clay, silty clay and clayey loam. Sandy layers with lighter mechanical compound were found only in 8 profiles and drillings usually under the layer between 0,5-1m, depending on their catena position. The surface layer had light mechanical compound in three cases. After examination of laboratory data of 36 profiles we can state that aside from some exceptions the profiles to 1-meter depth are lime-free and acid. In one third (12 places) of the cases the hydrolith acidity value ( $y_1$ ) doesn't reach 10 in the surface level and in other third of the cases this value is higher than 20 and in some cases it exceeds 40. Directly under the surface layer  $y_1$  exceeds 10 only in one fourth of the cases. The pH value measured in aqueous media is usually slightly acid or neutral or in some cases slightly alkaline, which is caused in the lime-free profiles by dissolved salts occurring often close to the surface. The pH value is between 4.3 and 5.5 on peaty areas. Near to the soil surface the dynamic effect of groundwater causes iron separations in different forms as flecks and peas. They usually appear in the upper one-meter layer, but they are often strong in the upper 50 cm. The traces of airless states caused by depressed water can be found at the upper part of clayey profiles in the surface depression (pseudogley). 60 percent of the 36 examined points is salt-free in the surface layer. The shape of salt-profiles is different. Salt distribution is homogenous in most profiles; there is no detectable accumulation level. The deepness of accumulation level is characteristically between 1 and 1.5 m in the salt profiles, which can be characterized with one salt maximum. The accumulation rate exceeds rarely the 0.15% and its highest value is 0.27%. Figure 1. illustrates the reference soil condition for the whole Bodrogköz region on the basis of chemical soil properties.

One fifth of the area is floodplain and 5% is covered by forest. The chemical reaction is neutral on the 20% and slightly acid on the 15% of the territory. Highly acid soils with hard mechanical compound can be found in the highest rate (37%).

### **Current soil condition**

During the field examinations between 2003 and 2006 43 sites were surveyed and laboratory data are available for 35 soil profiles (Figure 2). As for the physical properties no significant change was expected, the newly visited soil profiles had soil layers mainly with clay, slimy clay and clayey loam in accordance with the earlier survey.

The organic matter content of the upper layer is strongly variable, it doesn't reach 1% in two but reaches or exceeds 5% in eight profiles. The most frequent value is between 2% and 3%. This relative high organic matter content is caused by meadow-kind soil

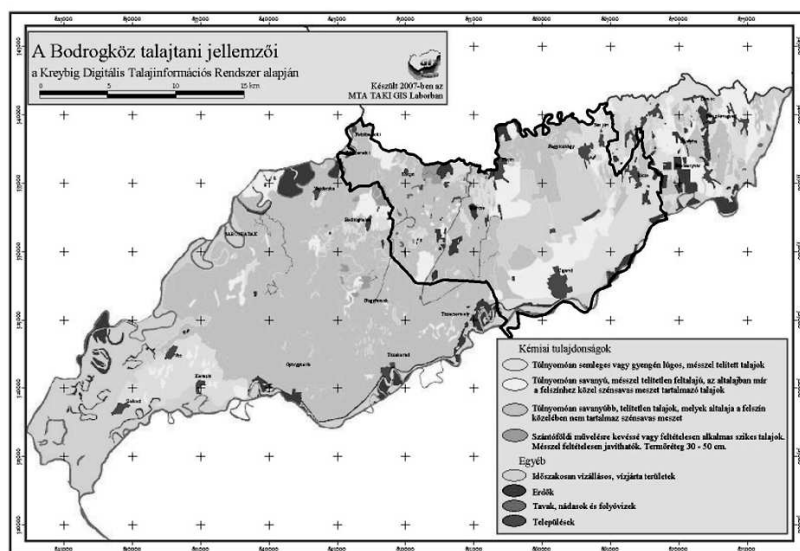


Figure 1. Soil properties of the Bodrogköz according to the original Kreybig survey (Kreybig1K): chemical properties  
1. ábra A Bodrogköz talajtulajdonságai az eredeti Kreybig felmérések alapján (Kreybig1K): kémiai tulajdonságok

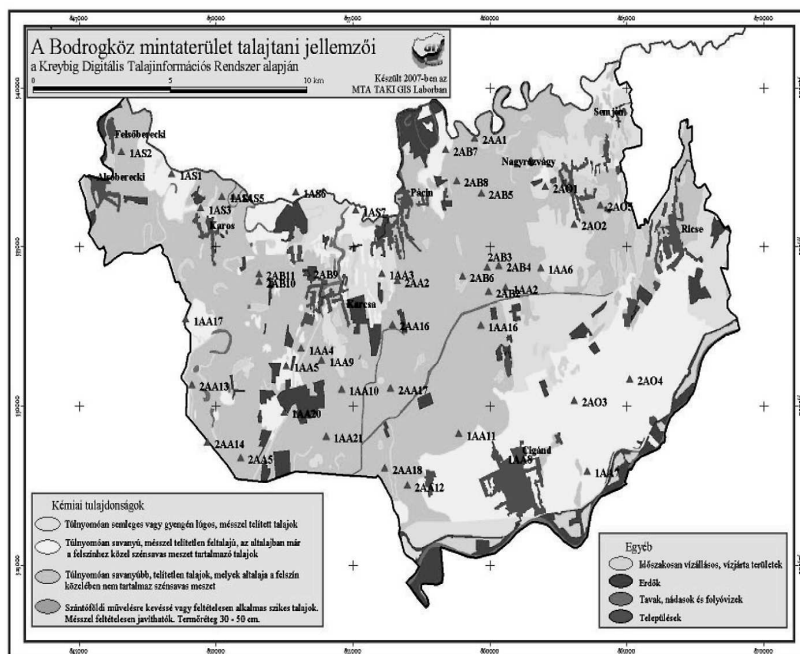


Figure 2. Soil properties of the Bodrogköz pilot area based on the upgraded database (Kreybig2K): chemical properties; the representative soil profiles are also displayed  
2. ábra A bodrogközi mintaterület talajtulajdonságai a felújított adatbázis alapján (Kreybig2K): kémiai tulajdonságok; a reprezentatív talajszelvények feltüntetésével

formation, which can be characterized with too high moisture relations. Due to the iron-humate complexes the topsoil is usually dark, often black.

Soil profiles are usually lime-free and acid to the depth of 0.5 meter. In the case of three profiles carbonate content exceeding 1% can be observed in the deeper layers. The pH value of the surface layer doesn't exceed 5 in three cases. The pH value of the surface layer exceeds 6 in 17 cases. The average of measured pH values in the 0-30 cm layer is 5.97 (min: 4.98, max: 7.59) in the 30-60cm layer it is 6.74 (min: 4.86, max: 8.05) in the 1m layer it is 7.56 (min: 7.14, max: 8.25) and under that layer the average is 7.97 (min: 7.57, max: 8.22). In the surface layer the value of hydrolith acidity ( $y_1$ ) exceeds 10 in the 80% of the cases, but it reaches or exceeds 30 in one third of the cases. Its highest measured value is 49. Directly under the surface  $y_1$  value exceeds 10 in 50% of the cases. Besides the increasing of  $y_1$ , the light decreasing of pH value refers to progressing acidity compared to the earlier state.

In most cases salt content (more than 0.01%) can be detected in the surface layer of the examined profiles, but it only reaches 0.05% (means that it occurs in traces) only one fourth of them. Considering all layers, the accumulation reaches or exceeds the 0.1% only in 5 cases and its highest value is 58%.

### **Identification of the change in soil condition**

During the identification of change(s) in the condition of soils the comparison of reference and actual data must be done very circumspectly. The reason for this is that the two datasets to be compared, originate from surveys done with different methodology as well as the laboratory analysis methods have been meanwhile changed (this is vigorously valid for the measurement of humus content). Taking into consideration this fact the changes in chemical reaction (soil acidification) and in salt-profile (salinization) can be reliably followed, because the spatial representativity of the data are the same in case of the evaluation both acidification and salinization data sets.

During the primary evaluation all Kreybig1K and Kreybig2K (originating from the current soil surveys) data were taken into consideration, to study the main trends of possible changes. As it can be seen in Figure 3, according to both indicators (pH and  $y_1$ ), which can be used to characterize soil acidification, this degradation process is present in the Bodrogköz region.

The distribution of data referring to the two dates shows significant difference showing chronologically an obvious drift in the direction of lower pH and higher  $y_1$  value ranges.

Detailed description of changes in the area can be carried out by the means of comparative analysis of those point pairs, where both the identity of the location of previous and current sampling plots and their territorial representativity can be presumed. Filtering criteria of the point-pairs selection has been as follows:

- Identifiability in the field: The revisited point in the field is well identifiable, during the samplings the previous Kreybig survey place (Kreybig1K) was approached as precisely as it was possible. (That means that place of point surveyed during the Kreybig mapping can be found, can be sampled, it is not built in or covered or railed off etc).
- Profile structure: Soil profile described in earlier record data are almost the same as the currently surveyed profile, especially no tendencies occurred in texture changes

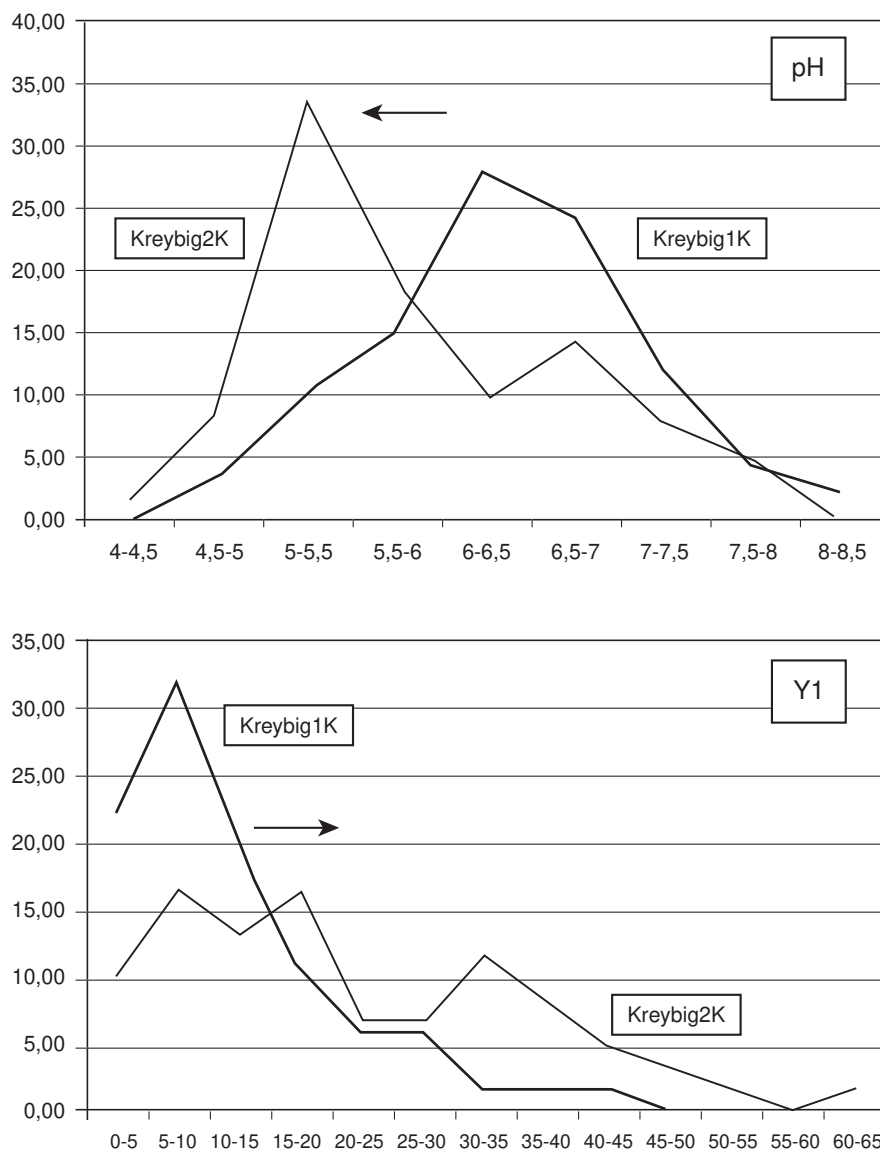


Figure 3. Changes in soil chemical properties in the Bodrogek as shown by pH and Y1 histograms of Kreybig1K and Kreybig2K data

3. ábra Talajkémiai paraméterek változása a Bodrogekben a Kreybig1K és Kreybig2K adatok alapján készített pH- és Y1-hisztogramok alapján

(content getting finer toward the deeper layers in the profile or inter-settlements with different texture etc).

- Sampling strategy: In the case of the given profile the previous sampling strategy can be considered representative during the description of the current profile (sampling depth can be compared).

- Land use stability: There were no significant land use changes between the Kreybig-mapping and the recent sampling period. (e.g.: forest-plough land change).

With the help of this criterion system we minimized the probability that differences in data can be tracked back to sampling errors, so the changes in chemical reaction, in carbonate-state and in salt content can be evaluated from the point of view of degradation. 36 of the 43 new surveying points have laboratory analysis data from previous surveys. After the pre-screening we chose 17 point-pairs, which were compared by pairs (Figure 4).

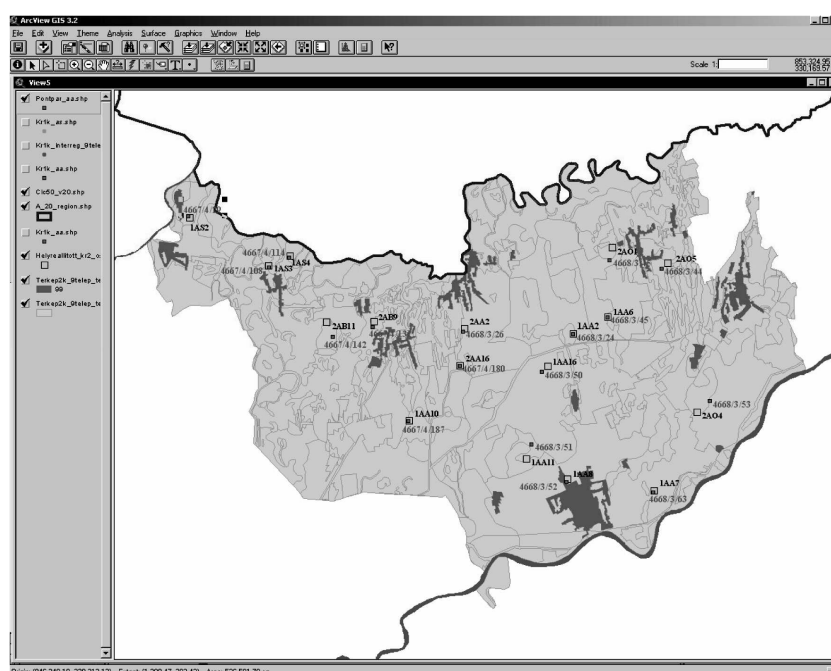


Figure 4. The Kreybig1K and Kreybig2K point pairs  
4. ábra A Kreybig1K és Kreybig2K pontpárok

As a result we concluded that the general changing processes of the area are the followings:

- Acidification process becomes lightly stronger and it moves on to deeper soil layers.
- In the surface layers the chemical reaction moves from the neutral-lightly acid range toward the lightly acid-acid range
- In some profiles the water-dissolved salts move toward the surface layer (light salt accumulation, which doesn't have certainly general tendency and can be caused by the season-dynamic in the salt profile, and the result is that soluble salts move toward the surface).

By spatial extension of data referring to soil profiles to their supporting mapping units there is a possibility to compose territorial statistics applying to state characteristics and indicators and processes as well as to illustrate their spatial distribution on maps. Figure 2. shows the map compiled on the basis of results of desktop (primary) and field

(secondary) reambulation. It shows as precisely as possible the current state of the topsoil's chemical properties based on the existing data.

On the basis of the newer surveys, one third of the experimental territory are floodplains, almost 5% are forests. 14% of the territory is neutral, 16% is lightly acid in point of the chemical reaction. 50% of the soils are hard acid with heavy mechanical compound. During the new surveys with 13% more territories were found with hard acid soils (50%) than before, although rate of territories with lightly acid soils (16%) hasn't been changed. One part of the previously neutral soils became more acid, instead of the previous 20%, 14% can be found. Hard acid clay soils have the biggest territorial expansion during both surveys; the rate of them was previously 23%, now 30%.

### References

- BAYLIS, K., RAUSSER, G., SIMON, L. 2004: Agri-environmental Programs in the United States and European Union. In Anania, G. (ed.), *Agricultural policy reform and the WTO: where are we heading?* Edward Elgar Publishing, Cheltenham, U.K.
- BECKETT, P.H.T., WEBSTER, R. 1971: Soil variability: a review. *Soils and fertilizers* 34, 1–15.
- BURROUGH, P.A. 2005: Steps in the Representation of Digital Soil Information: 1976–2004. DSM 2004 Montpellier 13–17 September 2004. Elsevier.
- DOBOS, E., MICHÉLI, E., BAUMGARDNER, M.F., BIEHL, L., HELT, T. 2000: Use of combined digital elevation model and satellite radiometric data for regional soil mapping. *Geoderma*, 97: 367–391.
- CEC, 2002: Towards a Thematic Strategy for Soil Protection. Brussels, COM(2002) 179 Final
- DUSART, J. 2004: Adapting soil mapping practices to the proposed INSPIRE guidelines. DSM 2004 Montpellier 13–17 September 2004. Elsevier.
- DOBOS, E., CARRÉ, F., HENGL, T., REUTER, H.I., TÓTH, G. 2005: Digital soil mapping as a support to production of functional maps. European Commission.
- EEA 1999: Environmental Indicators: Typology and Overview. European Environment Agency
- FAO 1976: A framework for land evaluation. *FAO Soils Bulletin* 32, Rome.
- FLACHNER Zs., FARKAS Cs., PÁSZTOR L., SZABÓ J. 2004: A Vásárhelyi-terv továbbfejlesztésével kapcsolatos talajinformációs és monitoring munkák tapasztalatai (in Hungarian). In: Barton G., Dormány G. eds. II. Magyar Földrajzi Konferencia, CD-ROM, Szegedi Tudományegyetem TTK Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, 2004.
- GAÁL Z., MÁTÉ F., TÓTH G. (eds.) 2003: Földminősítés és Földhasználati Információ, Veszprémi Egyetem, Keszthely.
- HOWELL, D.W., SMITH, D.W. 2006: The Dusty Trail to Digital Soil Survey in California. Proc. of 18th World Congress of Soil Science. ASA-CSSA-SSSA. CD-ROM.
- HOUSKOVA, B., MONTANARELLA, L. 2006: European Soil Visual Assessment – field guide. Proc. of 18th World Congress of Soil Science. ASA-CSSA-SSSA. CD-ROM.
- KREYBIG L. 1937: A M. Kir. Földtani Intézet talajfelvételi, vizsgálati és térképezési módszere. *M. Kir. Földtani Intézet Évkönyve*, 31. 147–244.
- KREYBIG L. 1938: Általános magyarázó a talajtérképekhez. M. Kir. Földtani Intézet, Budapest.
- LAGACHERIE, P., MCBRATNEY, A.B. 2005: Spatial Soil Information Systems and Spatial Soil Inference Systems: perspectives for digital soil mapping. DSM 2004 Montpellier 13–17 September 2004. Elsevier.
- LIM, K.J., ENGEL, B.A. 2003: Extension and enhancement of national agricultural pesticide risk analysis (NAPRA) WWW decision support system to include nutrients. *Computers and Electronics in Agriculture* 38: 227–236.
- MAGYARI J. 2005: Térinformatikai módszerek alkalmazása az agrár-környezetgazdálkodás és vidékfejlesztés területén. Doktori értekezés, SZIE KTI.
- McKENZIE, N., GALLANT, J. 2005: Digital soil mapping with improved environmental predictors and models of pedogenesis. DSM 2004 Montpellier 13–17 September 2004. Elsevier
- MERMUT A.R., ESWARAN, H. 2000: Some major developments in soil science since the mid-1960s. *Geoderma* 100: 403–426.

- MOLNÁR Zs., KUN A., BÖLÖNI J., KIRÁLY G. 1999: Az élőhely-térképezés alkalmazása a biodiverzitás monitorozásában. In: Kun A., Molnár Zs. (eds.): Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer XI. Élőhely-térképezés. Scientia Kiadó, Budapest, 16–19.
- NACHTERGAELE, F., VAN RANST, E. 2002: Qualitative and Quantitative Aspects of Soil Databases in Tropical Countries. In "Evolution of Tropical Soil Science: Past and Future".
- NÉMETH T., SZABÓ J., PÁSZTOR L., BAKACSI Zs. 2000: Kis- és nagyméretarányú talajtani információk szerepe a Nemzeti Agrár-Környezetgazdálkodási Programban. Talajvédelem, 8: 53–60.
- NÉMETH Á. 2004: Az aszályérzékenység meghatározása térinformatika alkalmazásával. Acta Agraria Kaposváriensis, 8: 25–34.
- OECD core set of indicators for environmental performance reviews. OECD Environment Monographs No. 83. OECD. Paris.
- PÁLFAI I., BOZÁN Cs., HERCEG Á., KOZÁK P., KÖRÖSPARTI J., KUTI L., PÁSZTOR L. 2004: Komplex Belvíz-veszélyeztetettség Mutató (KBM) és Csongrád megye ez alapján szerkesztett belvíz-veszélyeztetettség térképe. In: Barton G., Dormány G. (szerk.) II. Magyar Földrajzi Konferencia, CD-ROM, Szegedi Tudományegyetem TTK Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék.
- PÁLMAI O. 2006: A hazai talajtani gyakorlat, az ONTSZ intézmények helyzete. Talajtani Vándorgyűlés, előadás.
- PÁSZTOR, L., SZABÓ, J., BAKACSI, Zs. 2002: GIS processing of large scale soil maps in Hungary. Agrokémia és Talajtan, 51. 273–282.
- PÁSZTOR, L., SZABÓ, J., BAKACSI, Zs., LÁSZLÓ, P., DOMBOS, M. 2006: Large-scale soil maps improved by digital soil mapping and GIS-based soil status assessment. Agrokémia és Talajtan, 55: 79–88.
- ROSSITER D.G. 2004: Digital soil resource inventories: status and prospects. Soil Use & Management 20(3):296-301.
- SELVARADIJOU, S-K., MONTANARELLA, L., SPAARGAREN, O., DENT, D. 2006: An accessible digital archive of soil maps. Proc. of 18th World Congress of Soil Science. ASA-CSSA-SSSA. CD-ROM.
- SZABÓ J., PÁSZTOR L., BAKACSI Zs., ZÁGONI B., CSÖKLI G. 2000: Kreybig Digitális Talajinformatikai Rendszer (Előzmények, térinformatikai megalapozás). Agrokémia és Talajtan. 49: 265–276.
- SZABÓ J., PÁSZTOR L., BAKACSI Zs. 2005: Egy országos, átnézetes, térbeli talajinformációs rendszer kiépítésének igénye, lehetősége és lépései. Agrokémia és Talajtan, 54: 41–58.
- SZABÓ J., PÁSZTOR L., BAKACSI Zs., LÁSZLÓ P., LABORCZI A. 2007: A Digitális Kreybig Talajinformációs Rendszer alkalmazása térségi szintű földhasználati kérdések megoldásában. Agrokémia és Talajtan, 56: 2–20.
- TAMÁS J. 2001. Precíziós mezőgazdaság elmélete és gyakorlata. Szaktudás Kiadóház.
- TAMÁS J., NÉMETH T. 2005. Agrárkörnyezetvédelmi indikátorok elmélete és gyakorlati alkalmazásai. Debreceni Egyetem, Debrecen.
- VÁRALLYAY GY. 2001: A talaj vízgazdálkodása és a környezet. Magyar Tudomány, XLVI. (7), 799–815.
- VÁRALLYAY, Gy. 2002: Soil survey and soil monitoring in Hungary. European Soil Bureau. Research Report No. 9.: 139–149.
- WALTER, C., LAGACHERIE, P., FOLLAIN, S. 2005: Integrating pedological knowledge into soil digital mapping. DSM 2004 Montpellier 13-17 September 2004. Elsevier.
- WEBSTER, R. 1997: Soil resources and their assessment. Phil. Trans. R. Soc. Lond B 352: 963–973.
- WÖSTEN, J.H.M., LILLY, A., NEMES, A., LE BAS, C. 1998: Using existing soil data to derive hydraulic parameters for simulation models in environmental studies and in land use planning. DLO Winand Staring Centre, Report 157, Wageningen, the Netherlands



## STATE EVALUATION MODEL FOR WATER AS AN ENVIRONMENTAL ELEMENT

KONCSOS LÁSZLÓ

Budapest University of Technology and Economics, Dept. of Sanitary and Environmental Engineering  
H-1111 Budapest, Műgyetem rkp. 3. UV building, Hungary, e-mail: koncsos@vkkt.bme.hu.

### Introduction

The Streeter-Phelps model invented in 1925 was the first attempt at describing humans' environmental pollution on a mathematical basis, with relatively simple tools in a local extent. The accelerating development of sciences and computer technology have produced new needs; and, thanks to the steady growth of computing speed, to the perfection of numerical methods and, not last, to the improvement in our attitudes, by now we are capable of describing a constantly growing circle of environmental pollution problems in their inter-relationships.

The scale of the questions examined is getting wider. From the local description we have got to the continental extent by now – mainly in modelling air pollution –, in case of surface water bodies the typical scale nowadays is related to the size of watersheds.

Since the first methodological developments examining the oxygen content of rivers, it has become possible to describe much more complex phenomena, for instance the mechanics of the nutrient accumulation typical of our rivers and lakes, and the consequent eutrophication, where often the cycling of several dozens of inter-related state variables are being modelled. Nowadays, instead of the empirical approaches of earlier times, the methodical principles of the applied procedures focus on deterministic models describing causal relationships as well as on the introduction of stochastic and combined algorithms – parallel, or as alternatives, to each other. However, describing the recipient and the watershed together and in interaction with each other still represents a problem.

Our aim was to describe the state of the environment by physically founded equations, since this way we can mostly rely on the rapidly spreading remote sensing and satellite detecting databases as well in the parametrisation the models.

The fundamental means of examining environmental quality problems is the transport equation that provides the specific formulation of the law of mass conservation. From the beginnings of mathematical modelling, the examinations have been directed to the necessary and possible simplification of this equation, mainly to the reduction of the number of dimensions, to the elimination of the transient states, and to the separation of the reaction kinetic submodels that are inevitable when describing the advection. A repeated question of this present study was how, after the necessary transformation, the decomposition-aggregation principle (SOMLYÓDY and VAN STRATEN 1986), invented in the 1980's, can be used to solve the above mentioned problem, in a wider group of examined issues.

The aim of water quality, and in general, environmental, modelling is not only to describe and understand phenomena, but it also has to serve as a means to assist

decision-making. The basics of modern engineering attitude is to think in options, or scenarios, the choice amongst which will be made on the basis of risk analysis or multi-criteria decision theory. In relation to the change in attitude, important are the shift from protection towards regulation, to prevention, to solutions that are sustainable on the long-term, and to the taking into account of ecological considerations, whose efficient means is the decision-support system (DSS).

Any decision-support system is fundamentally based on the level of description models, but is not equivalent to it by any means. This way, for instance, (a) it is user-friendly according to the needs of the conceptual planning; (b) it makes possible to include, and produce, options, in accordance with their scale; (c) it ensures that the scenarios are produced and taken into account, within the frames of e.g. the Monte Carlo method; (d) furthermore, it ensures the multilateral evaluation of these. It does all this in a way that the numerous options can be efficiently analysed.

In the transport focused approach both the load and the concentration of the state variables, typical of the state of the recipient, can be considered as the indicators of the system. Paradoxically, the most important features of the indicators are not their actual value, but the degree and the reason of their transformation, which, in this approach, can be analysed in a quantitative sense.

### **Methodology**

The decision-support system that has been developed through the current research extends to describing the surface hydraulic and pollution transport processes as well as the movement and pollution of the close-to-surface groundwater. Accordingly, it is suitable for formulating the boundary conditions of the pollution expansion processes in the deeper geological layers.

The system of models is essentially based on connecting three types of models, which are the following ones:

- (i) Hydrological and hydrodynamical models,
- (ii) Transport model,
- (iii) Water quality model.

The basis of the conditions for feasibility is connecting existing models and data bases, which, paired with systematic development, can be achieved quickly and leads to significant modelling results.

### **Hydrological, hydrodynamical models**

The modelling basis of evaluating the state of the environment, in the case of water as an environmental element, is the scale-independent, physically-founded hydrological and hydrodynamic system of models, which can be applied both for a large area and/or locally. In our work we relied on the models presented in literature as well as those already well known in the Hungarian engineering, research practice (DOLMAN et al. 2001), but essentially we developed and improved the distributed parameter model, and the software modules, of ARES (KONCSOS and SZABÓ 2003).

The hydrological river basin model integrates three sub-models:

- The first one is a physically described distributed parameter rainfall-runoff model, which provides three dimensional descriptions of the hydrological cycle of the surface and close-to-surface elements (run-off, infiltration, evapotranspiration, interception).
- The one-dimensional, non-permanent hydrodynamical model based on the Saint-Vernant equation, which is suitable for modelling the spread of the shallow water wave in rivers. In the ARES model, different simplified versions of the Saint-Vernant equation (diffuse wave, kinematic wave) can be used. The boundary conditions appear partly in the boundary sections of the river system, and partly in the form of linear confluences from the river basin.
- The third pillar is a two-dimensional hydrodynamical model integrated depth averaged, primarily for describing inundation phenomena and complicated (not examinable by a one-dimensional method) river spatial velocity distribution or lake problems.

The surface runoff process of the developed and applied ARES model was described by the 2D approach (DOLMAN et al. 2001; KONCSOS and WINDAU 1995). The watershed was divided into equal cells, approaching their surface with Bessel function on digital elevation data basis. On this surface, according to theoretical assumptions, the flow direction of the fluid is along the grade line. Based on this, the equation of the grade lines and the outflow side of a given internal point can be analytically calculated. By taking a large number of internal points into account, the ratio of the outflow of the sides of a cell ( $r_x, r_y$ ) can be calculated. Water can flow from a given cell into the four adjacent ones, according to the elevation of the corners of the given cell. If the multiplied discharge of two adjacent cells is positive ( $q_{x1} * q_{x2} > 0$ ), a stream is formed between the cells (if  $q_{x2} = -q_{x1}$  then  $q_{x1} * q_{x2} \leq 0$ ), as shown by Figure 1.

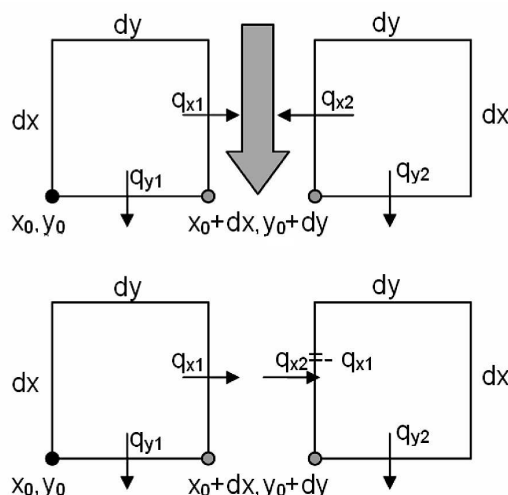


Figure 1. Cell linking structure in ARES for surface runoff

1. ábra Az ARES cellakapcsolódási struktúrája a felszíni lefolyáshoz

If a stream is formed between two adjacent cells it has to be followed by a stream computation element. According to the theory of ARES there is no possibility for the continuation of a stream in a surface runoff cell. This results in a graph structure and an unambiguous hydrological hierarchy.

The description of surface storage is based on the linear cascade theory:

$$\frac{dS_j}{dt} = (P - I - E)dF + Q_j - Q_{fj} - kS_j = F(t)_j - kS_j$$

where

- $S_j$  . . . .is the stored water volume in cell  $j$ ,
- $P$  . . . .is precipitation intensity,
- $I$  . . . .is interception,
- $E$  . . . .is evapotranspiration,
- $dF$  . . . .is cell surface,
- $Q_j$  . . . .is water discharge to cell  $j$  from surface runoff,
- $Q_{fj}$  . . . .is infiltration discharge in a given cell,
- $f(t)_j$  . . . .is input discharge time dependency of the cell,
- $k$  . . . .is storage factor,
- $kS_j$  . . . .is outflow discharge of the cell ( $Q_o = kS_j$ ),
- $t$  . . . .is time.

On the basis of equation (1) the model is dynamic (it describes processes that change in time), with the help of boundary conditions (Figure 2.).

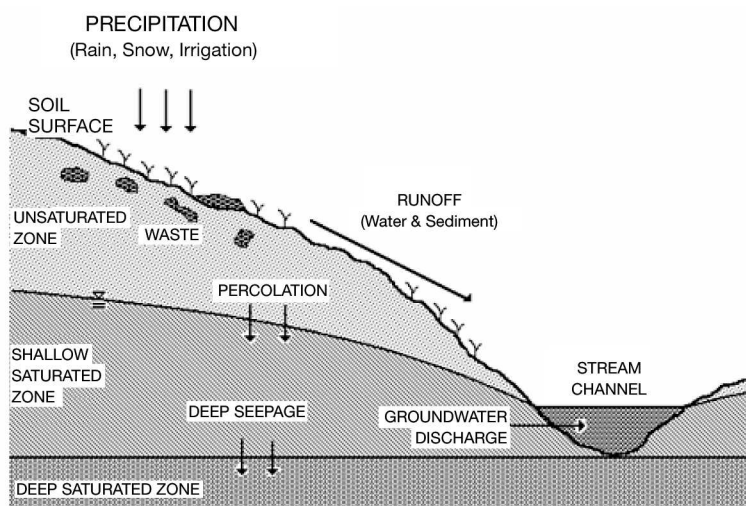


Figure 2. The modelled hydrological processes of the ARES model  
2. ábra Az ARES modell modellezett hidrológiai folyamatai

The data of the boundary conditions (e.g. precipitation, air temperature, humidity) are also taken into account according to their spatial distribution. The processes induced by the boundary conditions, following the connection of the cells according to the run-off hierarchy, result in the time series of the watershed's downstream section (precipitation response) with the help of the balance equations, as well as in the expansion processes of the run-off wave in the river network identified by the model.

A crucial point in the application of the model is the digital terrain model (DTM), from which the spatial velocity distribution of the run-off and the river network of the watershed can be derived. In case of an accurate terrain model the real river system and the river network generated by the model are congruent. The DTM is a grid network, where the height of the terrain is given at its corner points. In previous applications of the ARES model, for the Tisza River's sub-watersheds that lie outside Hungary, for instance, a  $600 \times 900$  m grid network was used; while on the Hungarian watersheds we aim at using DTMs with  $50 \times 50$  or  $250 \times 250$  m resolution (Figure 3.).

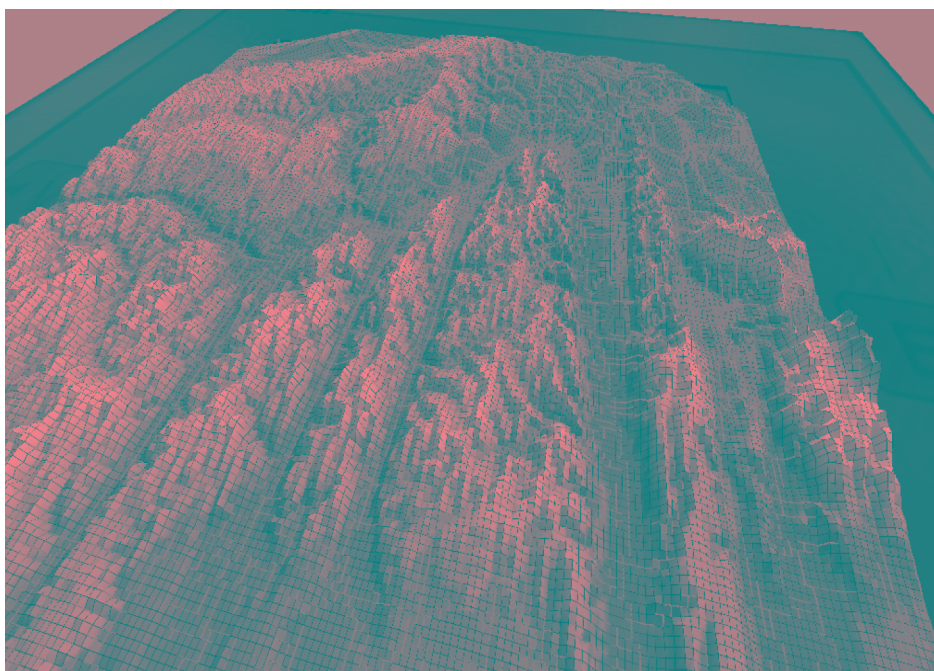


Figure 3. Generating the surface runoff system of the Zala river's watershed, based on DTM  
3. ábra A Zala vízgyűjtő felszíni lefolyásrendszerének készítése a DTM alapján

### Connecting the transport model to the ARES hydrological model

Within the frame of a development task that requires basic research we connected the ARES model to a water quality model that can be applied in a three dimension description as well, which we developed to describe the transport of dissolved and solid phase components. The crucial point of the model is the expected speed, which we

achieved algorithmically in a completely new way, with the hybrid application of numerical and analytical methods (KONCSOS and FONYÓ 2006).

The model is capable of describing the transport and biochemical transformations of the surface runoff, and infiltrating pollutants, on the watershed as well as in any discretional river system of the hydrological hierarchy. The modelled pollutants are the elements of the oxidation of carbon, of the cycling of phosphorus and nitrogen; bacterium Coli, oil, toxic materials that can be described by primary kinetics, and heavy metals (Figure 4.), on the basis of the QUAL II equation (US EPA 1985). The upper boundary conditions of the model are the flow rate of precipitation (measured) and evapotranspiration (calculated) and also the distribution-like (surface diffuse) point-like mass flow relating to the pollutant and the point-like mass currents appearing on any point of the river system. The model computes the transport in the unsaturated (three phase) layer of soil and, on its lower boundary surface, the mass currents of the groundwater pollution.

The essential question of the modelling is the computing speed. The computing speed of ARES on today's personal computers is 0.003–0.005 sec/km<sup>2</sup>/simulated year, i.e. it simulates the annual surface and close-to-surface hydrological processes of an area equivalent to the Great Hungarian Plain in about two minutes. The time step of the simulation is hourly, therefore the fine scale examination of transient phenomena of great speed is possible, but even trends of several decades can be analysed by the simulation technique.

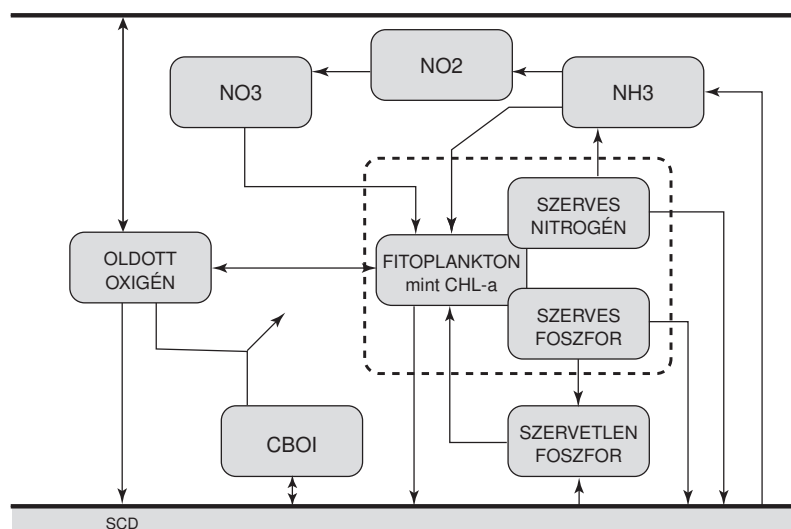


Figure 4. The structure of the QUAL2 model  
4. ábra A QUAL2 modell felépítése

### Database

The cornerstone of the task was to establish the uniform space information database (ETA), which supports the models developed for the environmental elements air, water and soil equally, and which ensures communication between the models. The programmatic basis of the system is the ESRI ArcView, which is considered an international and domestic standard by now.

From the space information data-base, a communication sub-programme – providing the internal data transport - generates information that can be utilised directly by the modelling. Two groups of data can be distinguished:

- (i) dispersion-like space information, e.g.
  - morphological data,
  - horizontal distribution of land use categories,
  - NDVI maps,
  - spatial distributions of geological and hydrogeological data (grouped by layers),
  - etc.
- (ii) point-like, time series like information, e.g.
  - detected time series of meteorological and hydrometeorological stations,
  - water quality monitoring data,
  - etc.

The database of ARES covers the watershed of the Tisza within the Carpathian Basin. Its topographical data, and land use, NDVI and hydrogeological basic maps have a  $30 \times 30''$  resolution (which equates to about  $600\text{m} \times 900\text{m}$ ), in a polar system of coordinates they contain NASA satellite detected data. We have developed the database necessary for the operation of the system for several smaller watersheds (e.g. Balaton, Sajó), where, due to the smaller size, a spatial description with a significantly finer resolution ( $50 \times 50$  m) is also feasible (Figure 3).

### Case study

Application of the model was examined in the Zala watershed. Our aim, in accordance with what has been mentioned in the Introduction, is to analyse the factors impacting upon the non-point load, as an indicator. In this present essay, first the steps, and the results, of the computation of the load will be introduced and then the load to be expected in future will be estimated, using the possible, known scenarios of climate change as input data.

Lake Balaton is the largest shallow lake in Europe. It is 77.9 km long, 7.2 km wide and an average of 3.14 m deep. Its surface is  $596 \text{ km}^2$  and its catchment area is approximately  $5,776 \text{ km}^2$ . The major inflow to the lake is the Zala River (Figure 5.) whose catchment area is approximately  $2,702 \text{ km}^2$ , almost half the size of the Balaton watershed. With its ratio of more than 50% within the entire lake phosphorus load, the Zala watershed plays a key role in controlling the water quality of Lake Balaton.

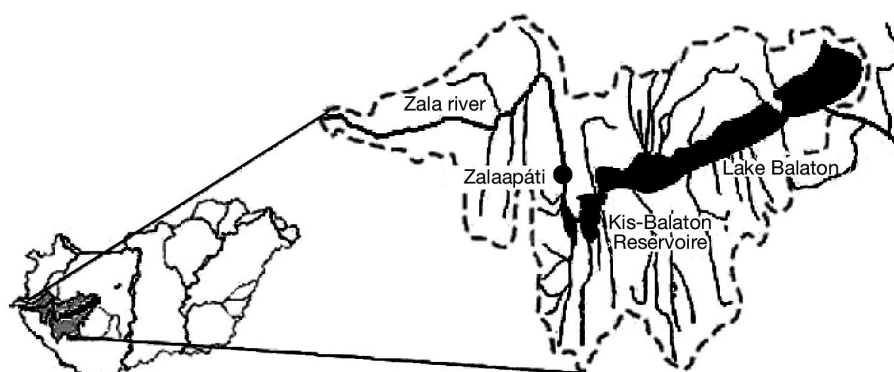


Figure 5. Lake Balaton and its catchment area  
5. ábra A Balaton és vízgyűjtőterülete

The originally mezotrophic Lake Balaton showed signs of eutrophication in the 1960's and 1970's, due to the increased nutrient load from its watershed. A typical eutrophication gradient was noticed from west to east that is related to a decrease in internal basin sizes along the longitudinal axis of the lake. Between 1975 and 1981 the unit of phosphorus load in the Keszthely Basin was  $2.47 \text{ g/m}^2$  (mostly from the Zala River watershed) while in the Siófok Basin it was  $0.31 \text{ g/m}^2$ . After the implementation of a general water management plan for the lake, the concentration of biologically available phosphorus decreased by 50–60%. Similarly to international experience, a relatively slow, improving tendency was experienced in the water quality as a result of this decrease. In recent years the water quality of the lake has been good.

As a result of the general water management plan, improved wastewater treatment technology was introduced in the Zala River watershed. After the implementation of this water management plan, diffuse pollution became the major nutrient source in the Zala River watershed. Approximately 20% of the total phosphorus of the river's watershed comes from point sources, and 80% of it from non-point sources. In order to control the diffuse nutrient load, a dynamic distributed parameter phosphorus model was developed and adapted to the Zala River watershed. This diffuse nutrient model is based on physically described hydrological processes, combined with the description of erosion and phosphorus transport. The model was calibrated and validated for the Zala River watershed region.

### Applied data

The applied dynamic, distributed diffuse nutrient model needed two types of data: spatial and temporal. For spatial data, land use and soil type digital GIS databases were used. For land use the 1:50 000 CORINE map was available for the Zala River watershed, for soil types the AGROTOPO 1:100 000 map was used. The latter one categorizes the upper 50 cm soil layer according to its physical specifications. Besides that, the basis of the rainfall-runoff model was a 250 m cell size digital elevation map, which determined the applied grid cell size for the spatial distribution.



Temporal data for the model were meteorological (temperature and precipitation), hydrological (water discharge) and water quality. Meteorological data were available for the examined watershed for 10 stations, as daily average temperature and daily sum precipitation. For the spatial distribution of these point data the Thyssen polygon method was applied. Water discharge and water quality as daily measured data sets were available for Zalaapáti (Figure 6).

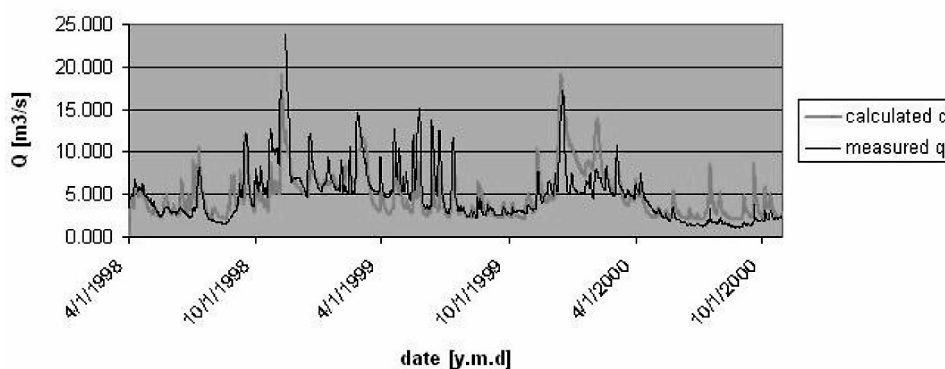


Figure 6. Water discharge validation for the Zala River watershed, in the Zalaapáti section  
6. ábra A lefolyás validálása a Zala vízgyűjtőjén a Zalaapáti szakaszon

As water quality  $\text{NO}_2\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$ , total nitrogen and total phosphorus were measured. Despite the fact that the watershed has been monitored for decades, adaptable and consistent daily data time series as model inputs were available only for 1997–2000.

### Hydrological computations

The basis of the diffuse nutrient transport description was a distributed parameter rainfall-runoff model (see 2.1). The model reduces the precipitation with interception, and then the remaining part is divided into surface runoff and an infiltrating part by using appropriate percolation models based on different principles (KONCSOS and SZABÓ 2003). Some of the water infiltrated into the soil will exit by evapotranspiration (depending on the humidity and the vegetation characteristic of the element), while the remaining water will form the subsurface flow (VARGA-HASZONITS 1997). ARES divides the soil into layers according to their physical characteristics. Based on the Richards equation summarizing the horizontal component of the calculated moisture transport along the layers, the flow rate in the channels can be computed. The major process of the model, however, was the description of the surface runoff.

### Water quality and transport processes

The ARES diffuse nutrient sub-model was developed on the cell-size, distributed parameter model theory. The physically-based model description allows examination of the response of the Zala watershed to different environmental conditions. The basis of

the diffuse nutrient model was the erosion sub-model. The model describes two simultaneous processes: erosion and sedimentation:

$$\frac{dc_j}{dt} = \frac{L_{in,j}}{S_j} - c_j \left( \frac{Q_j}{S_j} + \frac{v_s}{H_j} \right)$$

where

- $c_j$  . . . . . is the concentration of suspended solids in cell  $j$ ,
- $H_j$  . . . . . is water depth ( $H_j = S_j / dF$ ),
- $L_{in,j}$  . . . . . is nutrient load inflow of cell  $j$  ( $L_{in,j} = L_{e,j} + L_{out,j-1}$ ),
- $L_{out,j-1}$  . . . . . is the load outflow of cell  $j-1$ ,
- $L_{e,j}$  . . . . . is the erosion related load in cell  $j$  ( $L_{e,j} = a * (\tau_b - \tau_{crit})$ ),
- $\tau_b$  . . . . . is shear stress on soil surface,
- $\tau_{crit}$  . . . . . is critical shear stress (below  $\tau_{crit}$  no erosion occurs),
- $a, n$  . . . . . are model parameters subject to calibration,
- $S_j$  . . . . . is average volume of water in cell  $j$  in time interval  $0-\Delta t$ ,
- $V_s$  . . . . . is settling velocity (subject to calibration),
- $Q_j$  . . . . . is average outflow rate in time interval  $0-\Delta t$  for cell  $j$ .

Applying Taylor's expansion ( $f(t) \approx a + b * t + d * t^2$ ) to  $L_{in}$ , equation (2) can be transformed into a structure similar to that of equation (1), and a recursive-eliminative technique can be applied for its solution (KONCSOS and FONYÓ 2006).

Data analysis shows that the correlation between particulate inorganic phosphorus (PIP) and suspended solids is very strong. Based on this, the applied PIP model theory is similar to the description of suspended solids.

The applied dissolved phosphorus model was based on the phenomenon that the balance between particulate inorganic phosphorus and dissolved phosphorus can be described by an isotherm. Previous research studies show that for the Lake Balaton region the type of this isotherm is the Langmuir isotherm. Applying the mathematical function of the Balaton calibrated Langmuir isotherm, the connection between PIP and dissolved phosphorus concentration can be described as a function of the PIP concentration. This description provides the theoretical background of the dissolved phosphorus model.

## Results and discussion

### Hydrological model

The examined time scale was 1997–2000, which was divided into two parts: calibration period (1997–1998) and validation period (1998–2000). For calibration, the initial value parameters came from either available data sets or from the literature. Calibration was carried out by a self-developed BLIND algorithm (KONCSOS and WINDAU 1995), which is a Monte-Carlo simulation based global optimisation method. Hydrological model calibration results show an excellent match between measured and calculated data. The

validation results reflect this (Figure 6), and the physically based model gives a good description of the natural watershed system. Under changing environmental conditions during the validation period, the calculated water discharge at the Zalaapáti outflow section of the watershed was well matched with the measured data.

### Water Quality Transport Model

The aim of this present research was to elaborate, calibrate and validate a diffuse nutrient model for phosphorus, the key limitation factor in the Zala River – Lake Balaton system. There are three sub-models developed by the ARES for this purpose: the suspended solid sub-model described above, and the particulate inorganic phosphorus and dissolved phosphorus sub-models. These three sub-models were calibrated for the period 1997-1998, and validated for 1998-2000. For calibration the BLIND auto-calibration method described above (KONCSOS and WINDAU 1995) was used – with good results in all three cases. The first important step was the suspended solid material validation, which proved the parameter calibration for it. The results of the validated phosphorus models are, however, more important for water quality control. Phosphorus validation results are shown by Figure 7. and Figure 8.

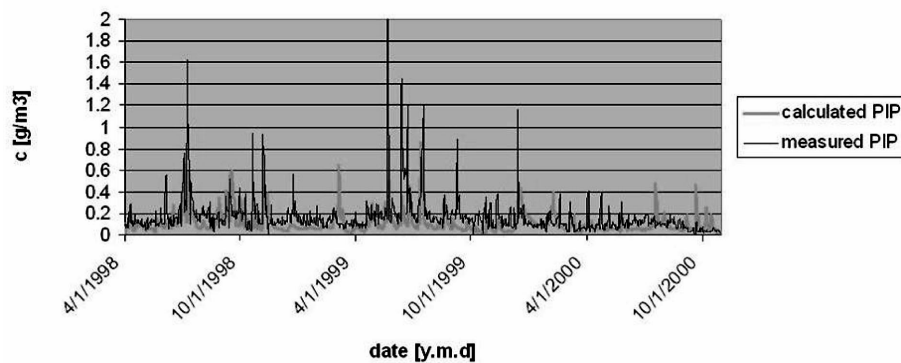


Figure 7. PIP concentration validation for the Zala River watershed at the Zalaapáti section  
7. ábra PIP koncentráció validálása a Zala vízgyűjtőjén a Zalaapáti szakaszon

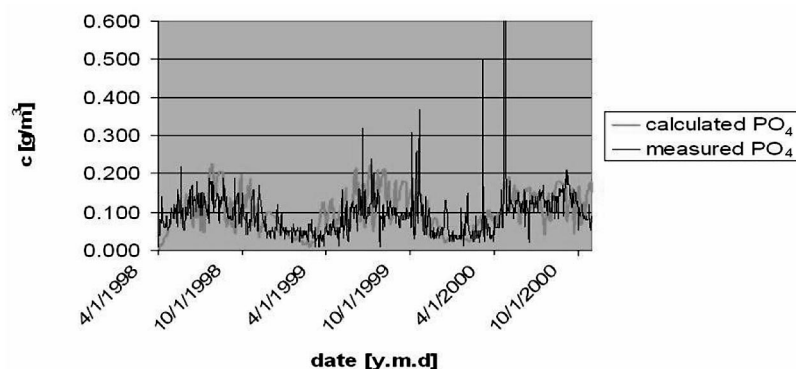


Figure 8. PO<sub>4</sub>-P concentration validation for the Zala River watershed, Zalaapáti section  
8. ábra A PO<sub>4</sub>-P koncentráció validálása a Zala vízgyűjtőjére a Zalaapáti szakaszon

Validation results of the particulate inorganic phosphorus concentration (Figure 7) are well matched with the measured and calculated concentrations. Even peak values are simulated well in most of the cases. Dissolved PO<sub>4</sub>-P validation results also match well; however, a few extreme peak concentrations were not reflected by the calculated concentrations, but, the PO<sub>4</sub>-P model calculates smaller peak values well. For both phosphorus sub-model results we can assume that they follow the dynamics of the system, and provide good results for both the calibration and the validation period.

### Future scenarios

Predictions and control scenario driving data of the watershed model came from the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, <http://www.ipcc.ch>) by using dynamic global (GCM) and regional climate models (RCM). After validation, the RCM data output generated the driving data of the ARES watershed model for predictions and control. With the help of the combination of different RCM and GCM models and IPCC scenarios four different predicted time series formed the output of ARES prediction runs for 2071–2100. The 1961–1990 period was used as reference, with driving data sets from RCM models. The time-series calculated by ARES refers to water discharge, suspended solids, particulate phosphorus and dissolved phosphorus (KONCSOS and FONYÓ 2007).

*Table.* The combination of GCM and RCM models and scenarios, together with the applied abbreviations

*1. táblázat* A CGM és az RCM modellek kombinációja és a scenáriók, az alkalmazott rövidítésekkel együtt

<i>Applied CGM</i>	<i>HadAM3p</i>	<i>ECHAM4/OPYC3</i>	<i>HadAM3p</i>	<i>ECHAM4/OPYC3</i>
Applied RCM	RCAO			
Simaliton period	Control (1961–1990)		Prediction (2071–2100)	
IPCC scenarios	ctl	ctl	A2 B2	A2 B2
Applied abbreviation	ctl	ctl	H A2 H B2	E A2 E B2

For predictions, model runs were carried out for the Zalaapáti section, on the basis of the calibrated and validated watershed model. Estimations for the whole Balaton watershed were calculated proportionally to the area of the watersheds. All data in this chapter refer to the whole Balaton watershed area.

In general, the results of water discharge indicated that the projected future streamflow will be lower than that of the reference period (Figure 9). The average streamflow of the Lake Balaton watershed in the reference period was 9.79 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>. The lowest projected annual average streamflow was calculated to be 8.19 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> in scenario E A2, while the highest was 9.16 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> in scenario E B2. The variation in the projected streamflow did not differ significantly from the reference period, however, in scenario M B2, the difference between the minimum and maximum streamflow was greater than in the other scenarios.

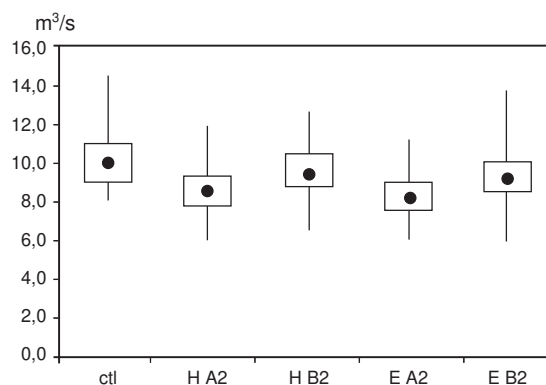


Figure 9. Average annual streamflow ( $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ ) in the Lake Balaton catchment: reference period (1961–1990) and future climate scenarios (2071–2100); median, quartiles and extremes  
 9. ábra Átlagos évi vízhozam ( $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ ) a Balaton vízgyűjtőjén: az 1961–1990-es referencia időszakra és 2071–2100-as jövőbeli előrejelzésre vonatkozóan: medián, kvartilis és extrém helyzetek

Seasonal differences in streamflow showed a more complex picture, however. The typical tendency is that a decrease in the streamflow remained the same in almost all the simulations for all months (see Figure 10). The only exception was scenario H B2, where the spring – early summer (February–May) streamflow was slightly higher than in the corresponding reference period. The maximum difference was observed in March, when the projected streamflow in scenario H B2 was  $14.7 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ , while it was  $13.8 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  in the reference period. A major decrease in the streamflow was seen in scenario E A2 during the late winter – spring period (January–April). The lowest projected streamflow in this scenario was in March, when the predicted streamflow was  $9.3 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ , while the reference streamflow was  $13.8 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ . During January–April the variation between scenarios was much higher than during the rest of the year. To explain the general decreasing tendency in streamflow, the year has to be divided into two periods. During late spring, summer, and early autumn (April–September) the reason is obvious: there is less precipitation and the average temperature is higher. Less precipitation causes less runoff, while the higher temperature decreases the runoff by increasing evapotranspiration. During late autumn, winter and early spring (October–March) the explanation is slightly more complicated. During this period the average projected precipitation is higher than that of the reference period. At the same time, the temperature is also higher. These two phenomena together cause slightly higher evapotranspiration, and much shorter periods with frozen ground. For the latter reason the infiltration is higher than in the reference period and it causes less runoff despite the increase in precipitation.

Particulate inorganic phosphorus (PIP) load results are presented in Figure 11. Seasonal analysis shows that during the late spring, summer and early autumn period (April–October), in general, the PIP load from the catchment was much lower than during the late autumn, winter and early summer period (November–March). The explanation of this phenomenon is based on the streamflow pattern, as the PIP load, in general, reflects the streamflow. The difference between the scenarios was much higher during March–April than in other periods of the year. The PIP load did not show clear

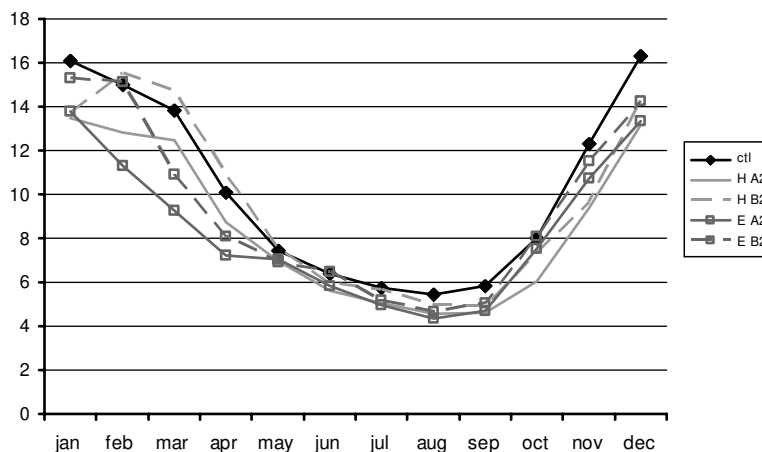


Figure 10. Median monthly streamflow in the Lake Balaton catchment ( $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ ): reference period (1961–1990) and future climate scenarios (2071–2100)

10. ábra A havi vízhozamok medián értékei ( $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ ) a Balaton vízgyűjtőjén: az 1961–1990-es referencia időszakra és 2071–2100-as jövőbeli előrejelzésre vonatkozóan

increasing or decreasing tendencies in the future climate simulation; each of them oscillates above and below the reference scenario. The maximum projected positive difference can be observed in scenario M A2 in October, when the monthly average load was 3,769 kg PIP, while that of the reference scenario was 2,154 kg PIP, more than one-third less than in scenario M A2. The maximum projected decrease was observed in the same M A2 scenario in March, when the monthly average load was 3,334 kg PIP, compared to the reference value of 6,587 kg PIP, almost double than that of M A2.

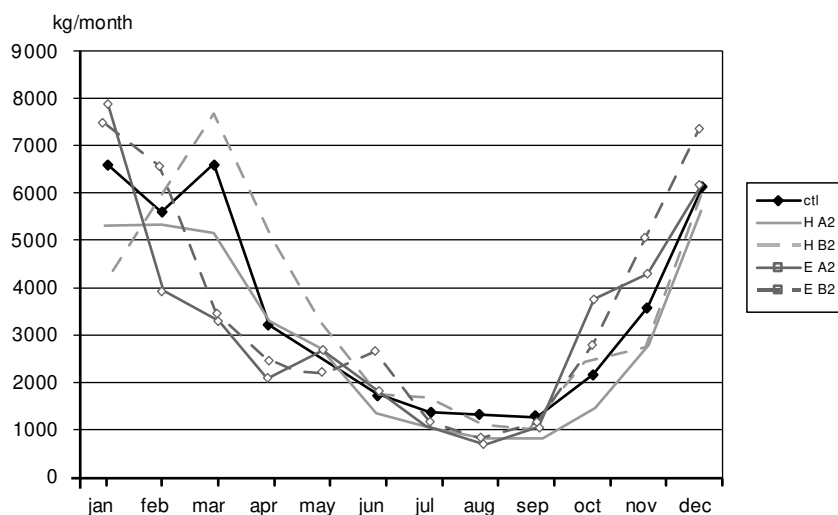


Figure 11. Median of mean daily particulate inorganic phosphorus load ( $\text{kg month}^{-1}$ ) for the Lake Balaton catchment: reference period (1961–1990) and future climate scenarios (2071–2100)

11. ábra Az átlagos napi szervesetlen foszforterhelés ( $\text{kg hónap}^{-1}$ ) medián értékei a Balaton vízgyűjtőjén: az 1961–1990-es referencia időszakra és 2071–2100-as jövőbeli előrejelzésre vonatkozóan

Dissolved reactive phosphorus ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) load simulation results showed a clearer pattern (Figure 12.), with generally higher  $\text{PO}_4\text{-P}$  loads during the period December–April and lower  $\text{PO}_4\text{-P}$  loads between May and November. The maximum projected increase was observed in scenario M B2 in February, when the monthly average load was 3,119 kg  $\text{PO}_4\text{-P}$  while that of the reference scenario was 2,043 kg  $\text{PO}_4\text{-P}$ , approximately one-third less than in scenario M B2. The maximum projected decrease was observed in the same H A2 scenario in October, when the monthly average load was 1,513 kg  $\text{PO}_4\text{-P}$ , while that of the control period was 1,872 kg  $\text{PO}_4\text{-P}$ .

The total phosphorus (TP) load (see Figure 13) was assumed to be a sum of PIP and  $\text{PO}_4\text{-P}$ . The seasonal analysis showed that, in general, during the late spring, summer and early autumn period (April–October) the TP load from the Balaton catchment was lower than during late autumn, winter and early summer period (November–March). The seasonal pattern in TP followed that of PIP. The variation between the different future climate simulations was much higher during March–April than in other periods of the year. There were no clear trends for the TP load in the future scenarios, each oscillated above and below the reference value. The maximum projected positive difference was observed in scenario H B2 in April, when the monthly average load was 8,523 kg TP while that of the reference scenario was 6,057 kg TP, approximately 30% less than in scenario H B2. The maximum projected negative difference was observed in the same M A2 scenario in March, when the monthly average load was 6,146 kg TP, while that of the reference period was 9,112 kg TP, approximately 50% more than in scenario M A2.

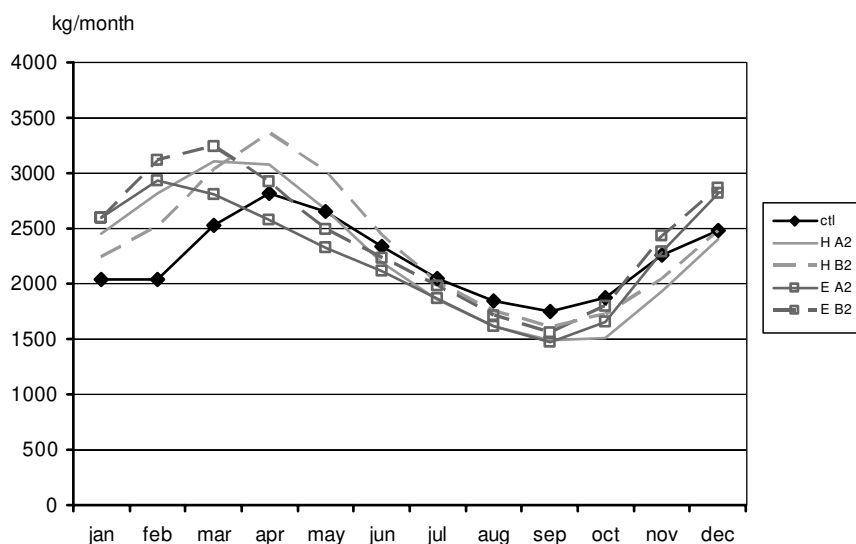
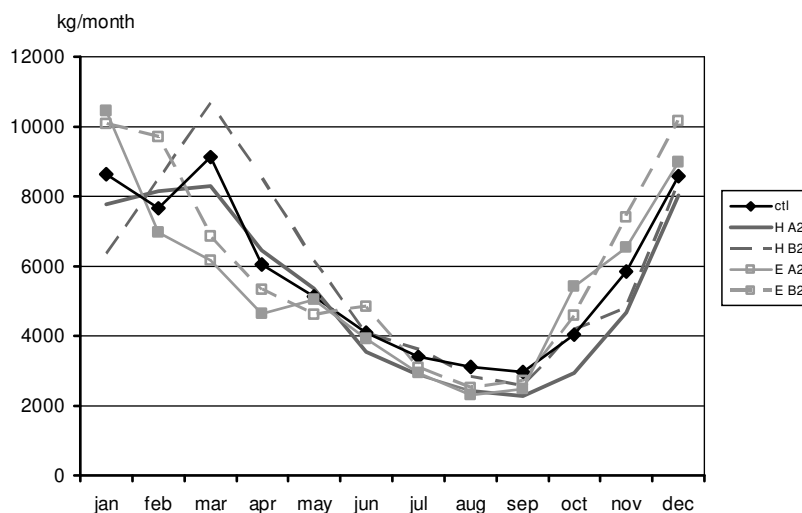


Figure 12. Median of mean daily dissolved phosphorus load ( $\text{kg month}^{-1}$ ) for the Lake Balaton catchment: reference period (1961–1990) and future climate scenarios (2071–2100)

12. ábra A napi átlagos oldott foszforterhelés ( $\text{kg month}^{-1}$ ) medián értékei havi bontásban a Balaton vízgyűjtőjén: az 1961–1990-es referencia időszakra és 2071–2100-as jövőbeli előrejelzésre vonatkozóan

Figure 13. Median of mean daily total phosphorus load ( $\text{kg month}^{-1}$ ) for the Lake Balaton catchment: reference period (1961–1990) and future climate scenarios (2071–2100)



13. ábra A napi átlagos összes foszforterhelés ( $\text{kg month}^{-1}$ ) medián értékei a Balaton vízgyűjtőjén: az 1961–1990-es referencia időszakra és 2071–2100-as jövőbeli előrejelzésre vonatkozóan

### Conclusions

The above presented dynamic, diffuse nutrient model is a good means for calculating the non-point suspended solid and phosphorus load dynamics for the examined Zala River watershed. The presented ARES model is physically based, and its parameters meet the available measured data sets and literature values. Meanwhile, the physical basis of the model provides a reliable description of the watershed under different conditions, such as a change in land use type, climate change, and a decrease in applied fertilizer by agriculture.

Good calibration and validation results of the model show that the model works correctly for the Zala River watershed. As the model theory is independent of the watershed (except for the applied Langmuir isotherm for  $\text{PO}_4\text{-P}$  concentration calculation), it can be applied as a general means both for larger and for smaller watersheds. The problems in the extreme peak calculation for dissolved phosphorus can be due to the fact that the watershed is relatively small (the average discharge of the Zala River is 3–4  $\text{m}^3/\text{s}$ ), and its dynamics fast, and it is possible that more frequently measured input temporal data would result in a better fit. The limitation of the modelling dynamics and spatial distribution was not the structure of the model, but the available data and the speed of the calculation.

Detailed analysis was performed for future climate conditions. Applied climate scenarios were the IPCC based A2 and B2 with GCM models HadAM3p and ECHAM4/OPYC3. RCM model RCAO and watershed model ARES were used for computations. As non-point loads, which form the dominant nutrient load, components of the watershed follow the dynamics of the precipitation; a temporarily detailed description of the hydrological processes was important – in consideration of the



relatively small size of the examined watershed. The present research focused on the phosphorus from non-point origin – the key element the eutrophication of Lake Balaton –, which is basically composed of the particulate inorganic phosphorus from erosion origin and the sorption-desorption affected dissolved phosphorus fraction. Results show that surface runoff and affluent water to Lake Balaton decreased by an average of 15% in all of the predicted scenarios, however, each scenario led to a different result. Seasonal examinations also predicted a general decreasing tendency, the difference between scenarios is considerable. The highest degree of decrease was predicted for late autumn, winter and early spring. The phosphorus load in general showed a decreasing tendency as well. The highest degree of decrease could be observed during the April to October period with an average value of 10–15%.

#### References

- DOLMAN, A.J., HALL, A.J., KAVVAS, M.L., OKI, T., POMEROY, J.W. (eds.) 2001: Soil-Vegetation-Atmosphere Transfer Schemes and Large-Scale Hydrological Models. IAHS Publications no. 270. Wallingford, UK
- KONCSOS, L., WINDAU, U. 1995: Application of a Comprehensive Decision Support System for the Water Quality Management of the River Ruhr, IAHS Symposia and workshop, Boulder, USA.
- KONCSOS, L., SZABÓ, Cs. 2003: Entwicklung ein physikalisches, numerisches Hochwasserabflussmodell. Symposium: Lebensraum Fluss-Hochwasserschutz, Wasserkraft, Ökologie. Wolgau, Oberbayern. pp. 122–131.
- KONCSOS, L., FONYÓ, Gy. 2006: Dynamic, distributed parameter non-point nutrient model for the Zala River watershed, Hungary. 10<sup>th</sup> International Specialized Conference on Diffuse Pollution and Sustainable Basin Management. September 18–22, 2006, Istanbul, Turkey
- KONCSOS, L., FONYÓ, Gy. 2007: Modelling of climate change on hydrological cycle and diffuse nutrient transport for the Balaton catchment. Harmonizing the Demands of Art and Nature in Hydraulics, 32<sup>nd</sup> Congress of IAHR, Venice, Italy, 01–06. 07. 2007. Theme B1.a, PAPER\_1240 on CD attachment
- SOMLYÓDY, L., VAN STARTEN, G. 1986: Modelling and Managing Shallow Lake Eutrophication. Springer Verlag, Berlin.
- US EPA 1985: QUAL IIE. User's Manual.
- VARGA-HASZONITS, Z. 1997: Agrometeorology. PATE, Mosonmagyaróvár, Hungary

## NATURAL VEGETATION BASED LANDSCAPE INDICATORS FOR HUNGARY I.: CRITICAL REVIEW AND THE BASIC 'MÉTA' INDICATORS

MOLNÁR ZSOLT, HORVÁTH FERENC

Institute of Ecology and Botany of the Hungarian Academy of Sciences  
2163 Vácrátót, Hungary, e-mail: molnar@botanika.hu, horvfe@botanika.hu

**Key words:** landscape ecology, biodiversity indicator, habitat quantity and quality, invasive species, landscape pattern, natural capital index, Landscape Ecological Vegetation Database for Hungary (MÉTA), GIS

**Abstract:** In the present article we give a critical review about those biodiversity indicators that are in connection with the landscape and the vegetation. Besides, we describe the indicators deriving from the only GIS database, which contains ecologically relevant data for the whole territory of Hungary. Quantity (area), pattern, quality and combined indicators are used globally and at the scale of Europe. Most of these are ecologically irrelevant, principally due to the lack of relevant data. Few indicators are actually employed, but developments are still in progress. On the grounds of the MÉTA database (Landscape Ecological Vegetation Database for Hungary), constructed between 2002 and 2008, we propose the use of the following landscape and vegetation indicators for Hungary: habitat area, habitat texture of the landscape, area of old-fields, regional coverage of invasive species, habitat diversity, Natural Capital Index, area of high value natural areas, proportion of naturalness classes, structural habitat connectivity. Some of these indicators would also be applicable in the Hungarian Biodiversity Monitoring System. In the future, there will be serious need for the elaboration and testing of further indicators, as well as for their detailed definition and their introduction in practice.

### Indicators for measuring and communicating status of biodiversity

The main purpose of the elaboration of biodiversity indicators is to enable the measurement of the changes in the surrounding environment, the sustainability of the ecological processes, and subsequently to endow the communication of the information to the society. Another goal is to support the political and economical decision making so that to turn human activities toward a more sustainable world (see, for example, the approach to the CBD objectives of 2010, UNEP 1992, EEA 2007). Therefore, the indicators are primarily not the tools of scientific research, but a kind of service provided by the science for different social strata, on account of the processes of sustainable development, almost everywhere on the face of Earth. So the development of indicators intended to provide special scientific support for the related fields of policy during planning and monitoring. Meanwhile, general indicators, like the GDP in economy (BULLA and GUZLI 2006), are also required. We denominate all the indicators that are related to the state of the living environment – more or less imprecisely – 'biodiversity indicators'. Indicators are generally sorted into a DPSIR (Driving force, Pressure, State, Impact, Response) system, where biodiversity indicators mostly belong to the group of state indicators. In the present article we review the vegetation-based landscape ecological state indicators, then we summarize the basic landscape state indicators that are originated from the MÉTA database (Landscape Ecological Vegetation Database for Hungary).

Biodiversity indicators have been under development since the early 1990's (UNEP 1997, 1999, 2001, OECD 2001, EEA 2000, 2001a, b, c, 2002, EUROSTAT 2001, EEA 2007). Each developmental work uses slightly different terminology and their emphases also differ. Moreover, dissimilar methodology and differing basic datasets of each country led to heterogeneity regarding their indicators. Though we admit that these differences should be harmonized in the long run, now and in the close future, it is more important to begin the measurements, the evaluation of the processes and the communication of the results to the society, than the total harmonization and standardization.

### **Need for and limitations of quantification and simplification**

To enable the characterization of the natural states or to measure their changes, we should quantify them. The world surrounding us is far too complex, so we simplify this complexity and summarize it in the values of indicators. There are many criteria used to select useable indicators, but we have to emphasize that there is no such biodiversity indicator that fills all the requirements. A list of these criteria – based mainly on EEA (most important ones in italics) – are as follows: be policy relevant; provide factual, quantitative information; be responsive to change; be useable (suitable) for scenarios for future projections; monitor progress toward the quantified targets (or thresholds) (means ecologically relevant); be founded on readily available and routinely collected data; be consistent in spatial coverage; be sufficient time coverage; be at least national in scale if possible; be understandable (easily comprehensible) and simple; be conceptually and methodologically well founded and representative; be timely.

In practice, the purpose is to use as few indicators as possible, and to apply them in the most efficient manner. In case of landscapes, actual landscape knowledge and relevant landscape models would aid to select a minimum indicator set. Only if we understand the basic functioning of the landscapes, we can select the most relevant indicators.

Selection and calculation of indicators necessarily mean information loss. If we combine datasets we should face with the problem of weighing, and the so important spatial heterogeneities would also be weakened or even eliminated during the calculation. Though, landscape ecological indices simplify the real world very efficiently, they often lose their ecological relevance, in the same time. When evaluating vast areas (countries or continents), another problem is that we have insufficient data on the landscape, vegetation and the fauna, thus we have to use CORINE Land Cover data (BÜTTNER et al. 2002), instead, that are often ecologically irrelevant (in details, see below). Although several ecological indicators have been elaborated, only few proved to be suitable and was applied in practise (see below), since relevant ecological features are difficult to quantify. As a result of the methodological difficulties and the insufficient available data, the elaboration and development of indicators is a long-term process, being presently in progress.

What kind of landscape and habitat characteristics should we measure? For instance, the functional quality of the landscape and the habitats, landscape health, the naturalness of the landscape, its regeneration ability, stability, carrying capacity, beauty etc., because the more area is covered by natural habitats in a landscape, and the more close to natural the state of these habitats is, the better the condition of the whole landscape is considered to be, if no direct or indirect human disturbances (e.g. invasive species) endanger the natural processes.

In the present article we review the state indicators ignoring the pressure and response indicators. To the latter category belong, for example: the extension of the protected areas, the money spent on nature conservation, while to the former one: the amount of the different polluting substances, the type of land-use and the change in land-use. The only exception, discussed in this publication, is the indicator 'invasive species', being both state and pressure indicator, at the same time.

### **Review of landscape and vegetation related indicators (global, European, Hungarian)**

In order to fulfill the above mentioned requirements, for the elaboration of the up-to-now developed indicators primarily either the available datasets or those being elaborated in the near future were taken for basis. This should have been done, since we do not have the appropriate methodology for quantifying some of the above characteristics, and further basic research is needed for the development of the proper techniques (e.g. in the case of some ecosystem functions and ecosystem services). So, when defining the indicators the availability of data, the possibility of quantification and the ecological relevance were balanced, generally, at the cost of the latter principle.

Furthermore, most of the indicators, discussed below, are only proposals, and have never been used in practice (at most in pilot projects or only in certain countries). Thus, indicator systems actually in use (or those that will be used in the near future) are also introduced in details after the general overview.

### **Quantity indicators**

Most indicators measure the current extension or the change in the area covered by natural or semi-natural vegetation. Generally, they treat vegetation types in a few, joint or in some major habitat categories (woodland, grassland, wetland). Finer resolution cannot be achieved with these indicators, because the evaluation of broader areas is based on land cover data. These indicators ignore the condition of the habitats (e.g. all the European natural and degraded forests are joined in a single category), the landscape structure, the regeneration potential and the stability of the remnant vegetation. Actually, quantity indicators can be regarded as first rough estimators; however, their great advantage is that they are quite simple ones that can be obtained via standardized calculations. (For instance, Area and state of indigenous vegetation (e.g. total, woodlands, riverine forest) (UNEP 2001); Area of high nature value (EUROPEAN COMMISSION 2001); Change in area and use of grasslands (EEA 2000, 2002); Area of „natural” forest converted to agricultural use (OECD 2001); Availability of wildlife habitat on farmland (NEAVE et al. 2000); Change in the area of natural and ancient semi-natural forest types (MCPFE 2001); Changes in area of heathland, fallowland and hedgerows (BOSCH and SÖDERBÄCK 1997); Changes in the area of natural and ancient semi-natural forest types (BOSCH and SÖDERBÄCK 1997); Current area of the major land ecosystems/habitats (percentage unconverted to cultivation/infrastructure) (PRESCOTT-ALLEN et al. 2000); Difference in total area of a particular habitat type (UNEP 2001); Ecosystem area (WCMC 1996); Ecosystem quantity: self-regenerating habitat (opposed to man-made) (UNEP 1999); Ecosystem quality: wetland drainage and filling (UNEP 1999); Extent of

natural habitats as part of agricultural land (WASCHER, 2000); Extent of semi-natural ecosystems, Extent of habitats listed under the Habitats Directive (DUMORTIER et al. 2006), Habitat loss through habitat fragmentation (UNEP 2001); Net area of aquatic ecosystems converted to agricultural use (OECD 2001); Percentage (extent) of area dominated structurally by non-domesticated species (REID et al. 1993, UNEP 2001) (or rate of change) (classified as woodland, wetland, grassland etc.); Percentage special habitat remaining (UNEP 1999); Percentage wet forest land; Percentage area of biotopes important for biodiversity of total area; Percentage wetland area to total area (BOSCH and SÖDERBÄCK 1997); Preservation of high nature and culture value landscapes (EUROPEAN COMMISSION 2000); Preservation of semi-natural habitats (EUROPEAN COMMISSION 2000); Rate of destruction of water habitats per annum (UNEP 2001); Share of agricultural area covered by semi-natural agricultural habitats (OECD 2001); Total area and changes in the area of forests and OWL which is undisturbed by man, natural or ancient semi-natural managed forest and OWL (MCPFE 2001); Total area of wetlands (BOSCH and SÖDERBÄCK 1997); Wetland loss (EUROSTAT 2001); Trends in extent of selected biomes, ecosystems and habitats (EEA 2002, 2007)).

### **Pattern indicators**

Landscape pattern indicators take the spatial pattern of the remnant vegetation also into consideration (see in detail: Barczy, this volume). Actually, these indicators are very simple landscape structure indices, which are estimated on the grounds of land cover – or more rarely habitat – maps. A general problem of these indicators is that they characterize merely the structural pattern of the landscape, and even this with a rather coarse habitat and spatial resolution, instead of the functional characteristics of the landscape (e.g. the possibility of the species to survive or disperse within their metapopulation). Consequently, the ecological relevance of these indicators is usually quite low. (Nevertheless, they are appropriate tools for the documentation of the exploitation of the native landscapes – for example in the boreal climatic zone or in the tropics.) Additionally, they alter the public attitude very effectively, since they turn the attention of politics from the mere extension data onto the importance of the landscape structure. In the future, these indicators may be improved by the application of new data sources (e.g. more detailed habitat maps) or expedient model-based analyses (see the English example below). (Some examples: Changes in average size of a particular habitat type (UNEP 2001); Changes in largest block of a particular habitat type (UNEP 2001); Changes in mean nearest distance between blocks of a particular habitat type (UNEP 2001); Degree of fragmentation of the unconverted portion of each land ecosystem (PRESCOTT-ALLEN et al. 2000); Density of linear elements and diversity of land cover at the level of the holding (European Commission 2001); Ecosystem quality: native vegetation fragmentation (UNEP 1999); Forest physical fragmentation (BOSCH and SÖDERBÄCK 1997); Structural indicators related to forest connectivity, forest fragmentation, forest isolation, edge/interior forest (ESTREGUIL et al 2004); Length of linear landscape features in the habitat; Linkages between valuable natural/semi-natural habitat types (WASCHER 2000); Size of selected (threatened) ecosystem (BOSCH and SÖDERBÄCK 1997), Fragmentation of natural and semi-natural areas (EEA 2007)).

### Quality indicators

Measuring the condition of the habitats is much more difficult than their quantitative analysis, since it requires more field data (the interpretation of satellite images is insufficient for this purpose). Most often textural quality indicators are applied, such as species lists and abundance data of the species (with the application of phytosociological or floral data). If these indicators rest on large, representative data collected in time series, they measure efficiently the changes in species richness, homogenization of the vegetation and the invasion of weeds. However, they are sometimes used for the rough evaluation of extensive areas, when their relevance decreases. (Such indicators are for example: Change in the number and percentage of threatened species in relation to the total number of forest species (MCPFE 2001); Ecosystem quality: percentage of total species threatened (UNEP 1999); Ecosystem quality: species richness (UNEP 1999); Living Planet Index (UNEP-WWF 2004); Presence and abundance of species with different conservation values and life strategies (SIMON 1988, BORHIDI 1995, KOVÁCS-LÁNG et al. 2000); Presence and abundance of threatened and specialized species (FAMMLER et al. 1998); Species in dry grasslands (EEA 2000); Species richness (number of species per unit area or habitat type) (REID et al. 1993, UNEP 2001)).

For woodlands, further quality indicators have been developed. These estimate the state of naturalness and functionality of the forests on the grounds of the stand structure, age distribution and the dead wood density. (For instance, Complexity and heterogeneity of forest structure (African Timber Organization), Total volume and changes in volume of deadwood by forest type and decomposition stage, (MCPFE 2001, HAHN and CHRISTENSEN 2004), Forest: deadwood (EEA 2007)). We have find no similar indicators elaborated for the grasslands.)

There are indicators, which quantify the spread of invasive species. Since data deriving from fine-scale surveys are lacking, these indicators mainly measure the cumulative change in the number of the invasive species observed in the landscape (or else the money spent on their eradication). Less often they measure the area covered by the invasive species or the extension of the (semi-)natural vegetation degraded as a result of the invasion. Thus, they are relevant only on the national (or on coarser) scale, and their quantification is quite poor. (They are e.g. change in presence, location, area, numbers of invasive plant or animal species (UNEP 2001), Number and costs of invasive species (EEA 2002); Percentage habitat colonized by invasive species (UNEP 1999), Percentage of habitat colonized by invasive species (UNEP 2001), Invasive alien species in Europe (EEA 2007)).

Further general, but improperly defined quality indicators also exist. (E.g. Ecosystem quality (WCMC 1996), Landscape heterogeneity, Habitat diversity (WASCHER 2000)).

### Combined indicators

We discuss the Natural Capacity Index (NCI, TEN BRINK 2000) separately, since this index aims to characterize both the qualitative and quantitative changes of the habitats. Quantity is measured as the percentage area of the habitat to the whole region, while quality is represented by the percentage change in the abundance of the characteristic species of the habitat to an imaginary pre-industrial baseline. Finally, the multiplication

of this two percentage values gives the NCI value. This index is very suitable for spatial comparisons (see below), but it is difficult to construct time series of it, since this calculation requires pre-industrial population data or other habitat quality data. Additionally, it ignores also the landscape structure.

### **International initiatives on indicators, indicators in practice**

Since Hungarian landscape/vegetation indicators should be at least partially consistent with those of other European countries and of the EU, we review them in more details in this separate section. Experiences on the development of global indicators cannot be used for the elaboration of our national indicators, because their resolution is not as fine as it is required on the level of a country, due to the nature of data available on the global scale.

Convention on Biodiversity (UNEP 1992) played an important role in the development of the indicators. Presently, the following landscape/vegetation CBD indicators are known (UNEP 2005): (1) Trends in extent of selected biomes, ecosystems, and habitats (forests and forest types, peatlands, (natural) grasslands, inland wetlands etc.); (2) Connectivity/fragmentation of ecosystems (potential measures: patch size distribution of terrestrial habitats – forests and possibly other habitat types; fragmentation of river systems). The aim of these indicators is to evaluate the process of approaching the goals of 2010.

EU Indicators (EEA 2004a, b, 2006, 2007) are to be consistent with the CBD indicators. EU has several different landscape/vegetation indicators. (1) The value of the indicator named ‘Trends in extent and composition of selected ecosystems in Europe: Ecosystem coverage’ is calculated on the grounds of CORINE Land Cover data collected in 1990 and 2000. Thus, it uses rather broad habitat categories (EUNIS First level: grassland, woodland and forest, mire, bog and fen, etc.) (EEA, however, regards this an appropriate resolution). (2) ‘Trends in extent and composition of selected ecosystems in Europe: Habitats of European interest’ will be calculated based on report on the Habitats Directive, so habitat resolution will be much higher. (3) The indicator called ‘Connectivity/Fragmentation of ecosystems: Fragmentation of natural and semi-natural areas’ is calculated on the grounds of CORINE Land Cover data collected in 1990 and 2000. (4) The indicator ‘Invasive alien species in Europe’ measures the cumulative species number of invasive species per country or Europe. (5) For forests the ‘Deadwood’ quantity is measured. In 2002, some further indicators were recommended for EU Headline indicators, but most of these were rejected because of the insufficient data and/or the lack of reliable methodology. Some of the omitted ones are the Natural Capital Index (NCI, TEN BRINK, 2000), Habitat Index (undisturbed area + 0.25 (partially disturbed area)/total area \* 100 (HANNAH et al. 1994), Biological Quality Index, Relative Wilderness Index. Some further indicators are under development, but also the objectivity of the two mentioned ones could be improved.

Only a few country reports have been published with the application of biodiversity indicators, and one of the most accurate is the English one (DEFRA 2007). This report deals with many indicators that are based on representative datasets, though, concerning several of them, only the process of the development is discussed. (1) Status of UK

Biodiversity Action Plan Priority habitats (key indicator): qualitative assessment (repeated on a five yearly cycle) of whether a habitat is showing evidence of recovery, of remaining stable or of deteriorating. 45 habitats were monitored. Data are not suitable for quantitative evaluation. (2) Plant diversity (based on the phytosociological data of the Countryside Survey, with major habitat categories), (3) Invasive species: this indicator will summarize the abundance of non-native species and quantifies their impact on biodiversity. The indicator is under development. (4) Habitat connectivity: This indicator is also under development, and will measure functional connectivity using modelling to map the habitat network for certain hypothetical species that represent the requirements of a range of actual species. The evaluation of the landscape/vegetation biodiversity indicators of Flanders (Belgium) (DUMORTIER et al. 2006) reveals the actual state, and it does not include time series about the extension of the habitats and the connectivity. For most habitats, principally the Natura 2000 base data are given.

### **Hungarian experiences on biodiversity indicators**

There is no generally accepted biodiversity indicator set for Hungary. However, several surveys have been conducted on environmental condition, with the application of indicators. Among these, the last two ones, independent from each other, will be discussed here. The State of Hungary's environment, published in 2005 (RAKICS 2005), is astonishingly poor concerning landscape ecology and the habitats. The sole indicator, which is in connection with them, is the health condition of the woodlands, but it handles all the deciduous forests in a single category, i.e. it joins beech and oak forests with black locust and poplar plantations. Noteworthy is the fact that referring to vegetation/landscape this evaluative work does not talk about the 'environmental state' but 'landscape and nature conservation', so it uses only response indicators. The Ministry of Environment and Water planned an demanding survey on the environmental condition of Hungary for 2006, but it is not yet published.

In the same time, Hungarian Central Statistical Office and VÁTI published a more detailed, exhaustive report with more and relevant maps (Environmental statistics atlas of Hungary, RAUSZ 2005), yet this work also uses only three landscape/vegetation state indicators: (1) change in the extension of woodlands (unfortunately, it consolidates (semi)natural woodlands and plantations in a common category, though this database would be suitable for the evaluation of the distribution of each tree species, which would reveal both the absolute and the proportional decrease of the area covered by native forests), (2) the health condition of the forests (also combining the categories of (semi-)natural and characterless stands, though woodlands with great and without any natural value could be discussed separately also in this case, and even further approaches would be reflected). (3) The fire hazard category of the regions and the area of forests burnt between 2002 and 2003. Consequently, all these indicators (being based on the data of the State Forest Service) are related to woodlands, and no biodiversity indicator can be found among them. Data on the ecological state and biodiversity of grasslands and wetlands are completely lacking. It is important to indicate that this need could be supplied already in the close future with the application of data obtained from the Hungarian Biodiversity Monitoring System (NBmR, e.g. KOVÁCS-LÁNG and TÖRÖK



1997, TÖRÖK and FODOR 2007) the MÉTA, the Flora mapping (KIRÁLY 2003), the TERMERD (BARTHA et al. 2003) etc. Surprisingly, data on the extension of protected areas cannot be found in the chapter on social response, but in the one dealing with nature conservation (sic!), moreover, the chapter titled 'landscape protection' (sic!) discusses destructions of the landscape caused by mining. As far as we know, the atlas is going to be re-published, when the mentioned gaps could be mostly filled by the inclusion of new data resources.

When preparing the above mentioned works, the authors might have taken the National Base Indicator System (NAIR) into consideration, the development of which, however, ceased – possibly due to the disincentive of the politics. The 1st and 2nd National Development Plans also demand the use of indicators, but e.g. the realisation of the environmental indicators was not consistent, and only country level, very general monitoring is planned (based only on the Habitats Directive report).

Although certain actions were taken to collect some ecologically more relevant data for the national forestry register, but the work has not been accomplished, yet. The naturalness condition of the Hungarian forests was expediently measured in a study by Hungarian botanists and foresters (BARTHA et al. 2003). Based on a representative dataset compiled in the detailed survey of 3000 different forest districts, TERMERD Program has calculated 11 different indices really relevant in the sense of forest ecology (composition and structure of the tree, shrub and grass layer and also of seedlings, dead wood characteristics, the effect of the game and site conditions), all of which is weighed index. As a consolidation of these indices a general principal index was calculated for the whole country. With proper repetition, the methodology and indices of TERMERD are appropriate national indicators.

The habitat mapping program of the NBmR (KOVÁCS-LÁNG and TÖRÖK 1997, KUN and MOLNÁR 1999, TÖRÖK and FODOR 2007), including the vegetation mapping of 125 5×5 km study sites at a scale of 1:25 000 (together with the documentation of the Á-NÉR categories and the estimation of their naturalness), would be a proper basis for the elaboration of several ecologically relevant indicators that represent appropriately our country as a whole. The recommended and tested indicators are: the percentage area of the habitats, the spatial distribution of the Á-NÉR categories, Á-NÉR diversity weighed by naturalness, the distribution of (semi)natural and degraded areas, change in the state of naturalness, change in landscape fragmentation (proportion of edges), the history of the habitat patches, change in the area of invasive species (HORVÁTH 2006, BIRÓ et al. 2006). The phytosociological monitoring program of the NBmR appropriately monitors the changes of species composition, though only in the case of some certain, distinguished Hungarian plant communities. We will be able to obtain regional indicators also from the records and monitoring reports of the Natura 2000 habitats. The monitoring program connected to the Habitats Directive is under development in Hungary. It will also certainly produce some biodiversity indicators.

We can consider the indices, calculated from the results of the program 'Monitoring of Our Common Birds' (MMM) (SZÉP and NAGY 2006) organized by the Monitoring Centre of MME-Birdlife Hungary, as indirect habitat indicators. EU Farmland birds indicator, being the only biodiversity indicator among the twelve items of the EU Structural and Sustainable Development Indicators set, derives from the Pan-European Common Bird Monitoring (PECBM). Nevertheless, MMM avowedly monitors only the

state of the common landscapes (and the index concerns only the agrarian landscape), and thus it only indirectly measures the change in the condition of certain habitats. On the same time, this one is the best biodiversity indicator that reflects the general landscape quality of Hungary.

Landscape ecologists from earth sciences have also developed landscape indicators. CSORBA (2005), and BARCZI (this volume) suggested the following indicators of ecologically relevant landscape pattern and landscape functionality. (1) Pattern: measured by perimeter/area ration, patch shape, patch density, patch size distribution and boundary length based on CLC; (2) Landscape diversity: Shannon diversity of CLC, or MÉTA classes or the categories of the National Ecological Network; (3) Land-cover stability: based on the analysis of historical map series (the geocoded version of several historical military map of the country is already available, but landscape pattern has not been digitalized yet, so this indicator cannot be calculated presently); (4) Landscape coherence: landscape fragmentation and isolation measured by connectance index and patch cohesion index; (5) Landscape health: based on hemeroby and landscape fragmentation (the method for its quantification has not been elaborated, yet). The purpose of these developments is to carry out landscape ecological analyses on geographic bases, although, they declaredly do not aim to prove the ecological relevance.

### **A new, ecologically relevant, GIS database for Hungary**

Up to now, no such ecologically relevant, detailed database was available in Hungary that covers the whole country and which would serve as a ground for the development of different indicators proper for the characterization of all the Hungarian habitats (Á-NÉR) and landscapes. In 2002, we had the possibility to begin the elaboration of such a database. Below, we discuss briefly the most important features of the MÉTA (for details see MOLNÁR 2003, BÖLÖNI et al. 2003, MOLNÁR et al. 2007), then we review the indicators we have developed and the ones being currently under development.

MÉTA program undertook the mapping of the natural vegetation heritage of Hungary (2002–2008). Since we were to use the MÉTA dataset for different scientific, practical and educational purposes, the mapping aimed at the simultaneous documentation of the vegetation and the features of landscape. In order to characterize the landscape as precisely as possible, we documented altogether 17 different features, which reflect the condition of the landscape and the vegetation, as well as the threatening factors. Most of the characteristics cannot be estimated from remotely sensed material, and only an expert can document them during field work, with thorough knowledge on the landscape and the vegetation. The relevant scale of many attributes is some hundred metres, so the mapping process itself had to be spatially detailed.

The mapping was conducted in a hexagonal grid, each hexagon with an extension of 35 ha; mappers spent cca. 7000 days with the field-work. Data are stored in a SQL database, where currently about 94% of the data is compiled.

The most important attribute is the list of the vegetation types of the landscape in case of each hexagon. The system of vegetation types used for the mapping is not as detailed as the traditional phytosociological classification system, but more delicate than that of the land cover mapping. We documented the extension of the vegetation types

within the hexagons and their naturalness, we estimated their regeneration potential, the potential vegetation, the neighbourhood of vegetation patches (whether it is sustaining or destructive), their isolation, the characteristic land-use of the grasslands (grazing or mowing), the extension of old-fields and threats endangering the survival of the vegetation (22 different threats were examined), with special emphasis on invasive species (MOLNÁR et al. 2007).

### **Vegetation-based landscape ecological indicators originating from the MÉTA database**

Each indicator is introduced according to the following features: name and definition, what is the reason for its usage, the methodology of its measurement and/or estimation, its consistency with the international indicators, how can be time series constructed for it. Some of the indicators are currently under development, what is also indicated in description.

1. Habitat area: the total area of a certain habitat (e.g. Á-NÉR, Natura 2000) or a group of habitats (e.g. woodland types, zonal habitats, wetlands) or the proportion of its area to the total extension of the region or the whole country. Being a quite general indicator it is consistent with several CBD and EU habitat indicators. However, when applied for Hungary, it is worth using a much finer classification of the habitats, what is also possible on the grounds of the MÉTA and the NBmR. Time series can be constructed from the NBmR and Natura 2000 monitoring or by repeating the MÉTA mapping in about each 10 years.
2. Area of old-fields: actually, a sub-type of the 1st indicator (for old-field can also be regarded as a habitat type), yet no such international indicator exists. It is a rather precise indicator for measuring the land-use intensity and the extension of the areas with good chance to regenerate, as well as for the prediction of the potential spread of invasive species. Time series can be derived in the future from the data of NBmR and MÉTA.
3. Regional coverage of invasive species/Natural area affected by invasive species: the extension of the area covered by invasive species and/or the (semi-)natural vegetation infected by them. Similar international indicators are currently under development. Time series can be derived in the future from the data of NBmR and MÉTA.
4. Habitat diversity: the number and/or the diversity of habitats in a certain region. It is legitimate only in relation to a baseline. Similar international indicators are currently under development. Time series can be derived in the future from the data of NBmR and MÉTA. Possibly, for the evaluation of the landscape, it would be more important to estimate how many habitats are missing from the habitat list of a certain landscape. (For this purpose, suitable local references are required.)
5. Natural Capital Index: the multiplication of the percentage area of (semi-) natural vegetation and the actual quality of the patches. The latter multiplier is given as a percentage proportion to the natural or the “best” condition of the habitat or sometimes to a baseline. In Hungary, the use of the Németh-Seregélyes naturalness classification system is more expedient for the estimation of habitat quality, than the change in population size of certain species. This enabled us to define a baseline

(namely the best possible ('ideal') natural condition of the habitats); what is not always possible if we use data on the abundance of the species (TEN BRINK 2000). Further advantage of the method is its applicability to man-made, semi-natural habitats: the baseline in this case is not the best 'ideal' natural state, but e.g. the state of the hay meadow having covered the area prior to the establishment of the intensive agriculture. This indicator is very suitable for predictive modelling. Though the author (TEN BRINK 2000) recommends the replacement of indicators on natural condition with pressure indicators, we reject this, even in the short run. In our opinion, this indicator has bright prospects, because it is simple, relatively easy to standardize, measure and to communicate to the society. For Hungary, time series can be constructed on the basis of the data of NBmR and MÉTA.

6. Area of high value natural areas: a sub-type of the previous indicator, when we give only the percentage area of habitats with naturalness over a determined value (e.g. 'the bests' i.e. vegetation patches with the naturalness value '5'). Similar international indicators exist. Time series can be derived in the future from the data of NBmR and MÉTA.
7. Proportion of naturalness classes: the distribution of the naturalness values of the habitats in the landscape. No similar international indicator exists. Time series can be derived in the future from the data of NBmR and MÉTA.
8. Structural habitat connectivity/fragmentation: gives the spatial fragmentation and structural connectivity of the habitats and the habitat groups. It can be calculated for example with the application of the proximity index of landscape ecology (GUSTAFSON and PARKER 1992), but other international calculation method might also be acceptable. Expedient modelling could be accomplished with the use of hypothetical species. Time series can be derived in the future from the data of NBmR and MÉTA.

### Future prospects

The MÉTA database offers a series of further relevant potential indicators. Some of them are as follows. 'Difference of potential and actual vegetation', that shows how far the actual vegetation of the landscape (the list and pattern of its vegetation types, its extension and natural condition) differs from the natural vegetation. 'Regeneration potential of habitats' demonstrates the regeneration possibilities afforded by the actual condition of habitats and by the surrounding landscape. Though this is an ecological function of great importance, its quantification is rather difficult, so the elaboration of this indicator requires further basic research. 'Ecosystem stability' is another essential component of ecosystem functions and services. The development of this indicator also needs further basic research. 'Pressures to natural habitats' is a pressure indicator that consolidates the different threatening factors endangering the natural habitats (a certain kind of hemeroby value). It is important to note, that this indicator have to aggregate not the potential but the realized effects! 'Areal proportion of protected natural habitat' is also a response indicator that shows the proportion of the actually protected area to the total extension of the (semi-)natural habitats that should be protected. It is more precise than the 'protected area' indicator, because it does not calculate with the total extension

but with the area of the (semi-)natural habitats. (Actually, the difference between the values of the protected and non-protected areas can be calculated in the case of all the above-mentioned indicators.)

In the future, the improvement of the MÉTA database and the accomplishment of its possible analyses will give us the opportunity to test and evaluate the applicability and reliability of the indicators. Subsequently, we can start their use in the qualification of environmental conditions, as well as their introduction to the society.

#### Acknowledgements

Most of the ideas and conceptions arose during the discussions with SÁNDOR BARTHA, GÁBOR FEKETE, KATALIN TÖRÖK, ZOLTÁN BOTTA-DUKÁT, JÁNOS BÖLÖNI, ESZTER ILLYÉS, LÍVIA FODOR, BÁLINT CZÚCZ, GYÖRGY KRÖEL-DULAY and ANDRÁS HORVÁTH. Translation by Zsolt Erős-Honti. The study was supported by Jedlik 3B-018-04 grant.

#### References

- BARTHA D., BÖLÖNI J., ÓDOR P., STANDOVÁR T., SZMORAD F., TÍMÁR G. 2003: A magyarországi erdők természetességének vizsgálata. (Mapping on the naturalness of Hungarian forests.) *Erdészeti Lapok* 138: 73–75.
- BIRÓ M., PAPP O., HORVÁTH F., BAGI I., CZÚCZ B., MOLNÁR Zs. 2006: Élőhely-változások az idő folyamán. (Habitat changes through time.) In: TÖRÖK K., FODOR L. (eds.): *A Nemzeti Biodiverzitás Monitorozás Eredményei I. Élőhelyek, mohák és gombák.* (Results of the Hungarian Biodiversity Monitoring System I.) KvVM TVH, Budapest, pp. 51–66.
- BORHIDI A. 1995: Social behaviour types, their naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants of the Hungarian Flora. *Acta Bot.* 39: 97–182.
- BOSCH, P., SÖDERBÄCK, E. 1997: European environmental state indicators. Project report, European Environment Agency, Copenhagen and Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.
- BÖLÖNI J., KUN A., MOLNÁR Zs. 2003: Élőhely-ismereti Útmutató. (Habitat Guide.) Manuscript, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- BULLA M., GUZLI P. 2006: A fenntartható fejlődés indikátorai. (Indicators of sustainability.) In: BULLA M., TAMÁS P.: *Fenntartható fejlődés Magyarországon (Jövőképek és forgatókönyvek).* Stratégiai kutatások Magyarországon, Új Mandátum Kiadó, Budapest, pp. 235–256.
- BÜTTNER Gy., FERANEC J., JAFFRAIN G. (eds.) 2002: Corine land-cover update 2000: Technical guidelines. Technical report No 89., EEA (European Environment Agency), Copenhagen.
- CSORBA P. 2005: Indikátorok az ökológiai tájszerkezet és tájműködés jellemzésére (Indices to evaluate the ecological landscape structure and landscape functioning.), Manuscript, Debrecen University, pp. 14.
- DEFRA 2007: Biodiversity indicators in your pocket. Defra Publications, London.
- DUMORTIER M., DE BRUYN L., HENS M., PEYMEN J., SCHNEIDERS A., VAN DAELE T., VAN REETH W., WEYENBERGH G., KUIJKEN E. 2006: Biodiversity Indicators 2006. State of Nature in Flanders (Belgium). Research Institute for Nature and Forest.
- EEA (European Environment Agency) 1999: Environmental indicators: Typology and overview. Technical report No 25.
- EEA (European Environment Agency) 2000: Are we moving in the right direction? Indicators on transport and environment integration in the EU. Copenhagen.
- EEA (European Environment Agency) 2001a: Consolidated summary of proposed core indicators for water following meeting in Vienna. Unpublished report, Copenhagen.
- EEA (European Environment Agency) 2001b: Environmental signals 2002 – draft list of contents. Unpublished working paper, Copenhagen.
- EEA (European Environment Agency) 2001c: Environmental signals 2001. Environmental assessment report No 8, European Environment Agency, Copenhagen.
- EEA (European Environment Agency) 2002: An inventory of biodiversity indicators in Europe. Technical report No. 92., Copenhagen.

- EEA (European Environment Agency) 2004a: EU headline biodiversity indicators. Malahide.
- EEA (European Environment Agency) 2004b: The state of biological diversity in the European Union. Malahide.
- EEA (European Environment Agency) 2006: EEA Core Set of Indicators, Latest indicator assessments grouped by topic. (themes.eea.europa.eu/IMS/CSI).
- EEA (European Environment Agency) 2007: Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe. Technical report No. 11., Copenhagen.
- ESTREGUIL, C., VOGT, P., CERRUTI, M., MAGGI M. 2004: JRC Contribution to Reporting Needs of EC Nature and Forest Policies, In proceedings of IUFRO Conference on „Monitoring and Indicators of Forest Biodiversity in Europe – From Ideas to Operationality” - EFI Proceedings 51: 91–104.
- EUROPEAN COMMISSION 2000: Indicators for the integration of environmental concerns into the common agricultural policy. COM(2000)20 final, Brussels.
- EUROPEAN COMMISSION 2001: Communication from the Commission to the Council and the European Parliament – Statistical information needed for indicators to monitor the integration of environmental concerns into the common agricultural policy. COM(2001)144 final, Brussels.
- EUROSTAT 2001: Towards environmental pressure indicators for the EU (TEPI), Eurostat project web site (<http://www.e-m-a-i-l.nu/tepi/>).
- FAMMLER, H.; VEIDEMANE, K.; PLATNIECE, A., SIMANOVSKA, J. (eds.) 1998: Baltic state of the environment report. Baltic Environmental Forum, Riga, Gandrs Publishers.
- GUSTAFSON, E. J.; PARKER, G. R. 1992: Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. *Landscape Ecology* 7: 101–110.
- HAHN, K. & CHRISTENSEN, M. 2004: Dead Wood in European Forest Reserves – A Reference for Forest Management. In proceedings of IUFRO Conference on „Monitoring and Indicators of Forest Biodiversity in Europe – From Ideas to Operationality” – EFI Proceedings 51: 181–192.
- HANNAH, L., LOHSE, D., HUTCHINSON, C., CARR, J. L., LANKERANI, A. 1994: A preliminary inventory of human disturbance of world ecosystems. *Ambio* 23: 246–250.
- HORVÁTH F. (ed.) 2006: Élőhely-térképezés: élőhelyek mintázata és változása a tájban. In Török & Fodor (eds.): A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer eredményei I. Élőhelyek, mohák és gombák. (Results of the National Biodiversity Monitoring Program I. Habitats, mosses and fungi.) Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Természetvédelmi Hivatal, Budapest. p. 17–98.
- KIRÁLY G. 2003: A magyarországi flóratérképezés módszertani alapjai. Útmutató és magyarázat a hálótérképezési adatlapok használatához. (Methodology of the Hungarian flora mapping. Guide to the data sheets.) *Flora Pannonica* 1: 3–20.
- KOVÁCS-LÁNG E., TÖRÖK K. (ed.) 1997: Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer III. Növénytársulások, társuláskomplexek és élőhelymozaikok. (National Biodiversity Monitoring Program III. Plant communities, habitat complexes and habitat mosaics.) Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 148 pp.
- KOVÁCS-LÁNG, E., FEKETE, G., HORVÁTH, F., MOLNÁR, Zs., TÖRÖK, K., TARDY, J., DEMETER, A. 2000: The development and implementation of a national biodiversity monitoring programme in Hungary. In: BISCHOFF, C., R. DRÖSCHMEISTER (eds.): European Monitoring for Nature Conservation. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Heft 62, Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- KUN A., MOLNÁR Zs. (szerk.) 1999: Élőhely-térképezés. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer kézikönyvsorozat kötetei XI. (Habitat mapping.) Budapest, pp. 158.
- MCPFE (Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe) 2001: MCPFE AG draft recommendations for the improvement of the pan-European indicators for sustainable forest management for criteria 2, 4 and 5. Discussion document of the MCPFE Advisory Group for the Improvement of the Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management.
- MOLNÁR Zs. (ed.) 2003: MÉTA módszertani és adatlapkitöltési útmutató. (Guide on the methods of MÉTA and on the completion of the MÉTA datasheets.) Manuscript, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- MOLNÁR, Zs., BARTHA, S., SEREGÉLYES, T., ILLYÉS, E., BOTTA-DUKÁT, Z., TÍMÁR, G., HORVÁTH, F., RÉVÉSZ, A., KUN, A., BÖLÖNI, J., BIRÓ, M., BODONCZI, L., DEÁK JÓZSEF, Á., FOGARASI, P., HORVÁTH, A., ISÉPY, I., KARAS, L., KECSKÉS, F., MOLNÁR, Cs., ORTMANN-NÉ AJKAI, A., RÉV, Sz. 2007: A Grid Based, Satellite-Image Supported, Multi-Attributed Vegetation Mapping Method (MÉTA). *Folia Geobotanica* 42: 225–247.
- NEAVE, P., NEAVE, E., WEINS, T., RICHE, T. 2000: Availability of wildlife habitat on farmland. In: MCRAE, T., SMITH, C. A. S., GREGORICH, L. J. (eds.): Environmental sustainability of Canadian agriculture: Report of the agri-environmental indicator project, Agriculture and Agri-Food Canada, Ottawa.

- OECD (Organisation for Economic Cooperation and Development) 2001: Environmental indicators for agriculture – Volume 3: Methods and results. Paris.
- PRESCOTT-ALLEN, R., MOISEEV, A., MACPHERSON, N. 2000: An approach to assessing biological diversity with particular reference to the Convention on Biological Diversity (CBD). Draft test guide, International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources, Gland, Switzerland.
- RAKICS R. (ed.) 2005: Hazánk környezeti állapota. (State of Hungary's environment.) Report, Ministry for the Environment, Budapest, pp. 152.
- RAUSZ A. (ed.) 2005: Magyarország környezetstatisztikai atlasza. (Environmental statistics atlas of Hungary.) KSH-VÁTI, Budapest, pp. 79.
- REID, W. V., MCNEELY, J. A., TUNSTALL, D. B., BRYANT, D. A., WINOGRAD, M. 1993: Biodiversity indicators for policy-makers. World Resources Institute, Washington.
- SIMON, T. 1988: Nature conservation values of the Hungarian vascular flora. *Abstracta Botanica* 12: 1-23.
- SZÉP T., NAGY K. 2006: Magyarország természeti állapota az EU csatlakozáskor az MME Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) 1999-2005 adatai alapján. (State of natural values in Hungary at the joining to the EU on the base of common bird monitoring (MMM) program of the MME for the 1999-2005 period.) *Természetvédelmi Közlemények* 12: 5–16.
- TEN BRINK, B. 2000: Biodiversity indicators for the OECD environmental outlook and strategy: A feasibility study. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands.
- TÖRÖK K., FODOR L. (eds.) 2006: A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer eredményei I. Élőhelyek, mohák és gombák. (Results of the National Biodiversity Monitoring Program I. Habitats, mosses and fungi.) Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Természetvédelmi Hivatal, Budapest. pp. 197.
- UNEP (United Nations Environment Programme) 1992: Convention on Biological Diversity. ([biodiv.org/doc/legal/cbd-en.pdf](http://biodiv.org/doc/legal/cbd-en.pdf)).
- UNEP (United Nations Environment Programme) 1997: Recommendations for a core set of indicators of biological diversity. UNEP/CBD/SBSTTA/3/9, Subsidiary body on scientific, technical and technological advice.
- UNEP (United Nations Environment Programme) 1999: Development of indicators of biological diversity. UNEP/CBD/SBSTTA/5/12, Subsidiary body on scientific, technical and technological advice.
- UNEP (United Nations Environment Programme) 2001: Indicators and environmental impact assessment: Designing national-level monitoring and indicator programmes. UNEP/CBD/SBSTTA/7/12, Subsidiary body on scientific, technical and technological advice.
- UNEP (United Nations Environment Programme) 2005: Indicators for assessing progress towards, and communicating, the 2010 target at the global level. UNEP/CBD/SBSTTA/10/9, Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice.
- WASCHER, D. M. (ed.) 2000: Agri-environmental indicators for sustainable agriculture in Europe. European Centre for Nature Conservation, Tilburg, The Netherlands.
- WCMC (World Conservation Monitoring Centre) 1996: Biodiversity indicators for integrated environmental assessments at the regional and global level: Feasibility study on data availability of six biodiversity indicators. Project report prepared for RIVM, World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, U.K.

TERMÉSZETES NÖVÉNYZETRE ALAPULÓ TÁJI MUTATÓSZÁMOK I.: ÁTTEKINTÉS A HASZNÁLT MUTATÓSZÁMOKRÓL ÉS A MÉTA ALAP-MUTATÓSZÁMAI

MOLNÁR ZSOLT, HORVÁTH FERENC

MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet  
2163 Vácrátót, e-mail: molnar@botanika.hu, horvfe@botanika.hu

**Kulcsszavak:** tájökológia, biodiverzitás mutatószám, élőhelykiterjedés és -minőség, özönfajok, tájmintázat, Magyarország Élőhelyeinek Térképi Adatbázisa (MÉTA), térinformatika, természeti tőke értéke

**Összefoglalás:** A cikkben a biodiverzitás mutatószámok közül a tájjal, növényzettel kapcsolatos mutatószámokról készítettünk kritikai áttekintést, valamint megadtuk a hazánk egyetlen, ökológiai szempontból kellően releváns, teljes országot fedő GIS adatbázisából származtatható mutatószámokat. A globális és európai léptékekben használt mutatószámok mennyiségi (területi), mintázati, minőségi és összetett mutatószámok. Ezek jelentős része ökológiailag nem kellően releváns, aminek a fő oka a megfelelő adatforrások és monitorozó programok hiánya. A mutatószámok egy része már használatban van, de a fejlesztések tovább folynak. A 2002 és 2008 között készített, Magyarországi Élőhelyek Térképi Adatbázisa (MÉTA) alapján Magyarországon a következő táji, vegetációs mutatószámok használatát javasoljuk: élőhelyek kiterjedése, parlagok kiterjedése, özönfajok kiterjedése, élőhely-diverzitás, természeti tőke értéke, magas természeti értékű területek kiterjedése, természetességi osztályok aránya, élőhelyek strukturális összekötöttsége. A mutatószámok egy része a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer keretében is jól alkalmazható. Az elkövetkezőkben további mutatószámok fejlesztésére, tesztelésére, értelmezésére és használatuk bevezetésére van szükség.



## SUGGESTED LANDSCAPE AND AGRI-ENVIRONMENTAL CONDITION ASSESSMENT

*Landscape Group:* BARCZI ATTILA<sup>1</sup> – CSORBA PÉTER – LÓCZY DÉNES – MEZŐSI GÁBOR –  
KONKOLYNÉ GYURÓ ÉVA – BARDÓCZYNÉ SZÉKELY EMŐKE – CSIMA PÉTER –  
KOLLÁNYI LÁSZLÓ – GERGELY ERZSÉBET – FARKAS SZILVIA

*Agri-environmental Group:* BARCZI ATTILA – ÁNGYÁN JÓZSEF – PODMANICZKY LÁSZLÓ –  
PIRKÓ BÉLA – JOÓ KATALIN – CENTERI CSABA – GRÓNÁS VIKTOR – VONA MÁRTON –  
PETÓ ÁKOS

<sup>1</sup>Szent István University, Department of Nature Conservation and Landscape Ecology  
H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., Hungary, e-mail: barczy.attila@mkk.szie.hu

**Key words:** landscape ecology, indicators, agri-environmental program

In its first study, the working group of land evaluation and land use (agriculture) has outlined the scientific area, described its connections to other sciences and examined the international data providing needs. In its second study we collected the available digital maps and datasets for the regardless of their scale to help data communication in a common information collecting work platform. We evaluated the general availability, the stage of digitalization, difficulty in availability and their information content. For further evaluation we took into account the legal and decision support background and the possibilities of regulations and publicity. Furthermore we described the legal background of the land protection and agricultural (land use), the survey of the Hungarian and EU data providing tasks, the survey of the operation of land protection and agri-environmental programs and institutions. We analysed methodologies on the fields of agricultural suitability-environmental sensitivity, suitability of agricultural production, agro-ecological value and environmental sensitivity. In our third study we connected models and databases and created a possible parameter set (indicators). Our suggested indicators were introduced in oral presentations on Science's Day, at the Hungarian Academy of Sciences, in 2006. These were as follows: landscape indicators: a) 1. landscape pattern, 2. landscape fragmentation, 3. land use stability, 4. connectivity, 5. state of health of the landscape; b) agri-environmental indicators: 1. areas brought into the programs and their distribution by target programs, 2. rate of large and small scale farming (and the rate of extensive and intensive agriculture), 3. nitrogen output (organic+inorganic), 4. erosion. The chosen indicators were described as follows: name of the indicator, explanation for choosing the indicator, definition of the indicator, possibility of measuring/estimating the indicator (with available maps and datasets), planned monitoring activity with the indicator.

### Introduction

In its first report the Working Group delimited the scopes of land evaluation and agricultural land use assessment and outlined the tasks in research related to those fields of study. It also revealed their relations to other disciplines and investigated the achievements and perspectives of data collection and processing in Hungary as well as the international requirements of data provision. Professional, legal, institutional and financial backgrounds to research were also studied.

For the second report all available digital maps and data bases – irrespective of scale – had been collected with the purpose to allow the design of a joint information input window. The information sources collected included maps of land use, of landscape factors (topography, drainage, biota, climate, soils etc.), of landscape protection/nature conservation as well as of protection of agricultural environment and of agroecological zonation. They were assessed according to availability, coverage, degree of processing,

ease of access and information content. In addition, the background of legal regulation and decision support system was considered. An overview was provided on the legal regulation of landscape protection and agricultural land utilization, data supply requirements in Hungary and in the European Union and the efficiency of programmes in landscape protection/protection of the agricultural environment and of their institutional system were evaluated. A special emphasis was put on comparisons between land evaluation approaches and their harmonization, on the evaluation of present land use against land potential and on the identification of land use conflicts. Methodological summaries were prepared for agricultural land capability, environmental sensitivity, agricultural land suitability and agroecological value. As major aspects of assessment, theoretical elaboration and practical applicability were investigated.

In the third report of the Working Group models and data bases were related to each other and prospective sets of parameters (indicators) were presented. The description of each indicator followed a common scheme, including

- name of indicator;
- justification for the inclusion of the indicator;
- definition of the indicator;
- opportunities for measuring or estimating indicator values (with the list of useful maps and data bases);
- monitoring of changes in indicator values.

The selection of indicators had been preceded by conferences with the participation of experts and the wider public, including thematic workshops. Improvements and corrections were made based on the experience of discussions. Finally, test areas were found and the results attained were evaluated. The proposed indicators are detailed here based on the paper presented on Science Day at the Hungarian Academy of Sciences in 2006.

### **Landscape metrics**

A new development in landscape ecology, the concept of landscape metrics is founded on the recognition that the spatial structure of the landscape is in close interaction with ecological processes taking place within it (TURNER 1989, TURNER and GARDNER 1991) and the study of structure, therefore, allows conclusions for the nature of landscape functioning. A wealth of information can be gathered on landscape functioning from the analysis of the landscape mosaic, i.e. what kind of land cover and habitat units, also distinct visually, build up the landscape. Spatial heterogeneity is partly manifested in the mosaic distribution of patches, forming distinct sets. A landscape is composed of patches, corridors and matrix. This concept has led to the construction of the patch-corridor-matrix model (FORMAN and GODRON 1986) and the list of indices which numerically describe landscape pattern (FORMAN 1995). The patches are shaped by the heterogeneity of the substrate, natural disturbances and human impact.

According to the widely accepted and popular patch-corridor-matrix model the composition of the landscape is measurable since three-dimensional landscape objects show typical two-dimensional arrangement on the map. Among the elements of the landscape the most extensive is the matrix, which is usually easily identifiable. Patches

are relatively distinct areas with mostly homogeneous environmental conditions and delimited by changes in land cover, which truly reflects general alteration. Patches are of dynamic character and can be mapped at all scales. They are arranged in a clear hierarchy (MILNE 1988). In the model, the second type of landscape element is the corridor, a linear object easy to define: it is usually a narrow strip in the landscape, different from the bordering matrix on both sides. Occasionally corridors are isolated but more often connected to patches.

The assessment of landscape pattern – including that from a statistical approach – is highly dependent on scale. Landscape pattern is usually assessed at the following levels:

- patch geometry;
- patch typology and
- landscape pattern at micro, meso and macro regional levels.

The indices of landscape geometry are mostly additive and computed by simple equations. Some of them are comprehensive measures, while others cannot be interpreted for spatial distribution but are still useful in landscape ecology, e.g. such simple parameters as the relative number or the percentage distribution of patch types.

## **Landscape indicators**

### **Landscape pattern**

Landscape pattern in its narrower sense is defined as the geometry and/or spatial arrangement of landscape patches, resulting from both natural and man-induced processes.

With regard to the objectives of the project, it is advisable to apply the following indices, also compatible with the patch analyser of the Fragstats and ArcGIS softwares:

- perimeter/area ratio;
- patch shape (important for landscape functioning);
- number and relative size of patches (since the same patch density may mask highly different landscape patterns, e.g. agricultural plots of regular shape and patches of zigzag border lines with the same patch density value).

The morphological description of ecotones may also be informative for a landscape pattern analysis.

The assessment of possible interactions within patches is a more complicated task, which may involve a set of 8 to 10 indicators, the most simple being the size distribution and the density of patches and more complex are those representing the internal structure of patches, their isolation and neighborhood conditions as well as contrasts between them.

For the computation of the above landscape pattern indices maps of nation-wide coverage and national data bases are available (land cover maps of various scale at the Hungarian Institute for Surveying and Photogrammetry, such as CORINE CLC100 and CLC50). They are suitable for an overview survey at 1:100,000 or 1:50,000 scale. The outcome of planned work will present a momentary picture of landscape pattern and does not mean continuous monitoring of change. Temporal changes could be grasped by another indicator, the continuity of land cover.

### **Landscape diversity**

In addition to the range of the character of landscape elements, the definition of landscape diversity emphasizes the positions of patches of similar function relative to each other. It provides important information on the condition of the landscape. The indices of patch geometry alone are not sufficiently sensitive to describe the ecological functioning of the landscape. To this purpose the spatial arrangement of patches of similar ecological function has to be analysed. Biodiversity is a fundamental principle in landscape management but it is closely related to fragmentation and to the potential connectedness of landscape elements.

The first step towards measuring the degree of diversity is an ecological classification of patches. In the next step the spatial arrangement of patch types is mapped. Since patch size is usually of several square kilometers, a detailed survey of 1:10,000 or 1:25,000 scale seems to be desirable. The implementation of mapping of this kind does not appear feasible for the whole territory of Hungary.

Instead another indicator, Shannon's diversity index at landscape level is proposed. This index provides information of sufficient detail to achieve the objectives of the project.

For the typology of patches the data bases of the National Ecological Network and of the NATURA 2000 areas can be used. Further refinement can be achieved through the application of the MÉTA (Map Representation of Habitats in Hungary) and CORINE data bases.

### **Land cover continuity**

If information is available for several dates, this indicator is suitable to monitor landscape change induced by human use. It is relevant for decision-makers what impact decisions affecting agriculture exert on regional resource management. In its simplest interpretation this functional indicator shows the percentage of areas with no land cover change based on the comparison of land cover distribution for the same territory at two or more dates. For instance, selecting agricultural land of 200 ha area for the application of the indicator and 20 ha of the area is built up, the index of land cover continuity will have a value of 0.9 (180/200). Its maximum value is 1 and land cover change affecting the whole area of study is not interpretable neither for content nor mathematically.

The primary data source for the indicator is CORINE Land Cover LCL100 and LCL50. The measurement involves comparisons of land cover conditions (percentage areas) by CORINE Land Cover categories between two (or more) dates of time.

The indicator serves monitoring in time and calls attention to certain landscape processes, including increasing fragmentation by roads and other elements of infrastructure. Agricultural land lost during urbanization can be recorded. Positive tendencies, such as the expansion of pastures, can also be surveyed.

### **Landscape coherence**

Landscape coherence is one of the most complex indices of landscape pattern and an essential tool for land management. It expresses landscape fragmentation and patch

isolation on the one hand and landscape connectivity on the other. Landscape fragmentation is defined as the disruption of ecological connection, natural movements, dispersal patterns, gene flows etc. between natural habitats – especially by human activities. As it increases interpatch distances and decreases patch sizes, it is basically regarded as a negative phenomenon. Isolation refers to the lack of contacts for a single landscape element (and the inhabiting populations) with its neighbors. On the other hand, landscape connectivity, the opposite of fragmentation, means the degree to which the structure of the landscape facilitates or impedes natural movements. A landscape is well connected if organisms, plant and animal populations can readily move and natural processes can extend among habitat patches over the long term (MERRIAM 1984, TAYLOR et al. 1993). Land use change towards a more intensive type is generally unfavorable for the health of semi natural habitats and decreases their connectivity.

The remedying processes in a semi natural landscape can counteract fragmentation effects over longer periods of time but drastic impacts on anthropogenic landscapes, like the consequences of large-scale cultivation in the agricultural landscape, cause serious isolation and the general landscape pattern deteriorates. The fragmented populations are more susceptible to extinction. With the decimation of key (or flagship) species the whole ecosystem could impoverish and biodiversity could be reduced.

As for a range of landscape properties, there is no generally accepted and comprehensive indicator of all aspects of landscape coherence in literature, although a landscape cohesion index has been proposed in the EU SENSOR Project. Since the composition and arrangement of patches and of matrix are of decisive importance, connectivity and fragmentation are closely related to overall landscape pattern. However, biologists emphasize that connectivity should be described by actual organism movements between patches or inferred from emigration success, dispersal success, search time or cell immigration from animal movement simulation studies (GOODWIN and FAHRIG 2002).

Most landscape ecologists suggest that the maximum number of connections has to be determined. The connectance index is calculated as the percentage of the maximum possible functional joining between patches of the same type. Connectance can be based on either Euclidean distance or functional distance (proximity). Patch cohesion index measures the physical connectedness of the corresponding patch type. If patch types are more aggregated in their spatial distribution, they are more physically connected and, thus, show higher patch cohesion values (GUSTAFSON 1998).

In the present project the application of the gamma index seems to be most instrumental (FORMAN and GODRON 1986). This simple index computes the percentage of actual links between habitat patches ( $L$ ) compared to the number of all possible links ( $L_{\max}$ ):

$$\gamma = L/L_{\max} \times 100.$$

The number of links can be calculated from the number of nodes ( $V$ ), if  $V > 2$ :

$$L_{\max} = 3(V-2).$$

Thus,

$$\gamma = L/3(V-2).$$

With the advent of Geographical Information Systems a new opportunity opened for the automatic estimation of landscape fragmentation and connectivity (BLASCHKE 2000). The most widespread computer model applied to this purpose is Fragstats (MCGARIGAL and HOLMES 2002). The new achievements of „network science” (BARABÁSI 2002) can also be used in the estimation of the evolution of connectivity in a landscape. Even here, a useful data base for the identification of patches could be CORINE Land Cover.

### **Landscape „health” (Ecological functionality)**

In land evaluation it is rather difficult to estimate the ecological quality of landscapes, i.e. to what extent they are able to fulfill their multiple functions. The „health” of the landscape is meant to describe the efficiency of landscape functioning. It is to be investigated whether a landscape under pressure of various intensities is able to meet social requirements; what degree of self-regenerating capacity it manifests; how sensitive it is to pressures from outside and what the acceptable limits of external impact are. Such considerations emerge before any decision on land use selection, landscape planning or rehabilitation measure. Well-founded answers could be useful underpinned with parameters showing how far the state of the landscape is removed from one-time natural conditions.

In contrast to the above properties of the landscape, objective and easily measurable indicators are hard to find for this purpose. The index of landscape „health”, however, should also be based on landscape pattern indices supplemented with further indicators. No reliable data are available on the population dynamics of living communities in the landscape, the vitality of individual ecosystems and its interactions with landscape parameters. The cooperation between ecology and landscape geography have not yet reached the level where the area necessary for the optimal functioning of an ecosystem could be estimated or, in lack of a contiguous area, what patch-corridor pattern could provide the carrying capacity for a beech forest or a sand grassland.

For a temporary approach a group of indicators is suggested. The first member of the group is the degree of human impact, expressed as hemeroby grade, a long-proposed but seldom used indicator (BLUME and SUKOPP 1976). The rate of man-induced modifications in the landscape are referred to seven relative categories with the growing intensity of human impact: ahemeroby, oligohemeroby, mesohemeroby,  $\beta$ -euhemeroby,  $\alpha$ -euhemeroby, polyhemeroby and metahemeroby. This rate of differentiation is neither too coarse nor too detailed and, relying on some key partial properties, the assessment can be carried out in a relatively simple manner. Ahemeroby means the natural environment, in principle intact, and the grade of metahemeroby built-up urban and industrial environments. In Europe ahemeroby is restricted to some tundra environments at most, thus, in Hungary the range narrows down to 6 categories.

Hemeroby grades are identified from land cover classes. Since in recent decades for the assessment of land cover CORINE classes have been used, they are related to hemeroby grades (CSORBA 2005).

A complex parameter can be generated from the hemeroby pattern for micro and mesoregions by weighting areas with the corresponding hemeroby grades. The more intensive human impact is, the higher is the weight by which the percentage of each hemeroby category receives. Metahemeroby is provided with the highest weight.

The „health” of the landscape, however, only partially depends on the type of land use. Landscape pattern has to be involved into an ecologically more precise assessment. In our opinion, comprehensive fragmentation by transport infrastructure and built-up areas is a useful auxiliary indicator, the second member in the group. Fragmentation has been computed for all the 229 micro regions of Hungary (CSORBA 2005).

As further indicators information on the health conditions of forests and on infection by invasive plants (*Amorpha fruticosa*, *Asclepias syriaca*, *Ambrosia artemisiifolia*, *Solidago gigantea*, *Echynocis lobata* etc.) would be needed. This could constitute the third indicator in the group.

The elaboration of the minimum three but altogether eight (or more) indicators is a methodological task for the future.

### **Agri-environmental program based landscape indicators**

#### **The areal extent and ratio of agricultural land enrolled in agri-environmental programmes in light of different priorities**

The agri-environmental programmes appeared in the European Union’s agricultural policy at the end of the 1980’s. The aims of these programmes were to support the emergence of environmental aspects in common agricultural practice and to sustain the countryside.

The realization of these programmes became obligatory for the member states in 1992, with the launch of the Common Agricultural Policy (CAP). Within the frames of these programmes, farmers assumed the obligation – at least for a period of five years – to adopt farming methods, which are beyond the so called ‘good agricultural practice’. The farmers are compensated for their additional costs and the loss of incomes, which are an effect of the compliance of the relevant measures.

The priorities principally support environmental-friendly farming (extensive grassland management, integrated and organic farming), conservation of natural values, sustenance of the character and historical features of agricultural landscape, and high-quality production of agricultural goods.

Although the index of areal extent of agricultural land enrolled in agri-environmental programmes does not provide direct information on the environmental efficiency of the relevant measures, however it is one of the most important indicators in terms of demonstrating national and regional influence of agricultural policy making.

Especially in cases of low productivity territories, the danger of environmental degradation may increase, as common, usual agricultural practice is not in consonance with the environmental features of these farmlands. One of the main objectives of the programme is to provide financial support for and involve farmers managing lower productivity lands. These measures may assist to the spread of environmentally-sound farming methods on a wider scale.

The participation in the priorities is on voluntary basis. Though it must be considered, when analysing the territory index that zonal priorities are not optional everywhere and the participation in the horizontal priorities can only be chosen if territory-specified criteria are fulfilled. A good example for the latter is the small scale farming on homesteads, where small parcel cropping is subsidised. Such territories occur sparsely in the country and their extension is rather small. Because of the above mentioned reasons, the success of the one or another specialised priority and the extension of the land, can not be adjudged in comparison with priorities, such as integrated crop management.

If we would define the indicator, than it is the extent and ratio of the territories that are signed up to the agri-environmental priorities of the National Rural Development Plan. This indicator suits and matches the essential requirements of the broadly-used indicator list of EU classification („Area of agricultural land enrolled in agri-environment programmes under Regulation 1257/1999, classified by type of agri-environmental measures”).

Data to define indicators can be obtained from the following sources:

- Areal data from the contracts of the MVH-IIER files
- Management register (Ministry of Agriculture and Rural Development – Department for Agri-environmental Issues)
- Agri-environmental Information System (AIS): with the configuration, actuation and maintenance of this information system, factual areal statement can be achieved (requires plot-defined GIS registration)

Beside a better information flow between the Ministry of Agriculture and Rural Development and the Agricultural and Rural Development Agency, the public utilisation of data should be ensured on settlement level. Following statistical record demonstrates a possibility of the utilization of the indicator.

*Table 1.* Distribution of the agri-environmental subprogrammes of the National Rural Development Plan on the basis of signed contracts, number of plots and engrossed territories  
*Table 1.* A Nemzeti Vidékfejlesztési Terv agrár-környezeti alprogramjainak területi kiterjedése az aláírt szerződések, a táblák és területek alapján

<i>Subprogramme</i>	<i>number of contracts</i>	<i>number of plots</i>	<i>area (ha)</i>
Standard arable farming	9454	65019	547615
Maintenance of extensive fisheries	135	768	19429
Management of grassland habitats	3450	12673	156664
Establishment of grass balks	3	9	8
Grassland management with regulations on habitat development	53	235	933
Grassland management with regulations on habitat development of corncrake ( <i>Crex crex</i> )	220	561	4853
Grassland management with regulations on habitat development of great bustard ( <i>Otis tarda</i> )	410	1329	43132
Grassland establishment on Environmentally Sensitive Areas	32	89	1077



Contd. Table 1.  
1. táblázat folytatása

<i>Subprogramme</i>	<i>number of contracts</i>	<i>number of plots</i>	<i>area (ha)</i>
Integrated crop management	2732	19272	188611
Integrated plantation	5050	15632	35855
Alfalfa cultivation with regulations on habitat development of great bustard ( <i>Otis tarda</i> )	151	314	3052
Plant cultivation for „bee pasture”	21	35	81
Reed management	157	637	10261
Ecological grassland management	216	1181	25266
Ecological crop cultivation – under conversion 1.	2	3	5
Ecological crop cultivation – under conversion 2.	37	236	2449
Ecological crop cultivation – under conversion 3.	9	84	433
Ecological crop cultivation – converted plot	273	1682	16428
Ecological plantation – under conversion 2.	6	21	45
Ecological plantation – converted	75	153	520
Arable crop management with regulations on habitat development	29	183	1209
Arable crop management with regulations on bird habitat development	527	2992	16241
Arable crop management with regulations on habitat development of great bustard ( <i>Otis tarda</i> )	298	2381	23523
Homestead farming	363	2321	2587
<b>Total</b>	<b>23703</b>	<b>127810</b>	<b>1100277</b>

source of information: Agricultural and Rural Development Agency (2006)

### **Ratio of small parcel and large field farming (with respect to the ratio of extensively and intensively cultivated lands)**

The indicator is suitable to evaluate the consonance between landscape properties and plant cultivation, to formulate in numbers the condition of landscape mosaics, especially in terms of arable farmlands. With the help of maps alterations in estate structure can be traced (back) and demonstrated, which may change the landscape functions and are often consequences of political changes (e.g. certain territories of Hungary, where former farmer’s co-operative large field arable lands have been divided into private small field lands). Since it is a derivative index, it can only be interpreted if its components are explained.

### **Large field, intensive cultivation**

It is an industrial cultivation that can be characterised by ascendant industrial expenditures, increased energy input and significant crop growth. On a landscape scale it manifests as large mosaics with monocultural cropping. Previously it meant a significant source of danger for the environment, nowadays environmental friendly intensive cultivation does also exist.

### **Small-plot, extensive farming**

The production is fundamentally based on the sustainable use of natural resources. The decisive factors of the production are human skills and experience. In case of plant cultivation the production is adapted to landscape properties using its distinct microrelief conditions. It appears as small mosaics in landscapes.

In accordance with the above mentioned, the ratio of large field farming and small parcel cropping cultivation is an index that:

- can not be interpreted on protected areas (as there isn't any land use activity);
- shows the balance of land protection and use (the bigger the extensively cultivated, small parcel areas are, the better the harmonisation of protection and use have been accomplished);
- must be maintained for habitat networks in so called agri-zones (above 10% of the total area, small parcel cultivation lands can not be consolidated, though its increase can facilitate the growth of biodiversity and it is also favorable from landscape aesthetical point of view)

Amongst the available database, a good starting point can be the mapseries „Position of areas on the environmental sensitivity and agri-production scale” of the National Agri-environmental Programme. It contains land classification (protected, transitional, agrarian) on county scale. Based on this, the index can be measured and calculated according to the CORINE land cover database, which is now available in 1:50 000, besides the 1:100,000 scale version.

During the monitoring it can be survey (and assessed as well):

- how successful and effective the priorities have been,
- in what manner did they inspire the utilisation of extensive, small parcel cultivation and
- where small-plot cultivation lands' portion has to be raised further on.

### **Nitrogen emissions (organic + anorganic)**

Until the mid '50s in Hungary, chemical fertilizers were basically not in use at all. Organic fertilizing routine could only recover the third of the nutrients withdrawn from the soil by plants. Hungary's agronomical nutrient balance of phosphorus has turned positive in the first part of the '60s, whilst nitrogen and potassium only in latter part of the same decade.

By the end of '80s both the phosphorus and potassium supply of Hungarian soils has reached the so called 'good' and 'very good categories'. In the mentioned time period, it was possible to measure 800–1000 kg/ha  $P_2O_5$  and  $K_2O$  accumulation. As for the nitrogen supply we can mention that more than 70% of our soils belong to the 'medium', or a higher category. The 'annual positive balance period' has lasted until 1990. The nutrient up-take of the cultivated plants of a given year has neither been in balance until the '60s, nor after 1990.

From the '90s on till nowadays, the nutrient management can be characterised by negative phosphorus and potassium balance. In regard of the nitrogen, the balance has

became slightly positive after the year 1999. According to data of the nutrient balance, the amount of nitrogen has been roughly covered by the manure practice (NÉMETH 1996).

One of the most important declared aim of the agro-environmental subsidies is related to the reduction of the negative effects on our environment, and to accordingly decrease the utilised amount of chemicals used in everyday agricultural practice. The widely and mostly used agent of nutrient dosage is organic and inorganic nitrogen. This is because the most 'spectacularly' effect on yield growth can be achieved with gradually increased nitrogen input. At the same time nitrogen overdose may lead to the highest environmental risk and causes negative effects. These phenomenons originate in the high and intense mobility of various chemical forms of nitrogen and in rapid transformation processes.

Environmental nitrogen may come from various source, though the highest amount of the potentially pollutant nitrogen is the result of agricultural activity. With respect to its origin, there are organic sources and inorganic as well, provided the use of artificial fertilizers. The amount of nitrogen in the environment is one of the most important pressure (impact) indicator, which fundamentally determines the state (condition) of surface and underground water.

The protection of surface and underground water resources against the impact of nitrogen deriving from agricultural activity is regulated by the 27/2006. (II. 7.) statutory order (and its predecessor 49/2001. (IV. 3.) through the utilization of the data deriving from data supply obligations.

Beside the identification data of the farmer and (stock-)farm, the database is proportioned into two fundamental part, which are:

- animal stock data and technological description of the farm (plant level), and the
- agricultural field-linked data typical for manure (both organic and inorganic) activity.

Animal stock dataset shows the number of animals on the 31<sup>st</sup> December of the given year. Cohort classes on species level must be described as well.

Breeding technology decisively determines the amount, the nitrogen content and the effect of dung on our environment, therefore it has to be described in precise details. Beside all the above mentioned points, it is essential to note the amount and portion of the annually generated dung that:

- has been utilised during agricultural activities (crop cultivation etc.),
- has been stored, and/or
- has been sold or bought to/from another farm.

All categories are presented on the datasheet. The necessary data regarding the storage of the dung is part of the information that has to be supplied on the farm.

The other important dataset is dealing with the utilised amount of nitrogenous fertilizers. In this section the following points must be noted on the datasheet:

- name of the settlement,
- the topographical number of the relevant field (parcel),
- type of fertilizer,
- specific nitrogen content of the fertilizer,
- the utilised amount, and finally
- the nitrogen amount per managed hectare.

Table 2. Data supplying sheet for farmers  
2. táblázat Adatszolgáltató adatlap a gazdálkodók számára

### Data supplying sheet for farmers

#### 1. Basic data of the person practicing agricultural activity

Name of farmer					
Official residence/ZIP code		Settlement		Street, nr.	
Standard statistical number				Tax id.code	
Name of contact person				Telephone nr.	

#### 2. Data of the stock-farm (separate data sheet has to be filled for each farm!)

Name of stock-farm (if any):		Settlement and address			
Street, nr.		Topographical nr.		Nitrate Sensitive Area Y/N	

#### 2.1. Annual mean number of livestock in 2005

Animal species			Type of animal breeding (farming type)	Nr. of animals	
denomination	code	denomination	code	piece	

#### 2.2. Amount of annual dung quantity and amount of dung stored at 31<sup>st</sup> of December

Liquid manure	Stored liquid manure		Farmyard manure (dung)	Stored farmyard manure (dung)		Stored N fertilizer	
m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup>	code	t	t	code	in N tons	code

#### 3. Data on manuring (fertilization) methods in the year of data supply

Settlement	Field code	Topographical nr. of the field	Cultivation method	Area [ha]	Utilised liquid manure [m <sup>3</sup> /ha]	Utilised farmyard manure [t/ha]	Utilised N fertilizer [in N kg/ha]	Total amount of N of utilised organic manure [kg/ha]	Type of organic manure

**Declaration:** (Salesmen should indicate customers and vice-versa if the dung, manure does not derive from own farm)

Name		Address		Street, nr.	
Sold/bought amount [t]					

**Date:** .....

signature

Beside the identification data of the farmer and (stock-)farm, the database is proportioned into two fundamental parts, which are:

- animal stock data and technological description of the farm (plant level), and the
- agricultural field-linked data typical for manure (both organic and inorganic) activity.

Animal stock dataset shows the number of animals on the 31<sup>st</sup> December of the given year. Cohort classes on species level must be described as well.

Breeding technology decisively determines the amount, the nitrogen content and the effect of dung on our environment, therefore it has to be described in precise details. Beside all the above mentioned points, it is essential to note the amount and portion of the annually generated dung that:

- has been utilised during agricultural activities (crop cultivation etc.),
- has been stored, and/or
- has been sold or bought to/from another farm.

All categories are presented on the datasheet. The necessary data regarding the storage of the dung is part of the information that has to be supplied on the farm.

The other important dataset is dealing with the utilised amount of nitrogenous fertilizers. In this section the following points must be noted on the datasheet:

- name of the settlement,
- the topographical number of the relevant field (parcel),
- type of fertilizer,
- specific nitrogen content of the fertilizer,
- the utilised amount, and finally
- the nitrogen amount per managed hectare.

A data supply obligation included in the law forms the basis of the database in terms of measuring and estimating possibilities. The 27/2006 (II. 7.) statutory order and its predecessor 49/2001. (IV. 3.) specifies data supply obligation for farmers and growers managing fields on Nitrate Sensitive Areas (NSA) till the 28<sup>th</sup> of February each year. Relevant data has to be sent to the competent authority of the given county, which is – from the 1<sup>st</sup> of January 2007 – the Directorate for Plant Protection and Soil Conservation of the Agricultural Administrative Authority. The limitation of the use of the data is the non-holistic data supply. At the launch of the programme in 2002, only 15–20% of the nitrate sensitive plough lands were covered by data supply. Regarding the data on the number of animals and breeding technologies the situation was much better. The initial difficulties primarily came from the information shortage among the farmers themselves. Thanks to the effort of the professional in the field of soil protection, more and more farmer fills the datasheet correctly and returns it to the competent authority. This 'development' is stimulated by other circumstance as well, because a certificate stating the precise fulfillment of data supply has to be attached to numerous applications and tenders. From 2006, there is an option for sanctioning the mismanagement of the data supply.

Following chart demonstrates the increase of data supply affinity in Pest County. Though such significant leap could not be demonstrated in all counties, the number of received datasheets has exceeded 1000 in many of them.

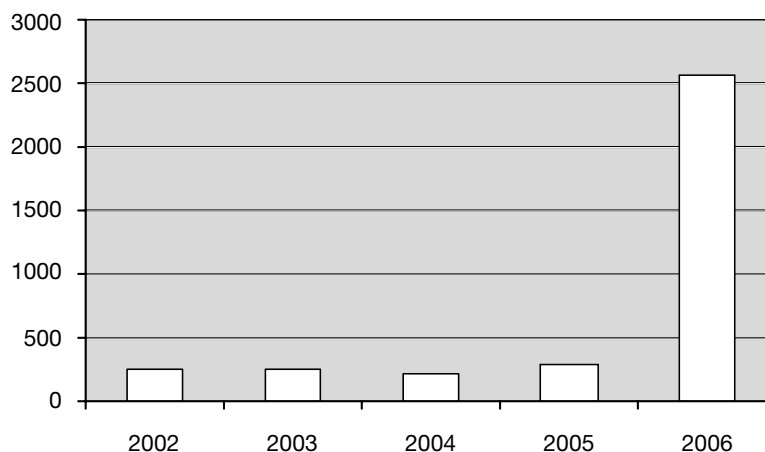


Figure 1. Number of nitrate datasheets obtained from Pest County  
 1. ábra A Pest-megyében összegyűjtött nitrát adatlapok száma

The potential impact of various animal breeding technologies on nitrate sensitive areas (NSA) – which form the half of the country's agricultural territory – can be analysed in virtue of data regarding the technology, method and type of breeding of the farms. Comparison can be accomplished between nitrate sensitive and non-sensitive areas in terms of area specific animal stock or technological development. Later on technological development and animal stock growth can be modeled on a time scale as well.

With the analysis of dataset of the utilised dung, it is achievable to characterize the nitrogen input on parcel, field, farm or region level. One of the most easily accessible dataset is the nitrogen input per hectare. This informative index can be relevant for the total or only the manured agricultural area. Unfortunately, in lack of crop yield data it is not possible to estimate or calculate nutrient balance of an area. With the complex evaluation of the data concerning dung (manure) storage and use it is achievable to specify the real environmental impact through the validation of animal stock. For instance environmental impact can be lower even in case of high-animal-density regions, if it is characterised by well-developed dung storage and utilization, while a lower state of development in these technologies and agritechniques can cause more serious problems even at lower animal density. By the assessment of data from the past it is possible to define the trends of development.

### Water erosion

The effects of natural erosion belong to the most important processes that affected and still affecting the landscape development. The climax vegetation causes equilibrium between the rate of water induced soil erosion and natural soil formation. Man interrupted this equilibrium with cultivation of the soil, cutting the forest, introducing arable farming, orchards, vineyards, pastures and grasslands. This interference caused severe increase of water erosion processes.

Erosion is a Latin origin word: "...destruction of any living or non-living material; chewing away and sometimes destruction of other material, force or medium".

From pedological point of view, erosion is "...a summary of degradation forces that causing continuous thinning of the upper soil layer or its fast degradation, this way its yield is weakening or becomes unsuitable for arable farming". There are several well-known methods for measuring soil water erosion.

### **Qualitative methods reveal the presence of water erosion with categories**

- a) based on map, stereo-photo or aerial photo analyses,
- b) based on examination of soil profiles (comparison of eroded and quasi-original soil profiles).

### ***Quantitative methods:***

- a) Using the fix point method with measuring sticks. It is not easy to use, there are a lot of influencing factor.
- b) Measuring water erosion on parcels under natural rainfall provides exact data from small areas (1–300 m<sup>2</sup>). Data available on the following settlements: Somogybabod, Csákvár.
- c) Measuring water erosion on parcels under artificial rainfall provides exact data from small areas (1–300 m<sup>2</sup>). The advantage of rainfall simulations is that we can make unlimited number of replications. Disadvantage: expensive. Data available on the following settlements: Nemessándorháza, Somogyvár, Somogybabod, Balaton-szabadi, Tihany.
- d) Use of the Soil Protection Information and Monitoring System. The system has special measuring points where 1 m<sup>2</sup> metal plates are buried, this way the change of soil thickness can easily be measured. Data are available on 36 sites.

### ***Estimating and forecasting water erosion with models***

The most widely used soil water erosion model is the Universal Soil Loss Equation (WISCHMEIER and SMITH 1978, CENTERI 2002). This model was used to prepare the soil loss map of the following settlements in Hungary: Nemessándorháza, Somogyvár and Balatonszabadi. The soil loss calculation maps, made by the USLE model are available for the following areas:

1. sample site of the Mosoni Plain ESA (Environmentally Sensitive Area) (approximately for an area of 240 hectares at the scale of 1:10000).
2. sample site of the Borsodi Plain ESA (approximately for an area of 240 hectares at the scale of 1:10000).
3. part of the Sárvíz Valley (approximately for an area of 1000 hectares at the scale of 1:10000).

Other models used besides USLE in Hungary are:

- a) EPIC (Erosion Productivity Impact Calculator) (HUSZÁR 1999),
- b) WEPP (HAS (Hungarian Academy of Sciences-RISSAC (Research Institute of Soil

- Science and Agricultural Chemistry), HAS-Research Institute of Geography) (CENTERI et al. 2004),
- c) EUROSEM (Szeged University) (BARTA 2004),
  - d) SWAT (Veszprémi University – Keszthely),
  - e) MEDRUSH (HAS-Research Institute of Geography) (TÓTH et al. 2001).

For the monitoring of the rate of water erosion we plan the following activities:

1. On the chosen research sites it is possible to set up extra water erosion monitoring sites in the network of Hungarian Soil Protection Information and Monitoring System. The method is simple and economically viable. The method is based on a 1 square meter aluminum plate, buried under the soil surface. Researchers check the soil thickness above these plates yearly, thus they can measure the rate of soil water erosion or sedimentation.
2. The Hungarian Soil Protection Information and Monitoring System separates the slope into three sections: upper slope third, middle slope third and lower slope third. In connection with the monitoring sites it is possible to measure the thickness of the soil layers with a Pürckhauer type soil sampler in every slope third and at least in 5 replicates. This way we can collect enough data from one site for statistical analyses even in one year if we compare the slope sections.
3. Besides the core sampling it is possible to collect average soil samples from the upper 0–20 cm (or even deeper 20–40, 40–60 etc.) layers. We can use the laboratory results (together with the data on land use, amount and type of fertilizer, depth and way of soil management etc.) to describe the movement of soil nutrients and soil organic matter over the slope. It is possible to conclude information about water erosion based on other soil parameters (e.g. pH, stickyness or particle size distribution).
4. It is possible to prepare forecast about the rate and spots of possible soil loss rates with USLE (and possibly with WEPP, MEDRUSH or EUROSEM models), maps of soil water erosion (in case the database are available).

#### References

- BARABÁSI A. L. 2002: *Linked. The new science of networks.*
- BARTA K. 2004: *Talajeroziós modelléptítés a EUROSEM modell nyomán. Doktori (PhD) disszertáció.* Szeged, p. 84
- BLASCHKE, T. 2000: *Die Vernetzung von Landschaftselementen: Die Rolle von GIS in der Landschaftsplanung.* *Landschaftsplanung und GIS* 6., p. 17–26.
- BLUME, H. P., SUKOPP, H. 1976: *Ökologische Bedeutung anthropogener Bodenveränderungen.* *Vegetationskunde* Heft 10. Bonn–Bad Godesberg, p. 75–89.
- CENTERI CS. 2002: *A talajrodálhatóság terepi mérése és hatása a talajvédő vetésforgó kiválasztására.* *Növénytermelés.* 51: 211–222.
- CENTERI, CS., BARTA, K., JAKAB, G., BÍRÓ, ZS., CSÁSZÁR, A. 2004: *Comparison of the results of soil loss prediction with WEPP and EUROSEM models based on 'in situ' soil loss measurements.* *Conference Proceedings of the 4<sup>th</sup> International Congress of the ESSC,* p. 355–357.
- CSORBA P. 2005: *Kistájaink tájökológiai felszabdaltsága a településhálózat és a közlekedési infrastruktúra hatására.* *Földrajzi Értesítő,* 54: 243–263.
- FORMAN, R. T. T. 1995: *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions.* Cambridge University Press, Cambridge, UK



- GOODWIN, B. J., FAHRIG, L. 2002: How does landscape structure influence landscape connectivity? *Oikos* 99: 552–570.
- GUSTAFSON, E. J. 1998: Quantifying landscape spatial pattern: what is state of the art? *Ecosystems* 1: 143–156.
- HUSZÁR T. 1999: Talajérózió-becslés az EPIC-EROTOP módszerrel. *Földrajzi Értesítő*, 48: 189–198.
- MCGARIGAL, K., HOLMES, C. 2002: Fragstats: Spatial pattern analysis developed for quantifying landscape structure. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Corvallis, OR.
- MERRIAM, G. 1984: Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. In: Brandt, J., Agger, P. (eds.): *Proceedings of the First International Seminar on Methodology in Landscape Ecological Research and Planning Vol. I*. Roskilde Universitessforlag GeoRue, Roskilde, Denmark) p. 5–15.
- MILNE, B. T. 1988: Measuring the fractal geometry of landscapes. *Appl. Mathem. Comput.* 27: 67–79.
- NÉMETH T. 1996: Talajaink szervesanyag-tartalma és nitrogénforgalma. MTA TAKI, Budapest
- TAYLOR, P. D., FAHRIG, L., HENEIN, K., MERRIAM, G. 1993: Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571–573.
- Termelői adatbázis, MVH, 2006.
- TÓTH A., SZALAI Z., JAKAB G., KERTÉSZ Á., BÁDONYI K., MÉSZÁROS E. 2001: Talajpusztulás modellezése a MEDRUSH modell alkalmazásával. *Földrajzi Értesítő*, 49: 1–4.
- TURNER, M. G. 1989: Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20: 171–197.
- WIENSR J. A., MILNE B. T. 1989: Scaling of 'landscapes' in landscape ecology, or, landscape ecology from a beetle's perspective. *Landscape Ecology* 3: 87–96.
- WISCHMEIER, W. H., SMITH, D. D. 1978: Predicting rainfall erosion losses. USDA Agriculture Handbook 537, Washington, D. C., p. 58
- Working document VI/43512/02 Final on common indicators for monitoring the planning of Rural development and working document VI/12004/00. Common Evaluation Question with Criteria and Indicators

A KÖRNYEZET ÁLLAPOT ÉRTÉKELÉS JAVASOLT TÁJI ÉS AGRÁR-  
KÖRNYEZETGAZDÁLKODÁSI INDIKÁTORAI

*Táj-csoport:* BARCZI ATTILA<sup>1</sup> – CSORBA PÉTER – LÓCZY DÉNES – MEZŐSI GÁBOR –  
KONKOLYNÉ GYURÓ ÉVA – BARDÓCZYNÉ SZÉKELY EMÓKE – CSIMA PÉTER –  
KOLLÁNYI LÁSZLÓ – GERGELY ERZSÉBET – FARKAS SZILVIA

*Agrár-környezetgazdálkodási csoport:* BARCZI ATTILA<sup>1</sup> – ÁNGYÁN JÓZSEF –  
PODMANICZKY LÁSZLÓ – PIRKÓ BÉLA – JOÓ KATALIN – CENTERI CSABA –  
GRÓNÁS VIKTOR – VONA MÁRTON – PETŐ ÁKOS

<sup>1</sup>Szent István Egyetem, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék  
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: barczy.attila@mkk.szie.hu

**Kulcsszavak:** tájökológia, indikátorok, agrár-környezetvédelmi program

A tájértékelési és a tájhasználati (mezőgazdálkodási) munkacsoport első tanulmányaiban lehatárolta az érintett szakterületet, feltárta kapcsolódását más szakterületekhez, megvizsgálta a nemzetközi adatszolgáltatási elvárásokat. Második tanulmányunkban az adatkommunikációt segítő közös információgyűjtő munkafelület létrehozásához összegyűjtöttük a meglévő digitális feldolgozottságú térképeket és adatbázisokat a léptéktől függetlenül. Értékeljük az általános fellelhetőséget, a feldolgozottság fokát, a hozzáférhetőség nehézségét és az információtartalmat. A további értékeléshez figyelembe vettük a jogszabályi és döntés-előkészítési hátteret, valamint a szabályozás és a tájékoztatás lehetőségeit. Ezen belül kitértünk a tájvédelmi és mezőgazdálkodási (tájhasználati) jogszabályi háttérre, a hazai és EU adatszolgáltatási kötelezettségek felmérésére, a tájvédelmi és agrár-környezetvédelmi programok működésének, intézményrendszerének felmérésére. Módszertani összefoglalást végeztünk az agráralkalmasság-környezetérzékenység, a mezőgazdasági termelési alkalmasság, az agro-ökológiai érték, illetve a környezeti érzékenységének területén. Harmadik tanulmányunkban összekapcsoltuk a modelleket és az adatbázisokat, majd összeállítottuk a lehetséges paraméterkészletet (indikátorokat). Javasolt

indikátorainkat a Tudomány Napja alkalmából, a Magyar Tudományos Akadémián 2006-ban elhangzott előadásunk alapján mutatjuk be. Ezek a következők: a, táji indikátorok: 1. tájmintázat, 2. tájtagoltság, 3. tájhasználati állandóság, 4. összekapcsoltság (konnektivitás), 5. a táj egészségi állapota; b, agrár-környezetgazdálkodási indikátorok: 1. a programokba bevitt területek nagysága és célprogramonkénti megoszlása, 2. a nagytáblás és kisparcellás termesztés aránya (ezen belül, extenzív és intenzív művelési arány), 3. nitrogén kibocsátás (szerves+szervetlen), 4. erózió. A kiválasztott indikátorok feldolgozásának szempontjai, főbb pontjai az alábbiak: az indikátor neve, az indikátor kiválasztásának indoklása, az indikátor definiálása, az indikátor mérési/becslési lehetőségei (a felhasználható térképekkel és adatbázisokkal), az indikátorral tervezett monitoring-tevékenység.

SUMMARY OF THE ECONOMY WORKGROUP OF THE KÉP  
PROJECT ABOUT THE AIMS OF THE RESEARCH CONDUCTED  
BY THE WORKGROUP AND THE RESULTS OF THE PILOT  
PROJECT (KIS-BALATON SUBREGION) DESIGNED TO TEST  
THE WORKGROUP'S RECOMMENDATIONS

SZLÁVIK JÁNOS, FÜLE MIKLÓS, CSETE MÁRIA

*Collaborators:* PÁLVÖLGYI TAMÁS, CSIGÉNÉ NAGYPÁL NOÉMI, KISS ANDRÁS,  
TORMA ANDRÁS

Budapest University of Technology and Economics, Department of Environmental Economics  
H-1111 Budapest, Sztoczek József 2. IV/402.

**Key words:** environmental evaluation, total economic value, of natural capital profitability, DPSIR model, valuable natural areas, rural areas, urban areas

### **The methodology of environmental assessment**

The key question of environmental assessment is how to quantify the initial status and the later changes.

The conceptual sphere of sustainability includes components of the material world and human relations that are quite diverse in nature, therefore, comparing them and demonstrating the quality and the extent of changes poses a serious problem.

The Economy Workgroup, part of the KÉP Economy and Society Workgroup, aimed at systematizing the methods of economic evaluation and enumeration. Our conception has been worked out keeping sustainability in mind and knowing that on the one hand, according to the principle of sustainability, natural capital (stock) must be preserved, and on the other hand, income from the utilization of natural capital must be maintained ("flow" in economic sense).

The planned model is based on the PSR–DPSIR method of examination of the OECD, as it is an alternative well adaptable to local conditions and at the same time suited for international connection points.

The PSR model follows the processes from the effects on nature to seeking solutions. The indicators used belong to the following categories:

- The effects of human impact on nature (P – pressure). These include anthropogenic emissions and the other element of the „pull-pressure” effect, that is exploitation and consumption of natural resources.
- The state of the environment (S – State) in physical quantities, objective, measurable indicators.
- The responses of society aimed at reducing environmental impacts and negative environmental effects (R – Response).

### The DPSIR model

The UNEP used the extended version of the PSR model, called DPSIR, for its State of the Environment Reports. The two additional categories are:

- Sectoral driving forces (D – Driving force), that trigger the processes creating pressure on the environment (human activities, production, consumption, transport, etc).
- Impacts created by the (changed) state of the environment (I – Impact).

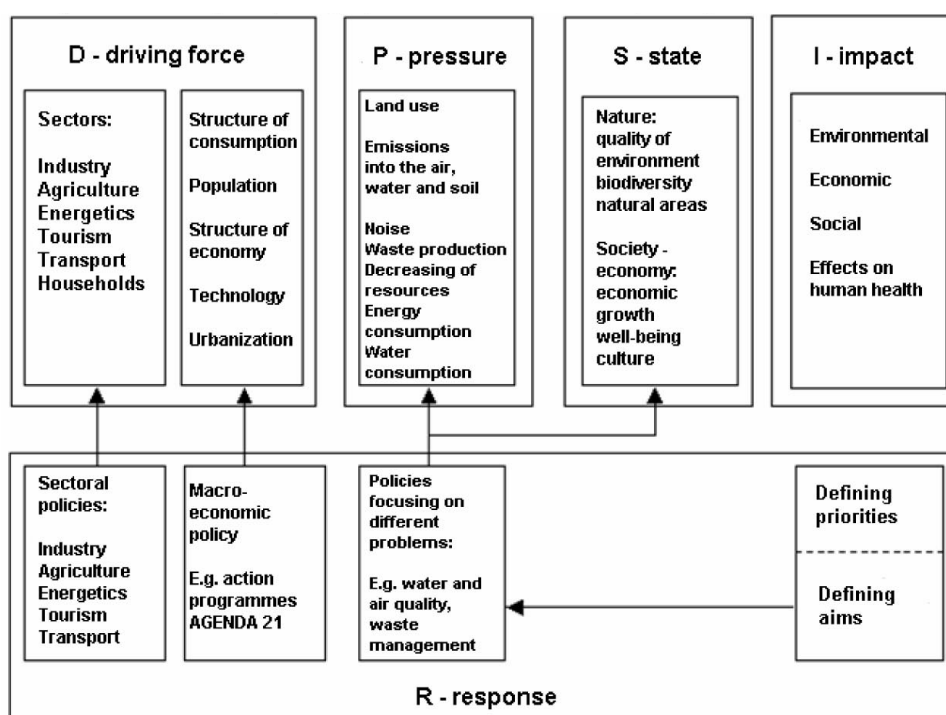


Figure 1. The DPSIR model (SZLÁVIK, 2005)

1. ábra A DPSIR modell (SZLÁVIK, 2005)

The DPSIR model is a more analytic approach than PSR, as it examines the causes and effects that bring about Pressure as „driving forces”, since conventional „end of pipe” methods are not sufficient for implementing appropriate responsive measures.

Highlighting the impacts is important, because increasing pressure does not always mean that the increase in impacts will be proportionate. In addition, decreasing impacts does not necessarily improve the state of the environment.

During our research – also considering restricting factors – we extended our analysis to “Impact” (I), since the KÉP project aims to help in forming a basis for environmental policy responses by investigating the economic consequences resulting from changes in the state of the environment.

The economic analysis contained testing a model suitable for use in Hungary in connection with a regional pilot project. After negotiations between the workgroups, the Kis-Balaton region has been chosen as the sample area to present the method.

Investigating the connection between economy and environment, we have distinguished three types of regions that require the use of different methodologies:

1. Valuable natural areas.
2. Conventional rural areas.
3. Urban areas.

Valuable natural areas can be found in places characterised by high biodiversity. (In the region included in the pilot project, the valuable and strictly protected zone of the Kis-Balaton is such an area). Natural capital is valuable. Sustainable development of this area makes it necessary to preserve natural capital by enforcing the aspects of sustainability. Generating the income that is crucial for sustainable social development is also possible. (Sustainable tourism – ecotourism, or strictly controlled economic activity resulting from the National Agri-Environmental Program can contribute to this aim).

The entire economic conception of environmental capital must be taken into account while creating indicators.

There are several methods available for evaluating environmental capital (e.g. conditional evaluation, conditional ranking, restoration cost method, benefit transfer). These methods, however, require individual assessment, and their implementation is costly.

Based on the above, we have suggested an income-based evaluation that measures the change in environmental capital through its ability to produce recreational income. (This method is more simple and less expensive, but can only be used in conjunction with environmental capital evaluation.)

Conventional rural areas. The aspects of sustainable agriculture can only partly be enforced. These areas (in our case surrounding agricultural areas, holiday villages along the shore of Lake Balaton) are characterised by conventional agriculture and mass tourism. (Areas like Hévíz are in a special situation since they combine impacts characteristic for valuable natural areas and urban areas.)

Among the components of total economic value, recreation is dominant in case of direct in situ use, while ex situ use makes certain agricultural activities prevalent.

While developing agriculture, we must strive to create programs that point towards sustainability. (Changes of this type can be followed by subprograms, e.g. the indicator set of the National Agri-Environmental Program).

Urban areas. Industrialized areas, small towns can be found in the studied region (e.g. Keszthely). During economic analysis that is conducted from an environmental standpoint, the most important aspect is the classic issue of pollution (industrial, transport, commerce, infrastructural effects). The emphasis, therefore, must be placed on environmental damage and within that, on human health and the effects on the built environment. During the evaluation of natural capital, we have used the methods known from the literature, methods we have already used in previous research.

### **The pilot project – Kis-Balaton**

During the research in the valuable natural areas of the studied region demonstrated through the example of Kis-Balaton we have undertaken to follow how income is generated in the form of recreational capital gains. We could not undertake to survey conventional rural and urban areas.

The examined region is one of Hungary's unique natural values. It needs to be emphasized that the point of our investigation was not to conduct an evaluation of the total economic value, but to develop an indicator system for valuable natural areas that fits into the KÉP project.

#### **Historical overview**

Until the end of the 18th century, no distinction was made between the Balaton and the Kis-Balaton, as the latter was part of the former. The flow of good quality water from the river Zala to Lake Balaton was made possible by the filtering effect of the marshlands in between. The change in water level of Lake Balaton can partly be attributed to the construction of the Sió floodgate. Different water regulation works also contributed to the change by drying out even more areas. After the construction of the dams on River Zala the area remained dry even during floods. To provide the suitable conditions for the planned agricultural activity, a sewer system was constructed to decrease groundwater levels. This went on until the 1960's with no success. In the 1970's, the accelerated eutrophication of Lake Balaton reinforced the need for creating and reconstructing the Kis-Balaton Water Protection System.

The Kis-Balaton Landscape Protection Area (KBTK), founded in 1986 (currently part of Balaton National Park), has an area of 14745.3 ha of which 1403 is strictly protected (LÁNG, 2002). The protection was introduced mainly because of the rare and protected migratory birds, but its flora is also very rich. The primary objective is to preserve the fauna and to provide its conditions for survival. This is not always compatible with water-based professional activities (FENYVESI, 2005). The setup of the Kis-Balaton Water Protection System, that is seriously affecting the hydroecological system as a whole, started in 1992. The Kis-Balaton Environmental Protection Monitoring Program, which aims to examine and monitor the effects of water conservancy related investment on the ecological system, is operating in the area.

#### **The methodology used in the analysis**

During the analysis it was our goal to explore the changes in income and profitability related to the changes in the state of the environment – either in numeric form, or in trends (positive or negative) – in a valuable natural area, the Kis-Balaton region. To analyze the economic impact it is necessary to continuously collect and define measurable indicators. By comparing the time series of the information carried by the indicators collected at the right intervals it is possible to trace the effects of changes in the state of the environment on cash flow generated by using environmental capital.

The indicators must be chosen carefully (HARDI and ZDAN, 1997). It must also be made sure that the indicator:

- Carries relevant information
- Carries information that applies to current conditions
- Can help to compare the current situation with the original one (before the change)
- Can be collected continuously

The basic requirement is to meet these conditions. The content of the collected information is appropriate if it can be brought into connection with the natural area under survey. This can be achieved by defining system boundaries.

### System boundaries, indicator groups

As mentioned before, the Kis-Balaton Landscape Protection Area (KBTK) covers a rather large area. Selecting the appropriate indicators cannot follow the geographical boundaries, their connection with the region under survey is much more important. The aim is to find indicators that provide relevant information about the income and profitability conditions that are based on the natural values.

The chosen indicators – based on their connection with the region – belong to one of three main categories, as shown in Table 1.

Table 1. The structure of the indicator system used in the analysis  
1. táblázat Az elemzés során használt indikátor rendszer szerkezete

Direct indicators	Indicators in direct connection with the Kis-Balaton as a natural environment
Transitional indicators	Indicators in connection with the close environment of the Kis-Balaton
Indirect indicators	Indicators in connection with the extended environment of the Kis-Balaton or with its indirect effects

Direct indicators assign numbers to properties that can be brought into direct connection with the Kis-Balaton's natural values that is expressible by cash flow. With these properties the connections between the Kis-Balaton's natural values and the profitability conditions based on natural values can be expressed.

Indicators in direct connection with the Kis-Balaton Landscape Protection Area assign numbers to activities and properties that are directly connected to the lake system and the services it provides. These properties are the following:

- Income from reed harvesting (ex situ)
- Income related to fishing (ex situ)
- Cash flows in connection with collecting herbs in the territory of Kis-Balaton Landscape Protection Area (ex situ)
- Incomes of the researcher house (in situ)
- The value of the lake system's services (e.g. water for irrigation) (in situ)
- The value of the recreation provided by the lake system (in situ, proceeds of recreation)
- The incomes connected to angling (in situ, proceeds of recreation).

Direct index numbers supply the most accurate and valuable information about how the possible changes in natural capital can influence the incomes of local stakeholders and thereby their benefits as well.

Members of the transitional index number group mostly describe the close environment of Kis-Balaton, and are connected with the changes of natural capital indirectly.

The index numbers of tourism build up most of this group. Their indicator is the Kis-Balaton's natural attractiveness, though it is possible that the origin of the cash flows do not correspond with Kis-Balaton Landscape Protection Area (KBTK). Thus, these indicators can characterise the development of and changes in natural capital in an indirect way: through the effects on the tourism attractiveness.

The following indicators can be placed into this group:

- Income from tourism
- Products in connection with tourism (postcards, souvenirs), income related to selling them
- Other incomes coming from natural capital related economic activity

The third, and least specific kind of index numbers used for Kis-Balaton Landscape Protection Area (KBTK) natural assessment is the indirect indicator group.

The characteristics belonging to this group either have a weaker relation to the Kis-Balaton or the cash flows in connection with them can be presented only indirectly.

The most important indicators of the above mentioned group are:

- Benefits rising from the filtering function of Kis-Balaton Water Protection System,
- Incomes arise from the silt up handling in Keszthelyi-bay,
- Other indirect demand increasing effects.

As it can be seen from these facts, all of the selected indicators – according to the concept of total economic value – are aimed to quantify the information in relation to the personal use values of the natural resource. Between the index numbers information can be found in relation to the direct, as well as to the indirect use of natural resources.

The concept of the different indicator groups can be seen in Table 2 according to the facts mentioned.

Hereafter, the present paper summarizes one of the proposed indicators as a case study example, namely the analysis of the indicators measuring touristic activity.

### **Indicators of the examined area (example)**

#### **Cash flows of the tourism at Kis-Balaton**

Activities that have got properly measurable material and cash flows (e.g. reed harvesting, fishing, angling) and the changes in the natural capital of the examined territory can be the best monetarised by applying the indicators related to tourism. However, these indicators – due to the fact that they are not directly connected to the Kis-Balaton, but rather to the services provided by it – already belong to the group of transitional index numbers.



Table 2. The concept of the applied measuring system  
2. táblázat Az alkalmazott mérési rendszer koncepciója

<i>Direct indicators</i>	<i>Transitional indicators</i>	<i>Indirect indicators</i>
Incomes coming from the harvest	Incomes coming from tourism	Benefits coming from the pre-cleaning mechanism of the Kis-Balaton Water Protection System
Incomes in relation to fishing	Incomes arise from the selling of products strictly related to tourism	Indirect demand increasing effects
Angling	Other incomes coming from natural capital related economic activities	Incomes arise from silt up handling
Hunting		
Collecting and selling herbs		
Tourist incomes directly connected with the area of Kis-Balaton		

The attractiveness of a destination is related to the value of its natural capital that is shown by the number of visitors. In the methodology of environmental evaluation there are methods that try to evaluate the natural capital of destinations based on the idea mentioned above (e.g. travel cost method). This method was not applied during this examination because of its high demand on data and time. (The travel cost method has serious background and tradition in the US. Using foreign data from the travel cost method and quantifying it with the benefit transfer method is cheaper and requires less data).

Several tourist attractions and accommodations can be found close to the Kis-Balaton that make a living based on the close proximity and attractiveness of Kis-Balaton. Some sights among these: Csillagvár in Balatonszentgyörgy, regional historical exhibition and fire department museum in Vörs and the so-called Kis-Balaton House in Zalavár.

Naturally, it is quite hard to allocate those sights or institutes that owe their existence and functioning to Kis-Balaton, because e.g. it is not very simple to decide the exact rate of the incomes of a museum or other tourist attractions that are results of the existence of the Kis-Balaton. (Experts believe this to be one of the imperfections of the travel cost method, but this uncertainty can be decreased with the help of adequate correction.) The geographical marking (e.g. maximum x km from Kis-Balaton) is not enough either for selecting the establishments to consider.

The selection of accommodations strictly connected with Kis-Balaton Landscape Protection Area is problematic as well. In this case, the Hungarian Tourism Office or the Internet (e.g. in which accommodations can brochures be found on the Kis-Balaton, or the use of databases concerning this area intentionally etc.) may provide significant help.

The relevant information can be available (the number of accommodations, the working staff numbers on accommodations, or annual income) partly from the relevant data of Hungarian Central Statistical Office and partly from the personal pursuit of single accommodations, institutions. Problems may arise with availability of the elaboration data from Hungarian Central Statistical Office (understand it on a regional level), or the single institutions' attitude (the question of trade secret etc.), too.

The suggested data to examine and relying upon these facts the calculated indicators are the following ones:

- Accommodations at Kis-Balaton, the number of tourist attractions in the examined area
- The number of employees in the field of tourism in connection with the above-mentioned places or activities
- Annual income related to the above-mentioned facts

First, in connection with the pilot project the tourist attractions worth mentioning are:

1. Subregional historical exhibition – provincial house in Vörs (the so called talpasház (“footed house”): ticket prices (in 2007.) are the followings: adults 300 HUF/person, with discount 200 HUF/person, children (4–14 years) 100 HUF/person, with tickets from other exhibition attraction of the national park the entry is free. Traditional fishing tools being attached mainly to the folk piscatorial methods, the folk architecture of the landscape and the lifestyle of the marsh-dwellers in the moorland are shown in the exhibition open during summer time.
2. Kis-Balaton Visitor Centre in Zalavár: ticket prices (in 2007.) are the following: adults 250 HUF/person, students 100 HUF/person, adult groups 150 HUF/person, student groups 70 HUF/person
3. Csillagvár in Balatonszentgyörgy: formerly a hunting castle of counts Festetics, than functioned as prison, its star-like ground plan is unique.
4. Subregional historical exhibition – provincial house in Balatonszentgyörgy: besides the old building furnished with antique furniture, the collection of agricultural tools and a regional historical exhibition presents the history, past of the village.

#### **Number of accommodations in the Kis-Balaton area**

It is possible to find several accommodation opportunities in this area, but naturally according to the above-mentioned facts it cannot be declared that the arrival of visitors, guests due to only the natural beauty of Kis-Balaton ([www.vendegvaro.hu](http://www.vendegvaro.hu), [www.iranymagyarorszag.hu](http://www.iranymagyarorszag.hu)).

In Alsópáhok: 13 private accommodations + 3 hotels

In Galambok: 1 tourist hotel

In Garabonc: 9 private accommodations

In Zalaapáti: 10 private accommodations

In Zalavár: 2 accommodations

Additional data collection is needed to determine the number of employees and the incomes related to the tourism sector, the proposed indicators.

### **Incomes related to selling touristic products (e.g. postcards, souvenirs)**

It is possible to meet several brochures and handouts about the Kis-Balaton area in different places in the examined territory, such as exhibitions or accommodations. For example: West-Balaton – Kis-Balaton map (Hungarian-German) 500 HUF/piece.

Subregional historical exhibition – provincial house in Vörs – "Tájak Korok Múzeum" series 200 HUF/piece.

Water Buffalo Reservation Centre in Kápolnapuszta – information brochure (in Hungarian) 200 HUF/piece, (in English and German) – 250 HUF/piece

Postcards: Kis-Balaton, Kápolnapuszta – Buffalo Reservation Centre 60 HUF/piece.

The proposed index numbers are the following ones:

- number of sold touristic products
- incomes due to the sale of the above mentioned products.

### **Summary statements, conclusions, suggestions**

In our examination, we came to the conclusion that the assessment of the adaptability of the proposed indicator, measuring system is reasonable from several points of view:

- It is reasonable to distinguish a subregion from two aspects: firstly the natural-environmental values, secondly the economic sector.
- It has been found that the applied measuring system, the categories of indicators are usable in the examination and evaluation of any significant natural area.
- It seems obvious that the set of indicators can only be applied in a limited way, and this fact was indicated, mentioned in the present paper. However, in case of wetland territories it is possible to apply without further ado. Based on our analysis it is recommended to classify the different significant natural territories and define different kinds of territories and, in relation to these, implement the adequate set of indicators in the future. Furthermore, verify beyond the examined examples the specific evaluation methodologies of different territories.

The applied indicator system can basically serve two aims:

- On the one hand, it can help to evaluate a territory on different time scale that can help us to follow the possible changes in its condition.
- On the other hand, this indicator system can be very useful to compare different territories, but in this case the development of an aggregated evaluation method may be needed.

This indicator system makes in fact sense, if it will be applied in every related project in the future, naturally after further improvement, particularising and refining. It is recommended to implement beyond the indicator system another group as well. This group can take into consideration all of the special characteristics of the examined local area; of course this group of indicators will mean the most subjective part of the evaluation.

In our examination, mainly the defining of different indicators and in case of qualitative or quantitative (the question if monetising is needed or not) indicators were problematic. Moreover, the difficulties of data collection (incomplete statistics, classified company data etc.) and the resistance offered to data collection are worth mentioning.

As a conclusion, it may be stated that the indicator system proved to fill up with data (obviously applicable for wetlands) and in case of implementing our suggestions for further development may be adapted for the evaluation of the change of conditions in every kind of significant natural territory, and furthermore the following up of economic consequences, incomes, earnings and benefits in relation with the examined natural area.

### References

- BESLEME K., MASER E., SILVERSTEIN J. 1999: A Community Indicators Case Study: Addressing the Quality of Life in Two Communities. Redefining Progress, San Francisco.
- FENYVESI N. 2005: Egyedülálló vizes élőhelyünk, a Kis-Balaton bemutatása és környezeti értékelése. Diplomamunka. BME Környezetgazdaságtan Tanszék, Budapest
- HARDI P., ZDAN T. (eds.) 1997: Assessing Sustainable Development: Principles in Practice. IISD, Winnipeg.
- Hart Environmental Data 1998: Sustainable Community Indicators – Trainers' Workshop. Hart Environmental Data, North Andover MA.
- HMSO 1955: First Steps: Local Agenda 21 in Practice. HMSO, Manchester.
- ICLEI 1996: The Local Agenda Planning Guide. ICLEI, Toronto.
- ICLEI 2000: Measuring Progress – Cities21 Pilot Project final Report. ICLEI, Toronto.
- KÉP Kutatási jelentések, szakanyagok, MTA-KvVM 2004-2007, Budapest MTA TAKI;
- LAFFERTY W. M., ECKERBER K. (eds.) 1998: From the Earth Summit to Local Agenda 21. Earthscan Publications, London.
- LÁNG I. (ed.) 2002: Környezet- és Természetvédelmi Lexikon I. kötet, Akadémiai Kiadó, Budapest, p. 582.
- OECD 2000: Frameworks to Measure Sustainable Development, OECD, Paris.
- OECD 2000: Towards Sustainable Development: Indicators to Measure Progress. OECD, Paris.
- SCOTT M., COLIN M. (eds.) 1995: Sustainable Community Indicators: Guideposts for Local Planning. Community Environmental Council, Santa Barbara.
- Sustainable Measures 2001: Indicators of Sustainability. <<http://www.sustainablemeasures.com/>>
- SZLÁVIK J. 2005: Fenntartható környezet- és erőforrásgazdálkodás. KJK-Kersöv, Budapest

A KÉP PROJEKT GAZDASÁGI MUNKACSOPORTJÁNAK ÖSSZEFOGLALÓJA  
A MUNKACSOPORT ÁLTAL VÉGZETT KUTATÁS CÉLJAIÉRŐL ÉS A MUNKACSOPORT  
JAVASLATAINAK TESZTELÉSÉRE LÉTREHOZOTT KÍSÉRLETI PROJECT  
(KIS-BALATON SZUBRÉGIÓ) EREDMÉNYEIRŐL

SZLÁVIK JÁNOS – FÜLE MIKLÓS – CSETE MÁRIA

*Munkatársak:* PÁLVÖLGYI TAMÁS, CSIGÉNÉ NAGYPÁL NOÉMI, KISS ANDRÁS,  
TORMA ANDRÁS

Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Környezetgazdaságtan Tanszék  
1111 Budapest, Sztoczek József 2. IV/402.

**Kulcsszavak:** környezetértékelés, teljes gazdasági érték, természeti tőke jövedelmezősége, DPSIR modell, értékes természeti területek, rurális területek, urbánus területek

**Összefoglalás:** A Közgazdasági Munkacsoport alapvető célja a KÉP projekt keretében olyan módszertan kidolgozása, amely alkalmas a természeti tőke elemeinek gazdasági szempontú értékelésére és ezen keresztül a természeti erőforrásokkal való fenntartható gazdálkodás megalapozására. A tervezett modell alapját az OECD PSR-DPSR típusú vizsgálati módszere jelenti, mint a helyi viszonyokra jól adaptálható, ugyanakkor nemzetközi kapcsolódási pontokra is alkalmas alternatíva.

A Gazdaság és Társadalom Csoporton belül a Közgazdasági Munkacsoport elemzései során a gazdasági értékelési és számbavételi módszerek rendszerbefoglalását tűzte ki célul, valamint a kiválasztott mintaterületen elvégzendő próbaszámítások elemzését. Elképzelésüket alapvetően a fenntarthatóság szem előtt tartásával dolgozták ki, mégpedig annak megfelelően, hogy egyrészt a szigorú fenntarthatóság elvének megfelelően a természeti tőkeállományt kell megőrizni, másrészt a területen élők megélhetésének biztosítása céljából fenn kell tartani a természeti tőke hasznosításából származó bevételeket. A gazdaság és a környezet kapcsolatát vizsgálva három területtypust különböztettek meg, melyek a következők:

1. Értékes természeti területek
2. Hagyományos rurális területek
3. Urbánus területek

Cél: a jövedelmezőségre gyakorolt hatás értékelése. (Az állapotváltozások milyen jövedelmezőségi módosulást eredményeznek a környezeti tőke használatában? A vizsgált jövedelmezőség változás a fenntartható jólét irányába mutat?)

A vizsgálatok célja egy olyan indikátorrendszer kidolgozása, mely lehetővé teszi az értékes természeti területekhez, természeti értékekhez köthető bevételek, jövedelmezőségi tényezők feltérképezését, figyelembe véve a természeti tőke mérésének sajátosságaiból adódó körülményeket is.

A vizsgált terület a Kis-Balaton térsége, mely egyedülálló természeti értékeink közé tartozik. Hangsúlyozandó, hogy kutatásainknak célja nem egy teljes gazdasági érték elemzés elvégzése volt, hanem a KÉP programba illeszthető indikátorrendszer kidolgozása az értékes természeti terület kategóriáira vonatkoztatva.

## INDICATORS OF SOCIAL SUSTAINABILITY

VÁRI ANNA<sup>1</sup>, FERENCZ ZOLTÁN<sup>1</sup>, OLÁH MIKLÓS<sup>2</sup>, PATAKI GYÖRGY<sup>3</sup>

*Collaborators:* CSATÁRI BÁLINT, FLACHNER ZSUZSANNA,  
PALLAGHY ORSOLYA, VÁRKONYI TIBOR

<sup>1</sup>Hungarian Academy of Sciences, Institute of Sociology

<sup>2</sup>Balaton Integration and Development Agency

<sup>3</sup>Szent István University Gödöllő

**Keywords:** Social sustainability, multiple capital approach, human capital, social capital, indicators

### Theoretical background

The aim of the Social Work group was to develop a set of social indicators in the framework of the National Programme for the Evaluation of the Environment (KÉP). After reviewing a number of approaches to the measurement of social sustainability (BODORKÓS et al. 2004), we have chosen the “multiple capital” (also called “sustainable livelihood”) model which separates the four dimensions of livelihood into human capital, social capital, man-made (economic) capital and natural capital. According to this approach, all forms of capital are significant components of the quality of life. Empirical research studies have also confirmed that – similarly to natural capital – human and social capital are also key factors of economic development (FUKUYAMA 1995). Another advantage of the multiple capital approach is that it is used by several organisations active in the field of international development (such as the World Bank, EU, UNDP, NGOs) ([http1](#)). This approach also provides for the coherence between the social indicators – addressing human and social capital – and indicators measuring natural and economic indicators developed by the other work groups of the National Programme.

According to the multiple capital approach, social sustainability can be interpreted in terms of the following topics of human and social capital:

1. Population, family, children
2. Physical and mental health
3. Education, capacities, skills
4. Employment
5. Culture and recreation
6. Access to basic goods and services, inequalities, poverty, the situation of minority groups
7. Relationship with nature and community
8. Participation in civil society and politics
9. Security and crime

### Investigation of existing databases

In the first phase of the project we reviewed the existing statistical databases from the perspective of the above mentioned components of social sustainability. We started from the fact that the elaboration of social indicators is practical on three levels: (i) the settlement, (ii) the region (for example a micro-region, a county, a watershed), and (iii) the whole country. We have also distinguished two types of social indicators: (i) fact-type indicators, which are based on factual data drawn from statistical databases, and (ii) opinion-type indicators, which can only be measured by using empirical data collection methods (e.g. opinion surveys). To gather opinion data, we need to sample the general public or certain elite groups (e.g. municipal leaders, entrepreneurs, the cultural elite). In Table 1 national databases relevant for fact-type social indicators are summarised.

*Table 1.* Possible data sources and their content relevant for the social indicators

*1. táblázat* Lehetséges adatforrások és a szociális indikátorok szempontjából fontos tartalmuk

<p><u>Central Statistical Office (KSH) databases</u></p> <p>1.1 Census data of the year 2001, which include the following:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Demographic data</li> <li>• Data of households, families</li> <li>• People looking for jobs</li> <li>• Employment, daily commuting</li> <li>• Data related to the handicapped</li> <li>• Regional data: the most important demographic, employment, household and settlement data</li> </ul> <p>1.2 The T-STAR database contains information which is yearly extrapolated from census data. It includes data related to the following topics, at the level of settlements:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Population in terms of sex and age, demographic data</li> <li>• Business organisations</li> <li>• Housing</li> <li>• Infrastructure and environmental load</li> <li>• Medical data (e.g. number of doctors, medical services)</li> <li>• Social services</li> <li>• Education system (e.g. number of students, teachers in different types of school)</li> <li>• Public education</li> <li>• Unemployment</li> </ul> <p>1.3 The thematic almanacs and databases of the Central Statistical Office contain further details of the data of the T-STAR database. The relevant topics are:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Population, demography</li> <li>• Standard of living</li> <li>• Housing, communal services, environmental protection</li> <li>• Public health</li> <li>• Employment</li> </ul> <p><u>2. Database of VÁTI Institute</u></p> <p>Relevant topics of the TeIR database established by VÁTI include the following:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Demography</li> </ul>
--

<ul style="list-style-type: none"> <li>• Employment</li> <li>• Economy (industry, agriculture, tourism)</li> <li>• Infrastructure networks</li> <li>• Standard of living</li> <li>• Land use data</li> <li>• State of the environment</li> <li>• Legal means of regional planning and development (e.g. important regulations and decisions)</li> <li>• Financial resources for regional development</li> <li>• Organisations concerned with regional development and planning</li> <li>• Institutions, transportation, culture</li> </ul>
<p><u>3. OEK-database</u></p> <p>This describes the state of public health, based on the results of the National Public Health Survey, regularly carried out by the National Epidemiological Centre (OEK). Collected by investigating a large number of subjects (7 thousand people). Data are published at <a href="#">http2</a>.</p>
<p><u>4. Other medical databases</u></p> <p>The GIS database of the József Fodor National Public Health Centre (FJOKK) ceased to exist on 31 December 2006. The formation and transformation of forthcoming organisations is under way. The data of the National Public Health Centre are currently not available. Mortality data are available at <a href="#">http3</a>.</p>
<p><u>5. Databases available at the Ministry of Education</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• “Education at a glance” almanacs (OECD)</li> <li>• Public Education Statistical Data (data at the national level from the year 2006 (<a href="#">http4</a>)).</li> </ul>
<p><u>6. Database of the Ministry of National Cultural Heritage</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Data of cultural institutions (county level), local public education and cultural events, civil society organisations (<a href="#">http5</a>)</li> <li>• Database of the National Civil Fund concerning the non-governmental organisations taking part in tenders (<a href="#">http6</a>).</li> </ul>
<p><u>7. Police, Prosecution, and Criminal Statistics</u></p> <p>It has detailed criminal investigation data with updated content, at the level of counties (<a href="#">http7</a>). In addition, there is a database supported by a GIS. This lets us represent the required data on a map nationally and at the level of police-stations. Certain data of individual police stations can be represented in separate charts. Thus data of the settlement can be obtained (<a href="#">http8</a>).</p>
<p><u>8. National Employment Service database</u></p> <p>The regional unemployment information is continuously updated (<a href="#">http9</a>); even data of the previous month can be obtained, in pdf format.</p>

On the basis of our investigations, the following evaluation can be given about the existing statistical databases. In the domain of social indicators we found that indicators connected to topic 8 (participation in civil society and politics) are largely to be derived from opinion data, while those associated with topic 7 (relationship with nature and community) are drawn exclusively from opinion data. Except for these two topics, data related to the potential indicators can be found in the above databases, at least in principle. However, there are several problems arising with the application of the databases:



- (1) There are several databases which contain the data necessary for measuring social indicators, but they are not broken down according to settlements. Such data can be found for example, in the KSH census databases, which only contain information about county and micro-regional aggregations.
- (2) There are databases which must be paid for, such as the KSH T-STAR database.
- (3) Finally, we found databases whose content and integrity are questionable because of the data gathering methods. There are databases which are not updated frequently enough (for example the Public Education Statistical Data), or there are databases where future data collection is not warranted, such as the database of the national measurement of competence of the Ministry of Education.

### The selection of the indicator set

After reviewing the existing databases, indicators were chosen in several rounds. In the first round, a brainstorming was organised with the participation of the work group members to determine sustainability goals and potential indicators measuring the degree of achieving these goals. The results are presented in Table 2.

Table 2. Sustainability goals and potential indicators  
2. táblázat A fenntarthatóság céljai és lehetséges indikátorai

#### 1. Demography

Goal: "Healthy" demographic structure, social mobility

##### Demography:

Distributions according to age, sex, qualification, size of the family

Balance of migration

Social mobility (i.e., the difference between own qualifications and the parents' qualifications)

#### 2. Health

Goal: Everybody has a chance to live in healthy circumstances, in case of an illness everybody can get appropriate health services

##### Health status:

Life expectancy at the time of birth (men, women, ethnic groups, handicapped people)

Life expectancy spent in well-being

Infant mortality

Mortality rate (divided according to main reasons for death)

##### Provision with medical institutions:

Provision with GPs, paediatricians

Availability of outpatient facilities and hospitals

#### 3. Education

Goal: Everybody can have access to those skills, abilities, knowledge necessary to fully function in society

##### Level of knowledge:

Comprehension of written texts, mathematical knowledge, added pedagogical value among students

Comprehension of written texts and mathematical knowledge among adults

Educational institutions and their use:

Availability of public education institutions

Proportion of people participating in adult education

Accessibility of education to the handicapped

**4. Economic activity**

*Goal: Everybody has a chance to do meaningful activities suitable for their qualifications, age, family and medical status*

Economic activity:

Rate of employment, unemployment

Other data characterising economic activity (e.g. second job, production for family consumption)

**5. Culture**

*Goal: Everybody has access to culture, or can take part in its production and conservation*

Supply of cultural institutions, and their use:

Proportion of the public using public libraries and other cultural facilities

Proportion of participants in artistic activities

Local cultural heritage:

Local values, for example handicraft, music, literature, fine arts, buildings

Proportion of inhabitants taking part in the conservation of local values, in publishing them, in organising festivals or as members of the audience

**6. Access to basic goods, poverty**

*Goal: Everybody has access to a healthy dwelling, basic infrastructure and goods*

Dwelling, infrastructure:

Indices of provision with dwelling (housing conditions suitable for the handicapped separately)

Proportion of people with healthy drinking water

Proportion of people with access to appropriate sewage treatment

Access to transportation (how long it takes to get to the doctor, to school, to the shop, to the local government, to the post office, to the neighbouring village, to the county seat, to the capital, etc., whether there are any means of public transportation)

Poverty:

Proportion of people living in poverty (children separately)

Proportion of people receiving aid

**7. Relationship with the community and nature**

*Goal: Community norms and networks, trust, attachment to the community and to the natural environment*

Relationship with the community and nature:

Trust in community members

Attachment to locality, local identity

Communal relationships (with neighbours, friends)

Relation to the natural environment

Characteristics of a "micro-regional" life

**8. Participation in civil society and politics**

*Goal: Everybody takes part in decisions concerning the community and in communal activities, jobs*

Civil activity

Proportion of the population who are members of civil society organisations (CSOs)

Proportion of the population who participate in the work and actions of CSOs

Proportion of participants in other communal activities

Possibilities for participation by the handicapped

Political participation:

Proportion of participants voting in parliamentary and local elections

Trust in political institutions (the government, the parliament, the municipal government, the courts, etc.)

**9. Security**

*Goal: Everybody can live in a secure social environment*

Violation of law

Number of crimes

Proportion of juvenile offenders (within the group of local juveniles)

Number of violations of environmental regulation

Feeling of security

People's feeling of security

Potential indicators were then discussed and interpreted in several rounds by the work group and they were screened according to the following criteria: (1) the attainability of the data, (2) the frequency of data collection and its aggregation level (preferably data are measured yearly and at the settlement level), (3) the relevance of the indicators for the key social processes, (4) the temporal and spatial sensitivity of the indicators. The set of potential indicators were discussed at various meetings of the National Programme (Budapest, 2005 and Csopak, 2006 Conferences) and were further refined on the basis of the proposals. The planned indicators were then discussed by the Environment Management Subcommittee of the Hungarian Academy of Sciences in March 2006. The final fact-type indicators are shown in Table 3/a. The 13 indicators cover 7 out of the 9 topics. In order to cover the missing topics it was suggested that opinion-type indicators be developed to be measured by public opinion surveys. The proposed list of the latter indicators can be found in Table 3/b.

*Table 3/a. Fact-type indicators  
3/a. táblázat Tény-típusú indikátorok*

**1. Demography**

1.1 Balance of migration (the difference of immigration and emigration)

1.2 Index of aging (number of people under 14 years of age /number of people over 60)

**2. Health**

2.1 Life expectancy for women at the time of birth

2.2 Life expectancy for men at the time of birth

2.3 Infant mortality (projected to one thousand births)

2.4 Rate of mortality due to specified reasons for death (tumours + respiratory diseases)  
(projected to 100 thousand inhabitants)

**3. Education**

- 3.1 Percent of people over the age of 15 with a minimum of eight years of primary education  
 3.2 Percent of people over 18 with at least a certificate of secondary education

**4., 6. Economic activity, poverty**

- 4.1 Proportion of people registered as unemployed to the total number of inhabitants  
 4.2 Proportion of people who are employed to the total number of inhabitants

**8. Participation in civil society and politics**

- 8.1 Number of non-governmental organisations per one thousand inhabitants  
 8.2 Proportion of inhabitants voting in municipal governmental elections

**9. Security**

- 9.1 Number of reported crimes per one thousand inhabitants

Table 3/b. Opinion-type indicators  
 3/b. táblázat Vélemény-típusú indikátorok

**1. Demography**

- How long have you been living in the settlement (region)?  
 How many of your family members, relatives, and friends live in the settlement (region)?  
 How many generations of your family have lived in the settlement (region)?  
 Plans concerning moving from the settlement (region)

**2. Health**

- Subjective judgement of health  
 Judgement of physical limitations

**3. Education**

- The total number of years spent in institutional education

**4.5.8. Economic, communal, and cultural activities**

- “Time balance”:  
 – time spent on income earning activities,  
 – time spent on communal work, and helping (relatives, friends, neighbours etc.),  
 – time spent on learning, education, sports,  
 – time spent on transport

**7. Communal networks, trust, environmental awareness**

- Trust in the members of the local community, in public institutions (the government, the parliament, the municipal government, the courts, etc.) and in political leaders  
 Connections to local networks (of relatives, friends, colleagues, etc.)  
 Purchases from local producers  
 Segregation  
 Environmentally conscious behaviour (participation in selective waste collection, adoption of alternative heating methods, use of types of transport which saves the environment, etc.)

**9. Security**

- Subjective feeling of security

In Table 4 we present the data sources of the above mentioned fact-type indicators.

Table 4. Data sources for the fact-type indicators  
4. táblázat A tény-típusú indikátorok adatforrásai

Indicator	Source of data
1.1 Balance of migration	T-STAR database
1.2 Index of aging	
2.1 Life expectancy for women at the time of birth (years)	József Fodor National Public
2.2 Life expectancy for men at the time of birth (years)	Health Centre GIS database
2.3 Infant mortality for 1000 births	(http10)
2.4 Number of specific reasons for death (tumours + respiratory diseases) for 100 thousand inhabitants	(currently not available)
3.1 Percent of people over the age of 15 with a minimum of eight years of primary education (%)	T-STAR database
3.2 The proportion of people over 18 with at least a certificate of secondary education (%)	
4.1 Proportion of people registered as unemployed to the total number of inhabitants (%)	Database of the National Employment Service (http11)
4.2 Proportion of people who are employed to the total number of inhabitants (%)	
8.1 Number of non-governmental organisations per one thousand inhabitants	Regional Informational Public Education Database (http12)
8.2 Proportion of inhabitants voting in municipal governmental elections (%)	Ministry of Interior electoral database (http13)
9.1 Number of reported crimes per one thousand inhabitants	Police, Prosecution and Criminal Statistics (http14)

Table 5 shows the values of the proposed fact-type indicators in the city of Keszthely and Zala County for the year 2006. At the time of the study health indicators were accessible only at the national level.

Table 5. The value of fact-type social indicators in Keszthely and Zala county (2006)  
5. táblázat A tény-típusú szociális indikátorok értékei Keszthelyen és Zala-megyében (2006)

Indicator	Keszthely	Zala county
<b>Demography</b>		
Balance of migration	-80	-165
Index of aging	136,41	162,3
<b>Education</b>		
Percent of people over the age of 15 completing at least eight years of primary education (%)	91,9	87,5
The proportion of people over 18 with at least a certificate of secondary education (%)	48,8	33,6

Contd Table 5.  
5. táblázat folytatása

Indicator	Keszthely	Zala county
<b>Economic activity</b>		
Proportion of people registered as unemployed to the total number of inhabitants (%)	4,2	4,3
Proportion of people employed to the total number of inhabitants (%)	–	43,31
<b>Participation in civil society and politics</b>		
Number of non-governmental organisations per one thousand inhabitants	10,84	8,57
Proportion of inhabitants voting in the municipal governmental elections of the year 2006 (%)	51,36	53,06
<b>Security</b>		
Number of reported crimes per one thousand inhabitants	5,798	3,720
<b>Health</b>		
	<b>National data</b>	
Number of death due to tumours per 100 thousand inhabitants	388,5	
Infant mortality per one thousand births	6,6	
Life expectancy for women at the time of birth (years)	76,9	
Life expectancy for men at the time of birth (years)	68,6	

### Summary

The proposed fact-type social indicators can be classified according to data attainability in the following way:

1. Data needed for several indicators can be obtained free of charge from online databases (database of the National Employment Service; Police, Prosecution and Criminal Statistics; Regional Informational Public Education Database) at the level of settlements, in yearly divisions. Indicators concerning registered unemployment (4.2.), security (9.1.), and the number of non-governmental organizations (8.1.) belong to this category. We note that if settlements were constrained to cities, demographic (1.1. and 1.2.) and educational (3.1. and 3.2.) indicators would also belong to this category, since data for such indicators can be obtained from the statistical almanacs of counties.
2. At the level of all settlements, the demographic (1.1. and 1.2.) and the educational (3.1. and 3.2.) indicators can be obtained from the T-STAR database, which can be used for a fee.
3. Data on electoral participation (8.2.) can only be obtained from the Ministry of Interior (National Bureau of Election) database. This online database, which is updated in every fourth year and divided into settlements, is free of charge.
4. Data needed for the indicators related to the state of health (2.1. – 2.4.) can only be obtained in national or regional divisions, from two databases. Data needed for the indicator concerning employment (4.1.) can only be obtained in micro-regional or county divisions.

If the indicators suggested by the Social Work group are adopted, there must be a guarantee that the yearly indicator data for all types of settlements can be obtained free of charge. This requires free access to the data of the T-STAR database, which now can only be obtained for payment. Mortality data for all types of settlements (which are otherwise collected by the Central Statistical Office, but are not attainable) should also be accessible free of charge. Employment data should be available at the level of all types of settlement.

To develop opinion-type indicators, the next step would be to compile a questionnaire on the basis of the questions in Table 3/b, and then to carry out a survey in the pilot region. A proposal for a set of opinion-type indicators should be made on the basis of the survey results.

### References

- BODORKÓS, B., PATAKI, GY., A VÁRI, A. 2004: The measurement of social sustainability. Methodological study. Prepared for KEP, Budapest, (In Hungarian)
- Joint conference organised by the Hungarian Academy of Sciences and the Ministry of Environment and Water Management to celebrate the Hungarian Science (Budapest, 2 November 2005), and a workshop organised with the participation of central and regional environment protection, nature reservation and hydrographical authorities (Csopak, 13 March 2006).
- FUKUYAMA, F. 1995: Trust. The Social Virtues and the Creation of Prosperity. New York. The Free Press
- PUTNAM, R.D. 2000: Bowling Alone: The Collapse and Revival of American Society. New York: Simon and Schuster
- World Bank: What is Social Capital? ([http15](http://www.worldbank.org/poverty/scapital/whatsc.htm)) United Nations Development Program, Bureau of Crisis Prevention and Recovery: „Reducing Disaster Risk: A Challenge for Development” 2005; United Nations University Institute for Environmental and Human Security: „Vulnerability Assessment in the Context of Disaster-Risk, a Conceptual and Methodological Review”, 2005
- [http1: http:// www.worldbank.org/poverty/scapital/whatsc.htm](http://www.worldbank.org/poverty/scapital/whatsc.htm)
- [http2: http://efirirk.antsz.hu/oe/egeszsegstat/olef\\_2003.htm](http://efirirk.antsz.hu/oe/egeszsegstat/olef_2003.htm)
- [http3: http://db.okm.gov.hu/statisztika](http://db.okm.gov.hu/statisztika)
- [http4: http://www.ksh.hu/tajekoztatasi\\_adatbazis/](http://www.ksh.hu/tajekoztatasi_adatbazis/)
- [http5: http://www.erikanet.hu](http://www.erikanet.hu)
- [http6: http://www.nca.hu](http://www.nca.hu)
- [http7: http:// www.irm.hu](http://www.irm.hu)
- [http8: http://crimestat.b-m.hu](http://crimestat.b-m.hu)
- [http9: http://www.afsz.hu](http://www.afsz.hu)
- [http10: http:// www.ksh.hu/tajekoztatasi\\_adatbazis/](http://www.ksh.hu/tajekoztatasi_adatbazis/)
- [http11: http:// www.afsz.hu](http://www.afsz.hu)
- [http12: http://www.erikanet.hu](http://www.erikanet.hu)
- [http13: http://www.valasztas.hu](http://www.valasztas.hu)
- [http14: http://crimestat.b-m.hu](http://crimestat.b-m.hu)
- [http15: http://www.worldbank.org/poverty/scapital/whatsc.htm](http://www.worldbank.org/poverty/scapital/whatsc.htm)

A SZOCIÁLIS FENNTARTHATÓSÁG INDIKÁTORAI

VÁRI ANNA<sup>1</sup>, FERENCZ ZOLTÁN<sup>2</sup>, OLÁH MIKLÓS<sup>3</sup>, PATAKI GYÖRGY<sup>4</sup>

*Munkatársak:* CSATÁRI BÁLINT, FLACHNER ZSUZSANNA,  
PALLAGHY ORSOLYA, VÁRKONYI TIBOR

<sup>1</sup>Magyar Tudományos Akadémia, Szociológiai Intézet

<sup>2</sup>Balaton Integrációs és Fejlesztési Ügynökség

<sup>3</sup>Szent István Egyetem Gödöllő

**Kulcsszavak:** szociális fenntarthatóság, több tőkefajta megközelítés, humán tőke, szociális tőke, indikátorok

A KÉP Társadalmi Munkacsoport a társadalmi fenntarthatósági indikátorok fejlesztésének elméleti keretét az ún. „több tőkefajta” (multiple capital) modellt választotta. E modell elkülöníti – noha egymással nyilvánvalóan összefüggenek – az életminőség négy dimenzióját, a négyféle tőkét: az emberi (humán) tőkét, a társadalmi tőkét, az ember alkotta tőkét és a természeti tőkét. A cikk a humán és társadalmi tőkével kapcsolatos indikátorok fejlesztésének folyamatát mutatja be. A szerzők megkülönböztetnek statisztikai adatbázisokból nyerhető (tény-típusú), illetve csak empirikus adatfelvétellel mérhető (vélemény-típusú) indikátorokat, és a hazai társadalmi környezetben releváns tény-típusú indikátorok körére tesznek javaslatot.



## HYPERSPECTRAL DATA PROCESSING CHAIN DEVELOPMENT PERSPECTIVES FOR VEGETATION STUDIES

KÁROLY BAKOS

Telecommunication and Remote Sensing Laboratory  
University of Pavia, Department of Electronics  
Via Ferrata 1. 27100 PAVIA, ITALY

**Keywords:** Remote Sensing, Hyperspectral, Vegetation, Image processing, Digital Imagery

**Abstract:** In this paper the possibilities of hyperspectral data processing is investigated regarding to the application of these images in natural and ecological applications. A short overview is given of the available methods for interpretation purposes and special attention is paid on how the unique properties of hyperspectral data are affecting the choice from available methods for data processing. A broad identification of possible processing chain is discussed with the aim of developing more modular and application driven way of processing of the large data volumes. Automatic or semi-automatic procedures are proposed and key steps are to be identified that could lead to high quality mapping products by means of digital signal processing. Some experimental results are published and the broad methodology is presented that is aimed to use for identify data processing chain for vegetation mapping purposes. This work is to be continued with testing the performance at different stages of interpretation while different techniques are used. Furthermore over the HYPER-I-NET research network a document is to be supplied with the collection of results and application specific suggestions regarding to hyperspectral data processing for vegetation monitoring purposes.

### Introduction

Remote sensing applications are widely used in ecological and landscape ecological studies, The great advantages of using remote sensing techniques such as the repeatability of analysis, the continuous data collection and the possibility of taking objective measures resulted greater concern about remotely sensed data and automated or semi-automated interpretation procedures for ecological studies. Presently through the intense growth of technical and technological capabilities both in terms of sensor design and interpretation techniques new possibilities are occurring in remote sensing applications for natural and ecological studies.

Such a new possibility is the application of hyperspectral sensors. Presently hyperspectral remotely sensed datasets are more and more available, therefore it is of importance to examine the possibilities of applying them. Hyperspectral image data possess a wide range of features which can make those datasets extremely useful for ecological researches. On the other hand these features make the interpretation procedure of imagery more complex hence more complicated. New algorithms and data processing chains need to be designed thus allowing users to easily exploit useful information of the image data.

Indeed hyperspectral data has such a level of complexity that not only “technical” processing has to be revised but even conceptual changes in interpretation seem to be necessary. Many studies exists that address hyperspectral data processing for different applications but there is a lack of conceptual background on coherent processing design. Most of the studies report great success in terms of interpretation results but in the same time the designed methodologies are only useful for those particular problems.

### **Purpose and scope**

This paper leverages the results of a research project funded as support action by the European Community, entitled HYRESSA (HYperspectral REmote Sensing in Europe Specific Support Actions). This project already addressed the issues about the data processing of hyperspectral data by means of a dedicated expert workshop, hold at DLR premises in July 2006. HYRESSA findings are summarised in the final report of that workshop (HYRESSA SWOT and User Needs workshop report 2007). In the document the main findings are that the lack of standards regarding to data and data processing coupled with missing suitable processing techniques are most limiting factors of hyperspectral remote sensing applications.

This paper tries to address those problems applying an operational point of view and tries to establish conceptual design mechanisms for the application of hyperspectral remote sensing in ecological studies. This is done by reviewing remote sensing applications for natural resources and highlighting points where hyperspectral methods have particular advantages over other methodologies. While doing this special attention is paid on the aim of a coherent processing design, where data can be further processed, thus allowing users to save costs while analysing. A modular design is proposed where starting from simple tasks it is possible to reach a high level interpretation of hyperspectral imagery, while allowing the user to choose optimal processing chain. With this approach it is aimed to construct a feasible data processing mechanism which is application-driven.

According to the above-mentioned aims the document is structured as follows. First a brief introduction is given about special characteristics of hyperspectral imagery focusing only on properties that can be relevant in ecological applications. In the same section a brief introduction of present processing techniques is also given. After that, remote sensing applications for natural resources are briefly introduced in order to determine key issues and steps required in data processing chain design regarding special data characteristics. Finally, a conceptual design of a modular data processing chain is investigated over the example of vegetation monitoring application.

### **Hyperspectral imagery**

Hyperspectral sensors (often referred to as Imaging spectrometers) are instruments that acquire images in many, very narrow, contiguous spectral bands throughout visible, near-IR, mid-IR and thermal-IR portions of the spectrum (LILLESAND 2004). These systems typically collect 200 or more bands of data, which enables the construction of an effectively contiguous reflectance spectrum of every pixel in the scene. These systems are able to discriminate among features of earth surface that have diagnostic absorption and reflection characteristic over narrow wavelength intervals that are not present while relatively coarse bandwidths of conventional multispectral scanners are used and for a given geographic extent the data can be viewed as a cube, having two dimensions corresponding to spatial position and one that represents wavelength. The comparison and the data cube concept are illustrated in Figure 1.

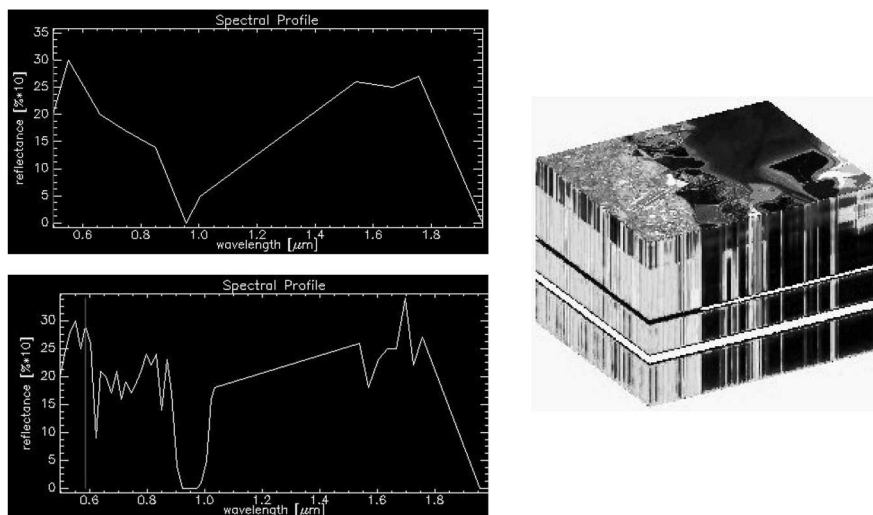


Figure 1. The comparison of pixel brightness values in multispectral and hyperspectral datasets (a) and the illustration of hyperspectral data cube concept (b)

1. ábra Multispektrális és hiperspektrális adatok összehasonlítása tárolt adatok tekintetében (a) és a hiperspektrális adathalmazok reprezentálása (b)

On one hand the property of having large number of consistent descriptive data from each pixel is an advantage as it allows more comprehensive comparison and differentiation among those pixels. On the other hand from a processing point of view this property makes particularly difficult the data processing and analysis. The difficulties can be originated from the high dimensionality of data as it increases computational time and costs while requires sophisticated methods for processing. Another problem is that statistical methods based on training data and its probability distribution, although used very efficiently in multispectral data interpretation, have strong limitations in hyperspectral processing. This is because of the high number of training data needed due to the high number of wavebands often referred to as Hughes phenomenon (SWAIN and DAWIS 1978).

According to these, standard data processing requires further steps before classification could be done. A regular approach consists of feature extraction and feature selection stage prior to classification. Feature extraction and selection are techniques used to reduce the size of the datasets and making the classification procedure easier. For feature extraction rule based expert systems (SRINIVASA 1991, SRINIVASA and RICHARDS 1993), source separation (spectral mixture analysis) (CHANG 2007) or different transformations can be used. These transformations include the Principal Component Analysis (PCA) (LANDGREBE 2003), independent component analysis (HYAVARINEN et al. 2001) projection pursuit (LANDGREBE 2003) and Minimum noise fraction (MNF). Discriminant Analysis Feature Extraction (DAFE) (LANDGREBE 2003) and Decision Boundary Feature Extraction (DBFE) (LEE and LANDGREBE 1997) are also available for transformation purposes. If spatial context is to be considered during image processing (QUATTROCHI

and GOODCHILD 1997, RAMSTEIN and RAFFY 1989; SERRA 1989; WOODCOCK et al. 1988) some methods such as co-occurrence texture analysis (HARALICK et al. 1973) and the semivariogram analysis (MATHERON 1997) or even mathematical morphology (SOILLE 2003, BENEDIKTSSON et al. 2003) can be used. For feature selection purpose usually indices are used such as the Euclidean Distance-, the Mahalanobis Distance-, the Transformed Divergence-, the Jeffries-Matsushita (J-M) Distance-, or the Bhattacharyya Distance and the Histogram Distance Separability Indices.

After feature extraction and selection procedure is done the data has to be classified. For classification statistical methods such as maximum likelihood, minimum distance, parallelepiped algorithms, geometric approaches such as Spectral Angle Mapper (SAM) (KRUSE et al. 1993) or Support Vector Machines (SVM) (GUALTIERI et al. 1998) or even non-parametric or multi-stage approaches including Neural Networks (NN) and Decision Tree Classifiers (DTCs) can be used (RICHARDS 2006). As mentioned before, due to the huge dimensionality of datasets usage of statistical approaches is limited to cases where feature extraction and selection can reduce the data into an appropriate volume (FUKUNAGA 1990).

As can be seen above several ways exist for the interpretation, hence considering the application it is easier to define the needed processing chain that may be suitable for the given application.

### **Remote sensing for natural resources**

Remote sensing tools are often used in natural studies. Not only quantitative parameters can be measured but also qualitative assessment of the resources can be carried out by means of interpretation techniques (RICHARDS 2005). Monitoring of vegetation, soil, water or even atmosphere is possible and furthermore throughout hyperspectral data interpretation we can acquire more accurate and detailed information for analytical purposes than ever before (MARINO et al. 2000). Quantitative analysis of image data is mostly referring to the process of producing thematic maps based on the image data. In this procedure there are particular advantages of hyperspectral imagery, allowing more accurate distinction among different land cover classes present on a scene. These advantages are very useful in vegetation mapping. Throughout qualitative analysis of hyperspectral images more detailed analysis of image data can be carried out therefore more accurate modelling of underlying processes is possible. For example by applying spectral mixture analysis it is possible to identify the underlying materials for each pixel on the scene that the particular reflectance signature consists of, therefore very detailed information on surface materials can be derived (CHANG 2007). This technique is also useful for estimating parameters of the land covers such as moisture content of soils, eutrophication level of surface waters or different parameters of vegetative species (GONG et al. 1992). As an example, it is possible to estimate and model canopy chlorophyll content of vegetation or the accurate estimation regarding to vegetation condition of different species can also be done. However there are many experiments with really promising results in the above areas but usually those experiments are driven by a unique processing technique. This highlights the need of designing processing chains that are based on the desired application and allows the beneficial and efficient usage of hyperspectral remotely sensed data.

### Vegetation mapping using hyperspectral imagery

With the above aims extensive research is carried out at the University of Pavia within the Hyper-I-Net project to define processing chain for vegetation analysis. Although the results will be published in a different article some interim results are presented here. Possible processing techniques at each stage of the image interpretation are tested and performance is assessed. The aim of the process is to identify feasible and modular way of data processing thus allowing the user to consider more choices for interpretation. Besides this, accuracy assessment of the thematic products is investigated too, and a consistent way to assess classification errors is desired to be defined.

For the initial experiments a 1025×1025 pixel 3m spatial resolution DAIS sensor image was used covering a mountainous vegetated area in the Tatra Mountains. The vegetation map of the area was made available by the University of Warsaw. For the experiments a set of classifications was carried out with applying different data processing chain. For feature reduction Principal Components forward rotation, DBFE and transformed divergence based feature selection was done and then the images were processed with different classification methods using different sets of training data with different spatial distribution and resolution. For classification mainly maximum likelihood as statistical and SAM as geometric approaches were used but it is aimed to further extend the number of studied algorithms. In terms of overall accuracy, the best result could be obtained by using a maximum likelihood algorithm on 10 spectral bands selected by transformed divergence feature selection procedure, but for particular land cover types I.e. SAM applied on the first 3 bands of PCA forward rotated data enabled higher user and mapping accuracy. The figures below are outcomes of the experiments showing the mapping accuracy values while applying different input, classification and accuracy assessment techniques for a cover type (*Vaccinietum myrtilli*) that was difficult to identify.

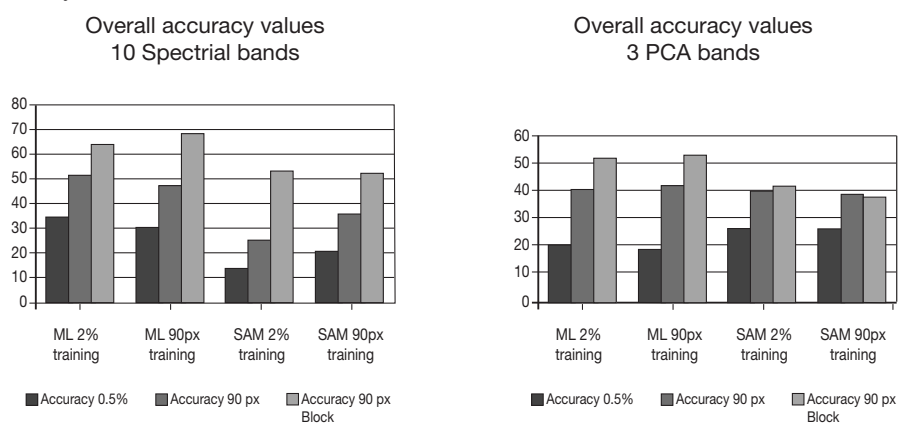


Figure 2 Accuracy values measured for *Vaccinietum myrtilli* classifying two set of inputs under different conditions. The group of bars represents the way the classifier was trained and the colours of bars represent how the accuracy was assessed

2 ábra Mért pontossági értékek (*Vaccinietum myrtilli*) két különböző bemenetei adathalmaz és pontossági mérés esetén. A z oszlop csoportok az osztályozás tanítási részét reprezentálják az oszlopok színe pedig igazodik a pontosság mérésének módjához.

Through this example it can be seen that maximum likelihood algorithm performs better when spectral information is being used but the difference is lower when transformed dataset is used as input for the classifier. It is also important to mention that PCA bands gave more balanced result, which can be important if there are other classes to be mapped too. This could help to make an optimal trade-off between costs and quality of interpretation.

As was highlighted above it is important to address the issue of hyperspectral data processing for vegetation studies. By examining the performance of different processing chain it is possible to design a modular processing chain that allows to reach targeted quality level while limiting processing costs. By selecting applications for which the processing methodology is designed helps users to apply hyperspectral data more efficiently than the application is suited to the available processing techniques. The research aim of the ongoing experiments to find a feasible methodology of applying hyperspectral remotely sensed images in ecological and natural studies can be reached and application driven processing chains can be designed. It is also clear that more experiments are needed to find optimal solution for feature extraction, -selection and classification of imagery. Other methodologies such as support vector machines (SVM), Neural networks (NN) or decision tree classifiers should be investigated to serve more comprehensive comparison of possible solutions. The re-usability of intermediate results at each stage of the processing should be considered too thus allowing the set up a really modular design.

#### Acknowledgements

This work is carried out at the University of Pavia as a part of HYPER-I-NET project. I would like to thank to Csaba Centeri for his endless patience, to Dániel Kristóf for his help when it was needed and to Paolo Gamba for the guidance and advices for preparing this article. I would also like to thank for my family and friends.

#### References

- BENEDIKTSSON J. A., PESARESI M., ARNASON K. 2003: Classification and Feature Extraction of Remote Sensing Images from Urban Area based on Morphological Approaches, *IEEE Trans. On Geoscience and Remote Sensing*, 41: 1940–1949.
- CHANG C. I. 2007: *Hyperspectral data exploitation. Theory and applications*. John Willey and Sons Inc.
- FUKUNAGA K. 1990: *Introduction to Statistical Pattern Recognition*. Academic Press, Second Edition
- GONG P., HOWARTH P. J. 1992: Land-use classification of SPOT HRV data using a cover-frequency method. *International Journal of Remote Sensing*, 13: 1459–1471.
- GUALITIERI J. A., CROMP R. F. 1998: Support vector machines for hyperspectral remote sensing classification. In: Merisko, R. J. (ed.), 1998: *Proc. SPIE–27<sup>th</sup> AIPR Work-shop Advances in Computer Assisted Recognition*, 3584: 221–232.
- HARALICK R. M., SHANMUGAM K., DINSTEN I. 1973: Texture features for image classification. *IEEE Trans. Systems Man Cybernet.* 3: 610–621.
- HYVARINEN A., KARHUNEN J., OJA, E. 2001: *Independent Component Analysis*, John Wiley and Sons, New York,
- HYRESSA SWOT and User Needs workshop report, accessed on line at <http://www.hyressa.net/documents/>, April 2007.
- KRUSE F. A., LEFKOFF A. B., BOARDMAN J. B., HEIDEBRECHT K. B., SHAPIRO A. T., BARLOON P. J., GOETZ A. F. H. 1993: The Spectral Image Processing System (SIPS) – Interactive Visualization and Analysis of Imaging spectrometer Data. *Remote Sensing of the Environment*, 44: 145–163.

- LANDGREBE D. A. 2003: Signal Theory Methods in Multispectral Remote Sensing. John Wiley and Sons, Hoboken, New Jersey
- LEE C., LANDGREBE D. A. 1997: Decision Boundary Feature Extraction for Neural Networks, IEEE Trans. on Geoscience and Remote Sensing, 8: 75–83.
- LILLESAND T. M., KIEFER R. W. 2004: Remote Sensing and Image Interpretation. Wiley & Sons, Fifth Edition.
- MATHERON G. 1997: Principles of geostatistics. Econ. Geol. 58: 1246–1266.
- MARINO C. M., PANIGADA C., Busetto L., GALLI A., BOSCHETTI M. 2000: Environmental applications of airborne hyperspectral remote sensing: asbestos concrete sheeting identification and mapping, Proc. of the 14th International Conference and Workshops on Applied Geologic Remote Sensing
- QUATTROCHI D. A., GOODCHILD, M. F. (eds.) 1997: Scale in remote sensing and GIS. Boca Raton: CRC Lewis Publishers
- RAMSTEIN G., RAFFY, M. 1989: Analysis of the structure of radiometric remotely-sensed images. International Journal of Remote Sensing 10: 1049–1073
- RICHARDS J. A. 2005: Analysis of remotely sensed data: the formative decades and the future. IEEE Trans. Geosci. Remote Sensing, 43: 422–432.
- RICHARDS J. A., XIUPING, J. 2006: Remote Sensing Digital Image Analysis: an introduction. Springer Verlag, Berlin (4<sup>th</sup> edition)
- SERRA J. P. 1989: Image analysis and mathematica morphology. International Journal of Remote Sensing 10: 1049–1073.
- SOILLE P. 2003: Morphological Image Analysis: Principles and Applications. Springer Verlag, Berlin (2<sup>nd</sup> edition)
- SRINIVASAN A. 1991: An artificial intelligence approach to the analysis of multiple information sources in remote sensing. Ph.D. thesis, Univ. New South Wales, School of Elect. Eng., Kensington, Australia
- SRINIVASAN A., RICHARDS J. A. 1993: Analysis of GIS spatial data using knowledge-based methods. Int. J. Geograph. Inf. Syst., 7: 479–500.
- SWAIN P. H., DAWIS S. M. (eds) 1978: Remote Sensing. The Quantitative Approach. New York McGraw Hill
- WOODCOCK C. E., STRAHLER A. H., JUPP D. L. B. 1988: The use of semivariogram in remote sensing and simulated images: Real digital images. Remote Sensing Environments 25: 349–379.

HIPERSPEKTRÁLIS ADATFELDOLGOZÁSI LÁNC MEGALAPOZÁSA  
NÖVÉNYTANI KUTATÁSOKHOZ

KAROLY BAKOS

Telecommunication and Remote Sensing Laboratory  
University of Pavia, Department of Electronics  
Via Ferrata 1. 27100 PAVIA, ITALY

**Kulcsszavak:** távérzékelés, hiperspektrális, vegetáció, képfeldolgozás, digitális leképezés

Jelen cikk a hiperspektrális légi- és űrfelvételek feldolgozásával foglalkozik, különös tekintettel ezen felvételek alkalmazási lehetőségeit vizsgálja természetvédelmi és ökológiai kutatásokban. Röviden bemutatásra kerülnek azon módszerek, melyek segítségével egy hiperspektrális adatfeldolgozó lánc állítható össze. A vizsgálódás célja egy olyan módszertan és adatfeldolgozó lánc megalkotása, mely általánosan alkalmazható vegetációs térképezési célokra hiperspektrális felvételek segítségével. Jelenleg számos példa áll rendelkezésre specifikus módszerekre, amelyekben hiperspektrális adatok osztályozásával különböző paramétereket nyernek ki ökológiai alkalmazások számára, de ezen módszerek alkalmazhatósága általában csak az adott ökológiai alkalmazásra korlátozódik. A jelen cikkben megfogalmazott célkitűzések és bemutatott részeredmények a pavai egyetemen a HYPER-I-NET program keretében zajló kutatás részét képezik, melyben a hiperspektrális adatok alkalmazási lehetőségeit és tulajdonságait vizsgáljuk általános vegetációs alkalmazások számára. A cikk célja a kutatási munka bemutatása és tudományos megalapozása, valamint az, hogy áttekintést nyújtson a további kutatások irányáról. A program várható eredménye egy olyan moduláris és alkalmazás-centrikus adatfeldolgozó lánc és annak dokumentációja, mely nagyban segítheti a hiperspektrális távérzékelési technológiák nyújtotta lehetőségek kihasználását természetvédelmi és ökológiai tervezési és monitorozási folyamatok során.

## TÁJTÖRTÉNETI VIZSGÁLATOK CSERHÁTI MINTATERÜLETEN

ZAGYVAI GERGELY

Nyugat-Magyarországi Egyetem, Környezettudományi Intézet  
9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky u. 4.  
e-mail: zagyvai@emk.nyme.hu

**Kulcsszavak:** tájtörténet, felszínborítás-változás, használati intenzitás, természetesség

**Összefoglalás:** Vizsgálataink során cserhádi mintaterületen végeztünk tájtörténeti kutatást történeti térképekre, archív légifényképekre, levéltári adatokra, a helytörténeti irodalomra és a helybeliek közléseire támaszkodóan. Figyelembe vettük az első három katonai felmérés és az 1990-es évekbeli topográfiai térkép elkülöníthető felszínborítási kategóriáit. A felsorolt térképeken kívül a 20. század többi katonai térképét és légifényképeit felhasználva megállapítottuk a fő felszínborítás-változási folyamatokat. Az elkülönített kategóriákhoz, a hivatkozott szakirodalmat alapul véve, de azt a helyi viszonyokra alkalmazva, természetességi és használati intenzitási értékeket rendeltünk, majd ezekből az egész területet jellemző indexet képeztünk a tárgyalt időszakokra. Mind a használati intenzitás, mind a természetességi index a táj terhelésének folyamatos, de eltérő ütemű növekedését, ezzel párhuzamosan ökológiai állapotának leromlását jelzi.

### Bevezetés

Számos tájökológiai kutatás, élőhely térképezés, tájrehabilitációs beavatkozás, természetvédelmi kezelési terv megalapozásában kulcsfontosságú a kutatott területek múltjának tájhasználati szempontú, alapos feltárása, az egykori tájtörténeti események és a jelen állapot lehetséges összefüggéseinek vizsgálata (KENÉZ et al. 2007, SZABÓ et al. 2007). Élőhely-térképezés során a természetességi vizsgálatokkal kiegészített dolgozatok is készültek (NAGY et al. 2005, 2006, 2007a, 2007b, 2007c, NAGY és PENKSZA 2006a, 2006b, 2007), amikor élőhely-szinten lehet táji összehasonlítást végezni.

A történelem során egy táj lakossága, társadalma a táj potenciális lehetőségeinek az adott kor politikai, társadalmi, gazdasági, tényezőinek megfelelően különböző módon hasznosította a tájat. A felszínborítás fő meghatározói a természeti tényezőkön túl a tájhasználat, mely utóbbi nem csak térben hanem időben is változik. A tájhasználatot egy területen belül különböző területhasználati kategóriákkal jellemezhetjük. A természetes, természetközeli és mesterséges területek mindegyike besorolható az alkalmazott felszínborítási típusrendszer szerinti egységek egyikébe. A Corine felszínborítási adatbázis szerint a fő típusok: mesterséges felszín, mezőgazdasági területek, erdők és természetközeli területek, vizek és vizes területek. A tájtörténet kutatása során, a rendelkezésre álló adatok alapján a táj élőhelymintázatának, felszínborításának időbeli változását vizsgáljuk. A természetközeli élőhelyek esetében csak részben beszélhetünk területhasználatról. A földhasználat a területhasználat egy részeként határozható meg, mely a mezőgazdasági és erdőgazdasági célú hasznosítást jelöli (KONKOLY 2006).

A múlt folyamatainak értelmezéséhez szükséges a múltbéli használati formák hatásainak vizsgálata a tájformáló hatás mértéke szempontjából, valamint az egyes területhasználati, illetve felszínborítási típusok összehasonlítása az adott kor gazdálkodási színvonalának megfelelően.

Cserhádi mintaterületünk kiválasztásának meghatározó indoka, hogy a fő területhasználati típusok mindegyike képviselteti magát, egyik sem jutott kizárólagosan domináns



szerephez, arányuk a vizsgált időszakban folyamatosan változott, így a gazdálkodásban, a tájhasználatban bekövetkező meghatározó tendenciák jól nyomon követhetők.

A kutatás célja a mintaterület tájtörténetének nyomon követése elsősorban a terület-használat változásai alapján a 18. sz. végétől az 1990-es évekig. Fontos szempont volt továbbá az egyes felszínborítási kategóriákhoz rendelt természetességi és használat-intenzitási értékek segítségével a különböző hasznosítási formák tájra gyakorolt összesített hatásának vizsgálata az említett időszakban.

A területhasználattal összefüggésben kitérünk a vízrajz, a közlekedési hálózat és a terület népességének átrendeződésére, változásaira is. A hat község közül öt, Kétdobony, Kiscecs, Debercsény, Szente és Szátok eltérő ütemben elnéptelenedő kistelepülések, míg Romhány nagyközség népesebb és a mintaterületen belül központi szerepkörrel bír. Vizsgálatunk tárgyát képezi a két településtípus eltérő fejlődési útja, amely főként a 20. sz.-ban vált markánsan elkülöníthetővé.

### Anyag és módszer

Mintaterületünk a Cserháton belül három eltérő karakterű kistáj, a sasbércecs kiemelkedésű Nézsza-Csővári dombság, az alacsony dombvidék jellegű Terényi-dombság és a mélyebb Nógrádi-medence találkozásánál fekszik (MAROSI és SOMOGYI 1990), hat községre terjed ki, melyek a következők: Debercsény, Kétdobony, Kiscecs, Romhány, Szátok, Szente. A községek lehatárolásánál a FÖMI által készített és 1992-ben, 1993-ban felújított, 1:10 000 méretarányú topográfiai térkép közigazgatási határvonalai voltak irányadók.

A kutatás módszerében tudományos előzménynek tekintettük a mintaterület tágabb környezetében, az Északi–középhegységben végzett korábbi tájtörténeti feldolgozásokat (KONKOLYNÉ 1990, 1995; NAGY 2003). A tájtörténeti elemzés legjelentősebb adatforrásai a katonai felmérések térképszelvényei, melyek közül 1782 és 1883 között három időmetszetben került sor részletesebb elemzésre. A feldolgozás módszerének középpontjában a történeti térképek térinformatikai elemzése áll. A térképszelvények összeillesztését az EOVS koordináta rendszerbe történő transzformációjuk követi közös illesztőpontok alapján. A georeferált, különböző időszokban készült szelvények ezáltal fedésbe hozhatók egymással és egyéb különböző tematikus térképfedvényekkel. A történeti térképek feldolgozásának következő fázisa a digitalizálás, melynek végeztével és a mintaterület községeire vonatkozó földhasználati statisztikai adatok birtokában a felszínborítási típusok területi változásainak elemzése is lehetővé vált (NAGY 2003) (1–2. táblázat). A digitalizálásra az első három katonai felmérés és az 1990-es évek elején felújított topográfiai térkép esetében került sor.

Az egymást követő térképek részletezettségének különbözősége miatt az egyes időmetszetekben az ábrázolt felszínborítási kategóriák eltérnek egymástól. Az I. katonai felmérésen elkülöníthető kategóriák a következők: 1) szántóföld, száraz gye, parlag; 2) erdő; 3) nedves gye, vizenyős terület; 4) szőlő; 5) település; 6) állóvíz. A szántóföldek és száraz gyepek (legelő) a vizsgált térképszelvényeken valószínűleg egy színnel szerepelnek, csak a nedves gyepeket jelöli sárgásbarna színezés. E kategórián belül a száraz gyepek szerepe meglehetősen alárendelt volt, hiszen a legeltetés ebben a korban jórészt még az erdőben folyt. A parlagok ebbe a kategóriába sorolását a nyomásos gazdálkodási forma korabeli használata indokolja. A szőlőterületekhez tartoznak, de a térképen nem különülnek el a

szőlőnél kisebb jelentőségű gyepes gyümölcsösök sem. A települések kiterjedését gyarapítják a gazdasági épületek közötti területek, házakhoz kapcsolódó kertek és szérűk.

A II. katonai felmérés elkülöníthető egységei: 1) szántóföld; 2) erdő; 3) legelő, száraz gyep; 4) cserjés, fás legelő; 5) kaszáló, nedves gyep; 6) cserjés, fás nedves gyep; 7) szőlő; 8) gyümölcsös; 9) mocsár, vizenyős terület; 10) település. Ezek a térképeken a felsorolt kategóriák a színezés és grafikai jelek által viszonylag pontosan megkülönböztethetők, elhatárolhatók. A települések belterületének lehatárolása a lakóterületekhez kapcsolódó kertekkel, veteményesekkel együtt történik itt is és a további felmérések szelvényein is.

A III. katonai felmérés szelvényei a vonatkozó területre sajnos csak fekete-fehér kivitelben szerezhetők be és ez behatárolja a művelési ágak elkülönítésének megbízhatóságát. A következő területhasználati kategóriákat különböztethetjük meg a területen: 1) szántóföld; 2) erdő; 3) legelő, száraz gyep; 4) cserjés, fás legelő; 5) kaszáló; nedves gyep; 6) szőlő, gyümölcsös; 7) mocsár, vizenyős terület; 8) település. A felsoroltak közül, a településeket és az erdőket kivéve nem megbízható a többi kategória elhatárolása. Az elkülönítéshez segítséget nyújtanak a felmérés előtti és utáni térképek, illetve a felmérés kevésbé részletes 1:75 000 méretarányú térképei (http1).

Az 1920-as évektől 1989-ig csaknem minden évtizedből rendelkezünk katonai térképekkel, a kis időlépcsők miatt ez az időszak alaposabban vizsgálható.

Az 1992-1993-ban felújított 1:10 000 méretarányú térképen határozottan és megbízhatóan különülnek el az alábbiakban felsorolt kategóriák: szántóföld; erdő; gyep; szőlő; gyümölcsös; mocsár, vizenyős terület; település; állóvíz. A térkép színezésének hátránya, hogy a száraz és nedves gyepek nem különülnek el rajta. A gyepek szukcessziós viszonyaira következtethetünk a cserjéseket, bozótosokat, elszórt fákat jelölő piktogramokból. Fontos megjegyezni, hogy ezeknek a térképszelvényeknek a megújítása és nem készítése történt 1992–1993-ban, ami a tapasztalatok szerint nem jelenti a változások pontos nyomon követését, így ezen a térképen sok tekintetben még a szocialista mezőgazdaságra jellemző viszonyok tükröződnek.

A térképi információkat kiegészítik az országos és a Nógrád megyei statisztikai kiadványok községsoros adatai, amelyek földhasználati információval szolgálnak az 1895. és 2006. közötti időszakról (http2). A térképek és a statisztikai kiadványok területi adatainak összehasonlításából kitűnik, hogy a két adatforrás készítése valószínűleg eltérő módszerrel, eltérő szempontok szerint zajlott. Mindezek ellenére a földhasználati statisztikai adatok alkalmasak a művelési ágak változásainak 20. századi nyomon követésére.

Értékes adatforrást és összehasonlítási lehetőséget kínál a 20. sz. második felében lezajló változások nyomon követéséhez az 1950-es évektől a Hadtörténeti Térképtár jóvoltából rendelkezésre álló katonai légifényképek összevetése. A légifotók által az egyes mozaikosabb felszínborítási kategóriák területein belüli változások (pl. beerdősülés), valamint a mezőgazdasági művelésű területek parcellaszerkezetének, táblaméretének változása is nyomon követhető.

Fontos információkat szolgáltatnak a mintaterületről szóló néprajzi (GEBLER és PAULOVIČ 2003), helytörténeti (BAGYINSZKI és BAGYINSZKI 2005, SZABÓ 1988) és történeti földrajzi munkák (GYÖRFFY 1998).

A digitalizált térképekhez természetességet és hasznosítási intenzitást bemutató fedvény készült oly módon, hogy a különböző időmetszetekben készült térképek egyes kategóriáihoz az adott kor területhasználatának megfelelő intenzitási és természetességi értéket rendeltünk.

1. táblázat A mintaterület földhasználati kategóriáihoz rendelt intenzitási és természetességi értékek  
Table 1. The intensity and naturalness values linked to land use categories

Felszínborítási kategória	I. kat. felm. (1782, 1784)		II. kat. felm. (1842)		III. kat. felm. (1872, 1883)		Topog. térkép (1992–1993)	
	Int.	Term.	Int.	Term.	Int.	Term.	Int.	Term.
szántóföld, száraz gyep, parlag	5	3	*	*	*	*	*	*
szántóföld	*	*	7	4	7	4	8	5
erdő	2	1	2	1	2	1	4	2
gyep	*	*	*	*	*	*	4	2
legelő, száraz gyep	*	*	4	2	4	2	*	*
cserjés, fás legelő	*	*	4	2	4	2	*	*
kaszáló, nedves gyep	*	*	4	2	4	2	*	*
cserjés fás nedves gyep	*	*	4	2	*	*	*	*
nedves gyep, vizenyős terület	3	2	*	*	*	*	*	*
szőlő	6	3	6	3	*	*	7	4
szőlő, gyümölcsös	*	*	*	*	6	3	*	*
gyümölcsös	*	*	5	3	*	*	6	3
település	7	5	7	5	7	5	9	6
mocsár, vizenyős terület	*	*	1	1	1	1	2	1
állóvíz	4	2	*	*	*	*	4	2

A használati intenzitás értékek egy 1-től 10-ig terjedő skálán jellemzik az aktuális használati forma környezetére gyakorolt terhelését. Ennél az értéknél a 10-es jelenti a legnagyobb intenzitású használatot. A természetességi mutatószám 1-től 6-ig terjed, ebben az esetben az 1-es jelenti a leginkább természetközeli felszínborítást. Az egyes természetességi kategóriákat a következő képen definiálhatjuk: 1 – természetes és természetközeli élőhelyekkel fedett felszínek, 2 – közepes mértékben átalakított élőhelyekkel fedett felszínek, 3 – erősen átalakított élőhelyekkel fedett felszínek, 4 – átalakított, egymással mozaikoló élőhelyekkel fedett felszínek, 5 – jellemzően mesterséges élőhelyekkel fedett felszínek, 6 – beépített, burkolt mesterséges felszínek. Az egyes felszínborítási kategóriákat jellemző természetesség és intenzitás értékek a különböző időszakokban az adott kor gazdálkodási színvonalának és sajátosságainak megfelelően kerültek kialakításra (KONKOLYNÉ és NAGY 2005) (3. táblázat).

Jelen vizsgálat során az egyes értékek meghatározása döntően a hivatkozott irodalmak értékeihez alkalmazkodva történt, de módosításokra is szükség volt a térképek eltérő kategória rendszere és a mintaterület sajátos táji jellemzői okán. Fontos felhívni a figyelmet arra, hogy kutatásunkban az intenzitási és természetességi értékek meghatározása nagy mértékben a felszínborítási egységek relatív összehasonlításán, és a múltból származó, sokszor hiányos információk alapján történő becslésen alapszik, ezért fenntartásokkal kezelendő. Ugyanakkor az elkészülő hasznosítási intenzitási és természetességi térképek összehasonlításával és intenzitás és természetességi indexek összevetésével a vizsgált táj terhelései és természetességi viszonyainak irányai, tendenciái nyomon követhetővé válnak. (KONKOLYNÉ 2006). Az intenzitás és természetességi indexet a terület-használati kategóriák részterületének (ha) és a hozzá tartozó hasznosítási intenzitási értékek

kek szorzatának összegéből képezzük, oly módon hogy az összeget elosztjuk az összterülettel (KONKOLYNÉ és NAGY 2005).

Rendelkezésünkre állt a mintaterületre az 1998-as SPOT és LANDSAT műholdfelvételek alapján készített Corine Land Cover 1:50 000 méretarányú felszínborítási térkép (FÖMI, 1998-2000), amelynek kategóriáihoz szintén hozzárendeltük a természetesség és az intenzitás értékeit (KONKOLYNÉ és NAGY 2005). A CLC 1:50 000-es adatbázis elemzése nagy segítséget jelentett az 1990-es években készített topográfiai térkép kategóriáihoz rendelt intenzitás és természetességi értékek kialakításában. A CLC 1:50 000 felszínborítási térkép részletesebb kategóriáinak mutatószámait a területi arányoknak megfelelően súlyozhatóvá váltak, így a topográfiai térkép elemzése hűbben tükrözte a közelmúlt viszonyait (KONKOLYNÉ és NAGY 2005).

## Eredmények és megvitatásuk

### Területhasználati változások

A mintaterületen a vizsgált időszak folyamán a különböző felszínborítási kategóriák átalakulási irányai és a folyamatok mértéke nagy változatosságot mutat. Csoportosítva és súlyozva a folyamatokat öt jellemző változási típus képe körvonalazható (1. táblázat).

2. táblázat A mintaterület területhasználatának változásai 1782 és 2006 között (ha)  
Table 2. Land use changes in the studied area between 1782 and 2006 (ha)

	<i>I. kat. felm.</i> 1782–1784	<i>II. kat. felm.</i> 1842–1855	<i>III. kat. felm.</i> 1872–1883	1895	1913	1935
szántóföld	3868	2925	2854	3421	3949	3952
erdő	1930	1249	987	1124	1347	1337
száraz gyeplélegelő	0	1270	1595	1056	564	571
nedves gyeplélegelő	617	677	750	612	392	438
szőlő, gyümölcsös	314	605	513	291	209	227
település, kivett terület	167	159	193	267	354	353
	<b>1962</b>	<b>1966</b>	<b>1971</b>	<b>1984</b>	<b>1992–1993</b>	<b>2006</b>
szántóföld	3317	3238	3182	2449	2654	2335
erdő	1808	1882	1893	2106	2293	2326
száraz gyeplélegelő	451	447	467	1421	1318	915
nedves gyeplélegelő	415	363	453			130
szőlő, gyümölcsös	523	558	486	486	165	442
településterület, kivett	375	401	412	444	416	757

(Forrás: Az irodalomjegyzékben szereplő statisztikai kiadványok, Az I. II. III. katonai felmérés digitalizált térképei, Topográfiai térképek 1992–1993, <http://www.takarnet.hu> )

- Erdő-gyep, gyep-erdő konverzió néven foglalható össze azok az átalakulások, melyek a 18. sz. végétől az erdők legelőkké való átalakulását, a 20. sz. közepétől a legelők mesterséges erdősítését és spontán erdősülését jelentik.

3. táblázat A történeti térképeken elkülönített felszínborítási kategóriák területarányai a vizsgált területen  
Table 3. Proportion of land cover categories separated on the historical maps in the studied area

Felszínborítási kategória	I. kat. felm. (1782, 1784) (ha)	I. kat. felm. I (1842) (ha)	III. kat.felm. (1872, 1883) (ha)	Topog. térkép (1992–1993) (ha)
szántóföld, száraz gyepek, parlag	3868 (56%)	*	*	*
szántóföld	*	2925 (42%)	2854 (41%)	2654 (38%)
erdő	1930 (28%)	1249 (18%)	987 (14%)	2293 (33%)
gyepek	*	*	*	1318 (19%)
legelő, száraz gyepek	*	588 (9%)	1457 (21%)	*
cserjés, fás legelő	*	682 (10%)	138 (2%)	*
kaszáló, nedves gyepek	*	475 (7%)	750 (11%)	*
cserjés fás nedves gyepek	*	202 (3%)	*	*
nedves gyepek, vizenyős terület	617 (9%)	*	*	*
szőlő	314 (5%)	579 (8%)	*	25 (0%)
szőlő, gyümölcsös	*	*	513 (7%)	*
gyümölcsös	*	26 (0%)	*	140 (2%)
település	167 (2%)	159 (2%)	193 (3%)	416 (6%)
mocsár, vizenyős terület	*	11(0%)	4 (0%)	35 (1%)
állóvíz	1 (0%)	*	*	14 (0%)

- Az egykor kiterjedt szőlők helyén kialakult másodlagos természetközeli élőhelyek ma is meghatározó elemei a terület vegetációs képének.
- A mintaterület domináns művelési ága az erdők mellett a szántóterület, melyekkel kapcsolatos átalakulások külön vizsgálandók.
- A Lókos-patakot és mellékvizeit szegélyező nagy kiterjedésű kaszálók, hosszú ideig a legstabilabb tájhasználatot jelentették a vizsgálatba bevont falvak területén. A 20. sz. 60-as éveitől meginduló patakszabályozások jelentősen visszaszorították ezt a hagyományos, extenzív gazdálkodási módot.
- A településterületek folyamatos, de községenként és koronként eltérő mértékű növekedése képezi az ötödik jól elhatárolható folyamatcsoportot.

### Erdő-gyepek, gyepek-erdő konverziók

A 18. sz. végén a mintaterület 28%-át borították erdők. A nagyobb kiterjedésű erdőtömbök a Romhányi-rögöt, a Szátok és Sente közötti dombsort, a Kisecsettől keleti és déli irányban fekvő magasabb dombokat és a Szentétől kelet felé húzódó hátakat borítják. Az erdők területaránya az 18. század végi állapotokhoz képest a 19. század közepére 10%-al csökkent, helyükön főként cserjés, fás legelők és száraz gyepek jöttek létre. A száraz gyepek egy része feltehetően már az I. katonai felmérésen is szerepelt, igaz a szántóföldektől és a parlagoktól nem elkülöníthetően. A száraz gyepek másik része és a fás, cserjés legelők többsége az egykori erdők átalakulása során keletkezett. Erdő - fás legelő átalakulás elsősorban a megmaradt erdőtömbökkel határos területekre jellemző (Romhányi-rög), de megfigyelhető, hogy egyes alacsonyabb dombhátak kisebb területű zárt erdői teljesen átadták helyüket a fás legelőknek.

A második és harmadik katonai felmérés ideje között az erdők területe kis mértékben tovább csökkent, a különféle gyeptípusok területe körülbelül hasonló mértékben növekedett. A csökkenés elsősorban a Romhányi-rög mintaterületünkre eső nyugati felének erdőterületeit érintette. Ezeken a hegyoldalakon nagy területen található a 19. sz. 2. felében cserjés, fás legelők, kiritkult állományokat, melyeken legeltetés és sertések makoltatása történt. A légifotók szerint, mind a szárazabb, mind a nedvesebb gyepek részben fás legelők és kaszálók voltak. Ezek az értékes élőhelyek használatuk megszűnése, vagy csökkenő mértéke révén a cserjésedéssel, újraerdősüléssel veszítették el hagyományos arcukat az 1980-as években. Ezzel ellentétben, az erdőket ritkító, apasztó folyamat a fahasználat mellett a romhányi mészkőrög tetőin folyó mészégetés. Csökkent az erdők és ugrásszerűen nőtt a gyepek területe Kisecset és Debercsény környezetében. Elképzelhető, hogy a gyepek magas aránya a III. katonai felmérés fekete-fehér szelvényeinek a nehéz értelmezhetőségéből adódik, de a tendencia mindezt figyelembe véve is észlelhető.

Az erdők által borított terület a 20. század során szinte folyamatosan növekedett. 1935-ben észlelhető csupán néhány hektáros visszaesés az 1913-as adathoz képest, később az erdősítés lendülete töretlen. Az erdők 1895-ös kiterjedése 2006-ra több mint kétszeresére nőtt, a szántók, szőlők, de elsősorban az utóbbi századokban hagyományosan legelőként hasznosított földek rovására. A legelőterületek csökkenése elsősorban Kisecset, Sente, Szátok és Kétdodony magasabb dombhátaira koncentrálódik. Az erdőtelepítések meghatározó fajtája a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*), de számos fenyvest is létesítettek a mintaterületen. Az akác aránya az ország megyéi közül Nógrádban a legmagasabb. Ez a nagy akácterület sok méhészt vonz az ország minden részéből a virágzás pár hetes szezonjára. Az 1998-as CORINE felszínborítás térkép tanúsága szerint a mintaterület erdeinek több mint felét már az ültetvényszerű lomb- és tűlevelű erdők teszik ki a természetközeli erdőkkel szemben.

### **A szőlészet, borászat virágzása és hanyatlása**

A mintaterületen Kétdodonynál találkozhatunk először a szőlőművelés említésével Radványi Ferenc kutatásaiban, 1710–1716-ból. „Lakossága igen sok erdőt irtott ki a dombokon, hogy ezeket termővé tegye. Úgy látszik szőlőhegyük is van, helye, fekvése igen kedvező, pedig valamikor a helyen vadon volt” (RADVÁNYI 1710-1716). A jozefiánus felmérés szerint a vizsgált területen a szőlőhegyek hat tömbben, Romhány, Kétdodony és Kisecset határában helyezkednek el. Az adatok alapján Kétdodony és Kisecset életében kiemelkedő jelentősége lehetett a szőlészetnek és a borászatnak. Kisecset nagyobb jelentőségét a nagy szőlőterületeken kívül a népességi adatok is alátámasztják, melyek szerint a falu lakossága 1784–87-ben 420 fő (Romhányé ekkor 844 fő), 2000-ben 216 fő (Romhányé ekkor 2359 fő). A legnagyobb összefüggő szőlőterület Kétdodonyhoz tartozik, területe majdnem eléri a 100 ha-t. A szőlőterületek növekedéséhez hozzájárulhatott Prónay Pál romhányi földbirtokos szőlőművelés iránti érdeklődése és szakértelme, melyet jól bizonyít, hogy ő adta ki az első magyar nyelvű szőlészeti és borászati szakmunkát „A szőlőknek plántálásáról, helyes műveléséről és a boroknak rendes megtartásáról való oktatás” címmel (PRÓNAY 1780).

A mintaterületen a 19. sz. közepén a szőlőtermesztés a virágkorát élte. Az első katonai felmérésen feltüntetett szőlőhegyek bővültek és számos új területet vontak be a szőlőtermesztésbe. Növekedett a romhányi Kók-hegy mellett, a Gyakor-harasztnban és az

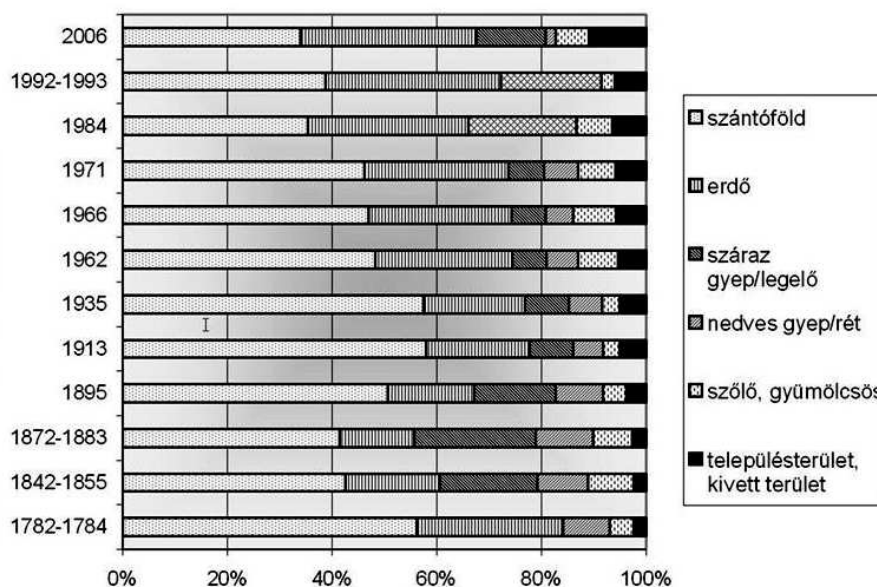
Öreg-oldalban a szőlők területe, folytatódott a művelés a kétbodonyi Öreg-hegyen és Kisecset és Debercsény között is. Új szőlők jelentek meg a Romhány község határához tartozó Makray-hegyen, Bánk irányában, Szátok felé a Petresekben és Szentétől északra. A szőlőtelepítések fokozásához az 1796. és 1809. közötti napóleoni háborúk nyomán a bor iránti emelkedő kereslet is hozzájárult (BAGYINSZKI és BAGYINSZKI 2005). A jobbágyfelszabadítás előtt a szőlők többsége a jobbágyok kezén volt. Romhányban a gazdagabbaknak 1–2 hold, a szegényebbeknek ennek töredéke jutott. Kétbodonyban és Romhányban 1850-ben 560 fő folytatott szőlőtermesztést, így megállapítható, hogy majdnem minden család rendelkezett kisebb-nagyobb szőlőterülettel. Jellemző a szőlészet jelentőségére, hogy Nógrádban csak 3 község előzte meg Romhányt: Kálló, Bercel és Felsőpenc. Jellemző fajta ebben az időben a Góhér (SZABÓ 1988). A szőlők és gyümölcsösök aránya a hat község határában az 1842-es és 1855-ös felmérések idején összességében kb. 9%, ami az előző felmérés térképén mért érték majd kétszerese, a gyarapodás tehát igen erőteljes.

A II. katonai felmérés szelvényein „gyümölcsösként” kategorizáltuk a feltételezhetően főként gyümölcsfákkal beültetett, a dombok lábainál, a présházak között elterülő, gyepek területeket. Területük minimális a szőlőkéhez képest, de a térképen egyes szőlőhegyeken határozottan elkülönülnek azoktól. Ezek a területeken a szőlőhegyi térszerkezet hasonlóságot mutat ÉGETŐ (2001) megállapításaival, miszerint, a szőlők három részre tagolódtak: szőlőalj (hűvösebb, nedvesebb klíma, gyümölcsfák, vetemények), szőlőderék (szőlő), szőlőföl (melegigényes gyümölcsfák). Mintaterületünkön valószínűleg a többi szőlőben is megtalálhatók voltak a gyümölcsfák, ha arányuk a domináns szőlőhöz képest jóval kisebb is volt.

A III. katonai felmérés készítésének időszakában kezdődött Magyarországon a filoxéra pusztítása. Ez a pusztítás a felmérés térképein még kevésbé érzékelhető; a szőlő és gyümölcsösök területének csökkenése minimális. A csökkenés főként a kisecseti és szátoki szőlőkre korlátozódik, a művelési ág többi tömbje változatlan elhelyezkedésű. A filoxéra pusztításának nyomán jelentősen visszaesett a szőlőterületek aránya. A szőlőtermelés gyors újramelegedéséhez azonban csak a nagybirtokosok rendelkeztek elég tőkével (SZABÓ, 1988). Filoxéra utáni fajták: ezerjő, olaszrizling, mézesfehér. A csökkenő tendencia mélypontját az 1913-as 95 ha-ról szóló adat jelenti. Ezt követően a szőlők területének gyarapodása az 1960-as évekig tartott, majd folyamatosan csökkent, míg elérte a 2006-os 24 ha-os, minimális kiterjedést (1. ábra).

A szőlők felhagyásával párhuzamosan új, kis területű gyepek jelentek meg a felhagyott szántókon és a felhagyott szőlők helyén Romhány területén a Makray-hegyen, a Kók-hegy mellett és a Petresekben, de jellemző ez a mintaterület többi falvának egykori szőlőhegyeire és szántóira is. A felhagyott szőlők helyén kialakult mozaikos, száraz gyepek változatos élőhelyet biztosítanak a madarak számára, de megtalálható itt a védett bíboros kosbor (*Orchis purpurea*) (MALTINSZKY et al. 2008, PENKSZA et al. 2007, SZENTES et al. 2007), a tavaszi hérics (*Adonis vernalis*) és az árvalányhaj fajok (*Stipa* spp.), amelyek eredetileg lejtősztyeppék és ritkás, száraz bokorerdők növénye.

Uradalmi birtok volt a Romhánytól ÉK-i irányban fekvő Vérhegy, amelyen a 20. sz. első gyümölcsöst létesítettek (GEBLER és PAULOVITS 2003). Ennek emlékéét őrzi a hegy lépcsőzetes, teraszos oldala. A szőlőtermesztés hanyatlásával növekedett a különféle bogyós gyümölcsök (ribizli, málna) termesztése, amely részben a helyi TSZ-ek, részben háztáji gazdaságok keretein belül történt. Az 1960-as évektől folyamatosan nőtt a gyümölcsösök területe, melyeket a Magyarnádor melletti nagyüzemi gyümölcsös Debercsény határához tartozó



I. ábra A mintaterület területhasználatának változásai 1782. és 2006. között  
 Figure 1. Land use changes in the studied area between 1782 and 2006

része is gyarapított. Az 2001-es mezőgazdasági összeírás szerint a „kert, gyümölcsös” kategóriát a hobbiterkek „zártkert” minősítése is növelte.

### A szántók átalakulási folyamatai

Az I. katonai felmérés mintaterületet érintő szelvényein a szántóföldek és a meredekebb domboldalak száraz legelői nem különíthetők el. A térképen sárgával jelzett kategóriába a nyomásos gazdálkodás miatt a műveletlenül hagyott földek is beletartoznak. A föld pihentetésének két módját ismerték. Ha a műveletlenül hagyott földet nem szántották fel, akkor parlagrendszerrel, ha a pihentetési idő alatt egyszer felszántották, nyomásrendszerrel beszélhetünk. Ez utóbbi esetben a bevetésre nem kerülő terület neve az ugar. Két nyomásos rendszer esetében ugar és őszi búza, háromnyomásos gazdálkodás esetén ugar, őszi búza és tavaszi búza jelentette a földművelési rendszer egységeit. Az ugarok, és aratást követően a tarlók legelőül szolgáltak a jószágnak. A jobbágycsaládok földjei sok, olykor 15-20 tagban feküdtek, a földeket időnként újraosztották. A birtokszerkezet mellett a parcellákat elválasztó mezsgyék, gyepsíkok nagy száma is hozzájárult a szántóföldi mezőgazdaság alacsony intenzitási fokához és a magasabb szintű tájdiverzitáshoz (HONVÁRI 2002).

Az 1782-ben és 1784-ben készített térképek alapján a vizsgált terület több mint felét borították szántók, száraz gyepek, parlagok. Sente és Debercsény községhatárának jelentős részét ez a kategória teszi ki.

A II. katonai felmérés térképén már határozottan elkülöníthető a szántó a száraz gyepektől és a legelőktől, ezért az első két felmérés területi összehasonlítása e kategóriáknál nehézségbe ütközik. Megállapítható hogy, a 19. sz. közepén szántóként művelt



területek az első katonai felmérés „szántó, száraz gyepek, parlag” kategóriájú területein belül találhatóak. A legnagyobb szántók Romhánytól ÉNy-ra és Szátok, Sente, Romhány, Kétdodony közötti alacsonyabb dombháton feküdtek.

A II. és a III. katonai felmérés elkészítése között a szántóföldek aránya összességében nem változott érdemben, azonban községenként vizsgálva már észlelhetők változások, Debercsényben fás legelők alakultak át szántóvá, Kétdodonyban és Kiseccset határában a szántók helyén legelőként azonosítható gyepek területeket találhatunk. Kiseccset esetében ez a folyamat a párhuzamos jelentős népességcsökkenéssel állhat összefüggésben ezért elképzelhető, hogy ezen területek egy része valójában nem legelő, hanem parlagterület volt. Romhányban a községtől D-re fekvő fás és fátlan legelőket váltották fel a szántóföldek, összhangban a falu népességének növekedésével (2. ábra).

A művelési ágak 20. sz-i változásának elemzéséhez már nem csak történeti térképekre, hanem községsoros adatokra is támaszkodhatunk. A lakosságszám és a szántók arányának párhuzamos növekedése a 19. sz. végétől a 20. sz. első négy évtizedéig jellemző (2. ábra). A szántó művelési ágú területek maximális kiterjedésüket, 3952 ha-t, 1935 körül érték el. Ettől az időponttól, az erdők területének növekedésével, folyamatos csökkenés jellemzi a szántó művelési ágat.

A 20. század közepétől a szántóművelés technikája, intenzitása, a tulajdonosi szerkezet és a művelési egységek mérete is változott. Az 1956-ban készített légifénykép a földosztás utáni, de az erőltetett szövetkezetesítés közötti állapotokat tükrözi. Összehasonlítva az 1987-ben készített felvétellel megállapítható, hogy egyes nagyüzemi táblák helyén három évtizeddel korábban akár 80–100 parcella is feküdt. A szántótáblák tagosítása során töredékére csökkent az ökológiai szempontból pozitív szerepű mezsgyék, szegélyek hossza is, ezzel csökkentve a szántók természetességi értékét.

### **Nedves rétek, vizenyős területek, állóvizek**

A települések környékének meghatározó folyóvize a Lókos-patak. II. Rákóczi Ferenc is megemlíti a vízfolyást emlékirataiban az 1710-ben zajlott romhányi csata kapcsán (SZABÓ 1988). A ő beszámolóiban az első katonai felmérés szerint is elmondható, hogy a patak a 18. sz.-ban meglehetősen zabolátlan, természetes állapotú „vadvíz” volt. A Lókos mentén még a 20. sz.-ban is voltak mocsaras területek és többé-kevésbé állandó vízfelületek. Ezt látszik igazolni a Lókos mellett Romhány és Bánk között elterülő „Tóhely” dűlőnév is (GEBLER és PAULOVIČ 2003). A térképen több helyen szétválik a vízfolyás, majd összefut. Levéltári lajstromokban is fellelhető a patak kiöntései által okozott károk jegyzéke. Ebben a viszonylag természetes állapotban változás csupán 1960-ban következett be, amikor szabályozták és egyenes mederbe terelték. Hasonló, de csekélyebb mértékű szabályozásokra került sor a terület többi kisebb vízfolyása esetében is.

A 18. század végén a mocsárrétek és a nedves gyepek a területet behálózó patakok mentén, változó szélességű sávban húzódtak. Elhelyezkedésük és területük (8-10%) lényegében változatlan az első három katonai felmérés térképein. A III. felmérés szelvényein elkülöníthetővé váltak a természetesebb fás és az intenzívebben használt fátlan nedves gyepek. A fás, cserjés, nedves gyepek Szátok, Romhány és csekély részben Kétdodony határában, a Lókos-patak mentén húzódnak. Ez a területhasználati forma bizonyult a legállandóbbnak, megőrizte térfoglalását a 20. sz. derekáig, amikor a Lókost sza-

bályozták és kaszálói kiszáradtak, helyüket pedig többnyire szántók vették át. A szabályozás után a kaszálók és nedves rétek arányának csökkenése mérsékeltebben, de kimutatható a kisebb vízfolyások mellett is. Az egykori nedves kaszálók egyes népi használatú dűlőnevei, mint például Csátésok, Zsombikos, ma is utalnak a területek egykori jó vízellátottságára (GEBLER és PAULOVIKS 2003).

A 19. sz. közepén mocsár, vizenyős terület kategóriájába egyetlen kb. 10 ha-os, Szátoktól északra fekvő mocsaras foltot sorolhatunk a térkép szerint, melyet egyszerűen Tónak, később Hibniknek hívtak a feliratok alapján. Valószínű, hogy ezen az egy területen kívül is voltak kisebb-nagyobb időszakos mocsarak a patakok mentén és főként a Lókos völgyében. Mocsaras, vizenyős borításhoz az 1984-es topográfiai térkép szerint a kétbodonyi horgásztóhoz kapcsolódó nádasok és a Sente melletti „Tó”, valamint a Debercsény melletti patak völgyek egy része tartozik.

A mintaterület a vizsgált időszakban állóvizekben meglehetősen szegény volt. Az első katonai felmérés szelvényein egyetlen állóvizet azonosíthatunk. A tó a Felső-Szátok déli szegletében épült malom vízellátását biztosította. Területe mindössze 0,53 ha. Az első három felmérés térképein számos vízimalom található a területen. Feltételezhető, hogy nagy részükhöz kisebb felületű állóvizek is kapcsolódtak. A térképeken a 20. sz. második feléig nem azonosítható egyértelműen állóvíz. A mintaterület jelenleg egyetlen nagyobb kiterjedésű állóvize az 1970-ben, a helyi termelőszövetkezet által a Sentei- és Kétbodonyi patakok felduzzasztásával létesített horgásztó. Területe 14 ha, mely tulajdonjogilag Kétbodony, Kisecset és Sente között oszlik meg. A mintaterületen kívül de annak közelében fekszik a Bánki-tó, melynek érdekessége, hogy az I. katonai felmérés térképén az 1780-as években mérete a mai többszörösét teszi ki, mélyen benyúlik a Lókos völgyébe.

### **A beépített területek terjeszkedése, közlekedési hálózat fejlődése**

A vizsgált terület népességéről 1784–1787-től, tehát az I. katonai felmérés korából állnak rendelkezésre adatok. Ekkor a hat falu teljes lakossága 3009 fő. Ebben az időben is Romhány a legnépesebb település, de a népesség falvak közötti eloszlása ekkor még kevésbé aránytalan. Az I. katonai felmérés térképszelvényein az összes mai település „magja” megtalálható. A felmérés tanúsága szerint Romhány területének nagy része a 18. sz. végén a Lókostól északra fekvő területre esik. Kisebb településrészek vannak a Lókos-patak hídjának másik oldalán, ettől délre a későbbi Domb falurész helyén és a Romhányból Bánkra vezető úttól délre a mai Kispusztá helyén. A mai Kétbodony elődei, Alsó- és Felső-Bodony jól elkülöníthetőek a korabeli térképen. Mindkét falurész körül elszórt lakóterületek fekszenek. Kétbodonyhoz hasonlóan Szátok község is két településrésze különül el, Felső- és Pusztá-Szátokra. Sente és Debercsény a katonai felmérés térképe szerint egybefüggő településterülettel rendelkeznek. Kisecset esetében szembeötlő, hogy a falu területének a többi községhez viszonyított aránya jóval meghaladja a későbbi vagy a mai arányokat. A 18. sz. végén található Kisecsetől keletre egy kisebb településrész, mely mai értelemben vett „pusztá” vagy, a közeli nagy kiterjedésű szőlők miatt, vincellérházak csoportja lehetett.

A 19. sz. elején csökkenés következett be a lakosság lélekszámát illetően, majd folyamatos gyarapodás indult meg. A második katonai felmérésen látható Romhány déli falu-

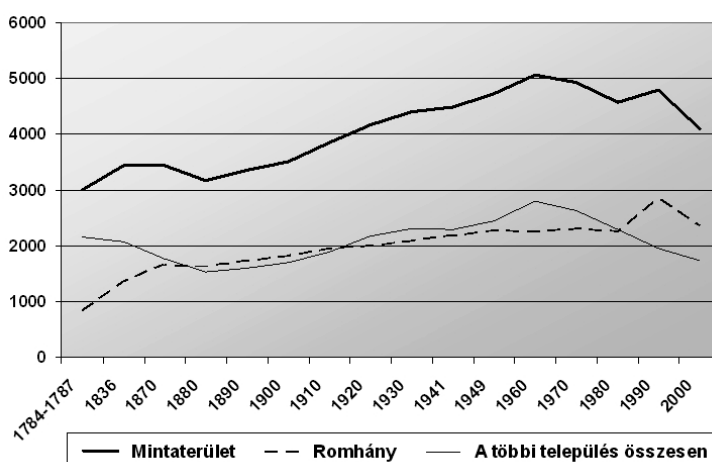
részének, a Dombnak a kiépülése. A Domb a 19. sz. közepére a jelentős népességnövekedéssel összhangban, kb. 50–60 év alatt jelentős mértékben növelte a falu területét. A mintaterület többi településének területére a mérsékelt növekedés vagy a stagnálás jellemző.

A harmadik katonai felmérés idején megfigyelhető a falvak környékén a tanyák, puszták nagyobb száma és az előző térképhez képest nagyobb kiterjedése is. Romhány esetében ezek a Laszkáry puszta, Kastelka puszta és Újvilágos puszta. Ezek a majorok a falu földbirtokosainak tulajdonában voltak. Ettől az időszaktól kezdődően, a mintaterület gyarapodó lélekszámával összefüggésben folyamatosan nő a szántóterületek aránya egészen az 1935-ös maximális értékig.

A 19. század vége és az 1990-es évek közötti időszakban a legnagyobb területi gyarapodás Romhány esetében mutatkozik. A 20. sz. folyamán három ipari létesítmény is települt ide. A legjelentősebb a Zalakerámia Rt. romhányi gyáregysége melynek őse 1924-ben létesült (SZABÓ 1988), 1974-re megépült a második gyáregység az R2, 1981-re a harmadik az R3. Ezzel a gyár a környék falvainak legnagyobb és legjelentősebb munkaadójává vált és jelentékeny hatást gyakorolt a falu társadalmi viszonyaira és gazdaságára. 1969-ben indította el tevékenységét a Váci Híradástechnikai Anyagok Gyárának romhányi gyáregysége. Ezt követte a Gránit Csiszolószerszám és Kőedénygyártó Vállalat Widenta gyárának beindulása. A 20. sz. második felében építették be a Romhányból Szátokra vezető út bal és jobb oldalán a falu után fekvő területet.

Ugrásszerűen nőtt a beépített terület a többi község esetében is. Szátok és Kétdobony különálló településrészei egybeépültek, a 20. sz. különböző periódusaiban új területeket vontak a lakóövezetbe. Az 1872-es településterületek nagysága 193 ha volt, 2006-ra 757 ha-ra nőtt az ennek a kategóriának megfelelő kivett területek részesedése. A gyarapodás majdnem négyszeres.

Az 1990-es évek elején készített topográfiai térképen még nem jelenik meg, de az évtized második felében egyre erőteljesebb, és az 1998-as CORINE felszínborítási térképen megjelenik a Kétdobonyi-tó melletti hétvégi telkes övezet fejlődése. Sok, elsősorban budapesti pihenni vágyó vásárol hobbitelket, hétvégi házat a tó fölé magasodó Benedek-hegy oldalában és a szomszédos domboldalakon.

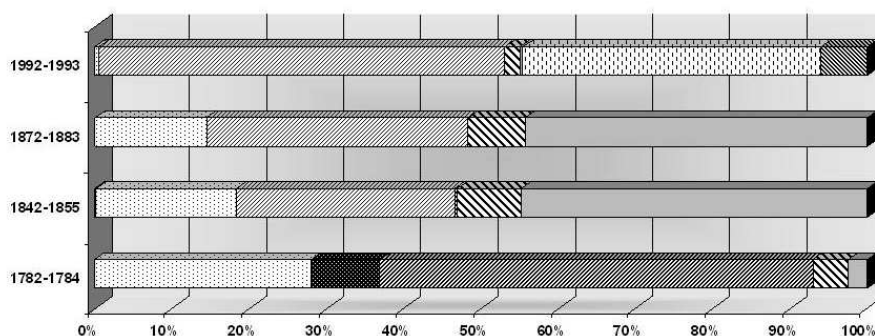


2. ábra A mintaterület népességének változása 1784 és 2000 között  
Figure 2. The population changes of the study area between 1784 and 2000

Lélekszám tekintetében a vizsgált falvak közül a 20. sz. második felében egyre inkább kiemelkedett Romhány, melynek lakossága 1990-ben érte el a 2852 fős maximumot. A falu népességének gyarapodása és a korábbiakban ismertetett ipari üzemek terjeszkedése a beépített területek jelentős bővüléséhez vezetett. Az előző folyamattal párhuzamosan a kisebb falvak lakossága az 1960-as, 1970-es évektől csökkenni kezdett. A csökkenés részben a nagyobb községekbe (Romhányba), városokba áramlással, részben a születésszám csökkenésével magyarázható. A népesség elöregedése és elvándorlása a hagyományos, extenzív gazdálkodási formák visszaszorulásához is hozzájárult. 1960-ban 5069 fő, 2000-ben 4105 fő a mintaterület lakossága (2. ábra).

### A táj hasznosítási intenzitásának és természetességének változása

Az intenzitási index értéke az I., II. és III. felmérésnél 4,08 ; 5,15 és 5,19 az időben előrehaladva folyamatosan növekszik.



#### Területhasználat intenzitás skála

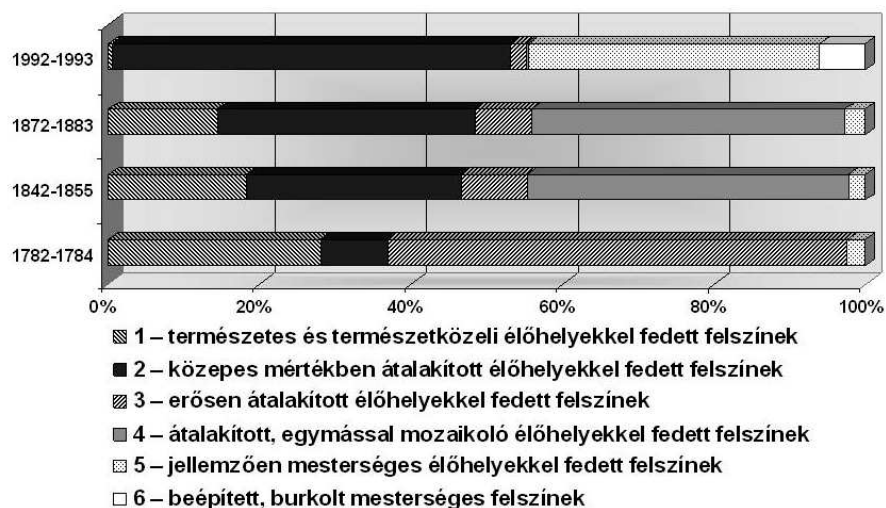
1 - legalacsonyabb 10 - legmagasabb intenzitású használat

□ 1 □ 2 ■ 3 ▨ 4 ▩ 5 ▪ 6 □ 7 ▫ 8 ▬ 9 ■ 10

3. ábra Az egyes használat-intenzitási kategóriák aránya a vizsgált korokban  
Figure 3. The proportion of intensity categories in different time periods

A 20. sz. végi topográfiai térkép szerinti állapotok szerint az intenzitás index megemelkedik 5,88-ra. Ez a változás elsősorban annak köszönhető, hogy jelentősen megnőtt az ültetvénytől művelt erdők aránya, de közrejátszik az ipar és településterületek terjeszkedése és a mezőgazdaság intenzívebbé válása is (3. ábra).

A természetességi index a négy felmérés során a következőképpen alakul: 2,40 (I. Katonai felmérés); 2,82 (II. katonai felmérés); 2,84 (III. katonai felmérés); 3,42 (topográfiai térkép, 1992,1993). Az utóbbi, leromlást jelző értékért szintén a telepített erdők a felelősek, melyekre jellemző az idegenhonos fajok nagy aránya és az erdő természetességi ismérveinek nagyfokú hiánya (4. ábra).



4. ábra Az egyes természetességi kategóriák aránya a vizsgált korokban  
 Figure 4. The proportion of naturalness categories in different time periods

### Összefoglalás

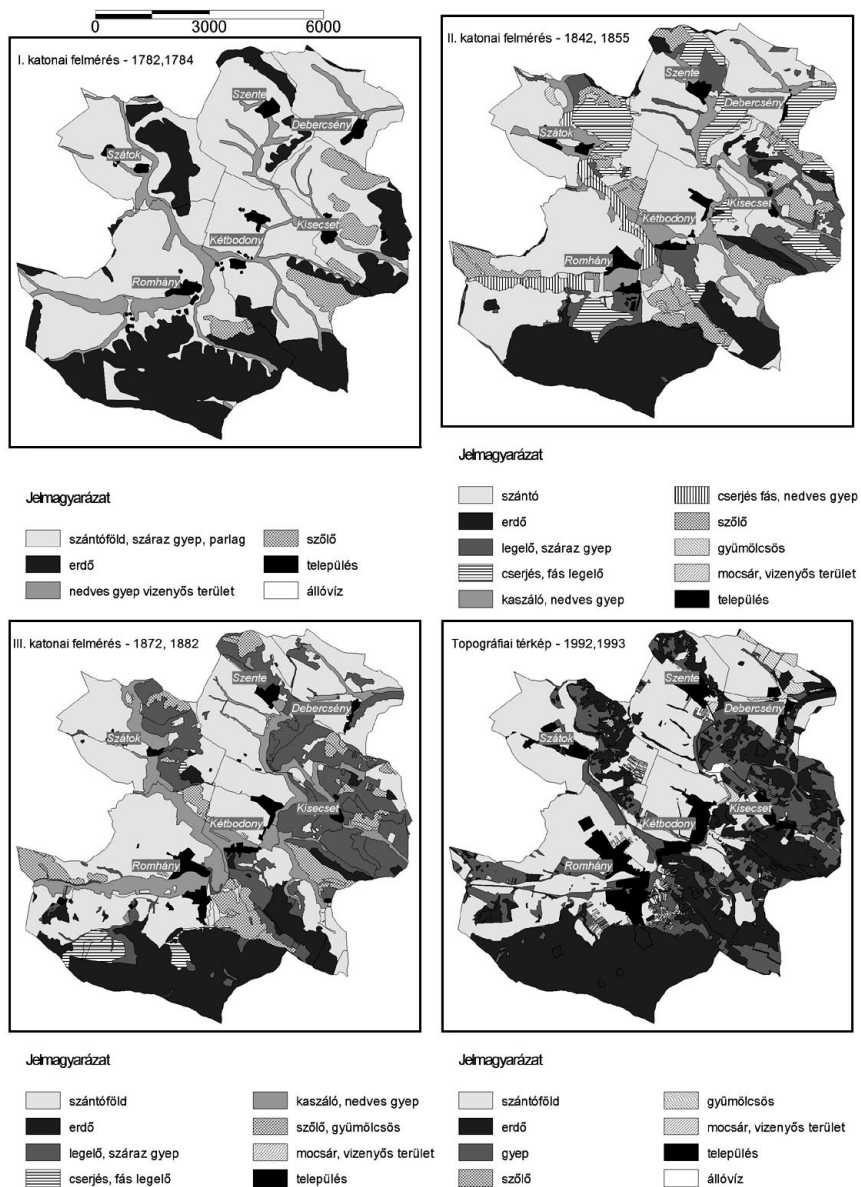
Mintaterületünkön a jelenlegi felszínborítási egységek szerkezetére számos tekintetben magyarázatot ad a tájtörténeti elemzés. Az évtizedekkel, évszázadokkal ezelőtti terület-használat, földhasználat a művelés megszűnése után is meghatározója a táj vegetációjának, felszínborításának. Szemléletes példa erre az egykori szőlőhegyek és felhagyott legelők esete: a rajtuk kialakult spontán szukcessziós folyamatokat valószínűleg még hosszú évtizedekig befolyásolja az egykori tájhasználat típusa.

A tájtörténeti vizsgálat során feltárt felszínborítás-változási folyamatok (5. ábra) az alábbiakban foglalhatók össze: Az eredeti vegetációt, az erdőt a 18. század végéig, a rendelkezésre álló első felszínborítást ábrázoló térkép készítéséig már jelentős mértékben visszaszorította az emberi tevékenység. Az I. felmérés idején is megtalálható már a területen a szőlők egy része, valamint meghatározók a nagy kiterjedésű száraz gyepek és a szántóföldek.

A 18. sz. végétől jelentősen növekedett a szőlőterület, a vizsgált falvak országos viszonylatban is említésre méltó borászati szereppel bírtak. A virágzó szőlészeti és borászati kultúra sorsát a 19. sz. végi nagy filoxerajárvány pecsételte meg, mely után csak részben történt meg a szőlők újratelepítése.

A 19. sz. során legelők és szőlők bővülésével az erdők aránya egyre csökkent, majd a mélypontot valószínűleg a század utolsó évtizedében érte el. A 20. században Trianon után, de leginkább a II. világháborút követően lendült fel az erdőtelepítés ügye. A főként egykori legelőkre, szántókra történő telepítéseknek köszönhetően a III. katonai felmérés és az 1980-as években készített topográfiai térkép készítése között eltelt kb. száz esztendőben, az erdők területe több mint kétszeresére nőtt.

## A felszínborítás változása a mintaterület településeinek területén



5. ábra A mintaterület felszínborításának változása a vizsgált időszakban  
 Figure 5. The change of land cover in the studied area in the investigated time period

A nedves gyepek, kaszálók hasznosítási formája mutatta a legnagyobb állandóságot a történelem folyamán, mind elhelyezkedését, mind területnagyságát tekintve. A Lókos-patak mentén egészen az 1960-as évekig, a patak szabályozásáig folytatták a hagyományos gyepgazdálkodást.

A települések belterületének bővülése minden községben folyamatos, de legjelentősebb Romhány esetében. Ez köszönhető annak, hogy Romhány térségi relatív központi szerepe miatt és a szocialista iparosítás folytán a 20. sz. második felében a migráció célpontjává tette, ami együtt járt a környékbeli falvak lélekszámának csökkenésével.

A használati-intenzitási és a természetességi indexeket vizsgálva a III. katonai felmérés időszakáig fokozódó használati-intenzitást és romló természetességi állapotokat konstatálhatunk. Ez a folyamat főként a szőlőművelés és a legeltető állattartás fokozódó térnyerésének köszönhető az említett időszakban. Az elmúlt bő kétszáz esztendő mezőgazdasági fejlődésének és a tájhasználati formák átalakulásának tükrében az sem meglepő, hogy a 20. század során ezek a mutatók természet- és tájvédelmi szempontból szintén nagymértékű leromlást tükröznek. Annál érdekesebb megvizsgálni, hogy ezeknek a mutatóknak a 19. és a 20. század végi állapotok közti változása mely tájhasználati formák mennyiségi és minőségi változásából származik. Az összesített tendenciával ellentétes folyamat, hogy a kiterjedt szőlőhegyek főként alacsonyabb intenzitási értékkel jellemzett és kedvezőbb természeti állapotú gyepekké és erdőkké alakultak. Az erdőtelepítések főként ültetvényszerűen művelt, tájidegen fajokkal történtek, így ennek a művelési ágának a térnyerése nem hatott a növekvő természetesség irányába. A nagyüzemi szántóföldi növénytermesztés kialakulása és a lakó- és iparterületek terjeszkedése pedig egyértelmű terhelésfokozódást jelentett a mintaterület egészére nézve.

#### Köszönetnyilvánítás

Ezúton köszönöm Konkolyiné Gyuró Évának a dolgozat készítése során nyújtott értékes tanácsait és útmutatásait. Köszönettel tartozom a Hadtörténeti Térképtár munkatársainak nélkülözhetetlen segítségéért is.

#### Irodalom

- BAGYINSZKI F., BAGYINSZKI F. 2005: Kétdobony története. Kétdobony Község Önkormányzata. Kétdobony. 431 p.
- DANYI D., DÁVID Z. (szerk.) 1960: Az első magyarországi népszámlálás (1784–1787). Művelődési Minisztérium Levéltári Osztálya. Központi Statisztikai Hivatal könyvtára. Budapest. 389 p.
- ÉGETŐ M. 2001: Szőlőművelés és borászat. In: Paládi-Kovács A. (szerk.): Magyar néprajz. II. Gazdálkodás. Akadémiai Kiadó, Budapest. p. 527–595.
- GEBLER V., PAULOVIKS K. 2003: Romhány határának és belterületének néprajzi nevei. 20 p.
- GYÖRFFY Gy. 1998: Az Árpád-kori Magyarország történeti földrajza IV. Akadémiai Kiadó. Budapest. 714. p.
- HONVÁRI J. (szerk.) 2002: Magyarország gazdaságtörténete a honfoglalástól a 20. sz. közepéig. Aula Kiadó. Budapest. 682 p.
- KENÉZ Á., SZEMÁN L., SZABÓ M., SALÁTA D., MALATINSZKY Á., PENKSZA K., BREUER L.† 2007: Természetvédelmi célú gyephasznosítási terv a pénzesgyőr-hárskúti hagyásfás legelő élőhely védelmére. Tájökológiai lapok 5: 35–41.
- KONKOLYINÉ GYURÓ É. 1990: A tájpotenciál és a tájhasználat összefüggései a Zempléni-hegységben. Kandidátusi Értekezés. Kézirat. 158 p. + mellékletek.
- KONKOLYINÉ GYURÓ É. 1995: A táj mező- és erdőgazdasági hasznosítása a Zempléni-hegységben a megtelepedéstől a XIX. század közepéig. Erdészettörténeti Közlemények 20: 5–53.

- KONKOLYNÉ GYURÓ É. - NAGY D. 2005: Táj- és természetvédelmi tervek rendszere. Modellterv a Zempléni-hegység térségére. p. 57. Háttér tanulmányok. p.43. Mellékletek. A3. p. 28. Konkoly Mérnöki Iroda. Budapest.
- KONKOLYNÉ GYURÓ É. 2006: A Füzéri-medence és a Nagy-Milic térségének tájtörténeti elemzése. A tájhasználat intenzitás értékelése és intenzitás javaslat. Tanulmány. pp 13–37. In Táj- és természetvédelmi tervek rendszere Zempléni modellterv II. ütem. Módszertani javítások. Kutatási jelentés Melléklet 3. Konkoly Mérnöki Iroda Kft.
- KONKOLY GYURÓ É. 2006: Tájökológiai és -tervezési glosszárrium. Szakmai egyeztetési anyag. Budapest. 33 p.
- MAROSI S., SOMOGYI S. (szerk) 1990: Magyarország kistájainak katasztere. MTA FKI. Budapest. I.–II. köt. 1023 p.
- MALATINSZKY Á., SILLER I., PENKSZA K. 2008: Abandoned loess grape yards as refuges of rare steppe plant species. *Cereal Research Communications* 36: 1139–1142.
- NAGY A., PENKSZA K. 2006a: Élőhely-értékelési lehetőségek dél-tiszántúli és veresegyházi területeken természetességi mutatók alapján. *Tájökológiai Lapok* 4: 115–125.
- NAGY A., PENKSZA K., 2006b: A Vésztő-Mágor Természetvédelmi Terület élőhelytérképe. XXVI. Vándorgyűlés, Budapest, 2006. 11. 9–10. pp. 97–104.
- NAGY A., PENKSZA K. 2007: A Vésztő-Mágor Természetvédelmi Terület élőhelytérképe, és környezetgazdálkodási-termesztvédelmi értékelési lehetősége. *Tájökológiai Lapok* 5: 103–116.
- NAGY A., BALOGH Á., PENKSZA K. 2005: Összehasonlító élőhely vizsgálatok dél-tiszántúli és veresegyházi területeken a természetességi állapotok alapján. IV. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium kiadványkötete. pp. 307–311.
- NAGY A., PENKSZA K., LABORCZI A., KISS T. 2007a: Possibilities for environmental management evaluation on the basis of habitat mapping. *Lucrări Ştiinţifice* 9: 117–124.
- NAGY A., PENKSZA K., LABORCZI A., KISS T. 2007b: Habitat mapping of Vésztő-Mágorpuszta (South-East Hungary) protected natural area. *Lucrări Ştiinţifice* 9: 125–132
- NAGY A., MALATINSZKY Á., PÁNDI I., KRISTÓF D., PENKSZA K. 2007c: Élőhelycsoportok kialakítása táji szintű összehasonlításhoz I. *Tájökológiai Lapok* 5: 363–369.
- NAGY D. 2003: Tájtörténeti kutatások a Gömör-Tornai-karszton I. pp 107–143. In.: BOLDOGH S. (szerk.) *Kutatások az Aggteleki Nemzeti Parkban. ANP füzetek II. Jósvafő.*
- PENKSZA K., TASI J., SZENTES SZ. 2007: Eltérő hasznosítású Dunántúli középhegységi gyepek takarmányértékeinek változása. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 5: 1–8.
- PRÓNAY P. 1780: A szőlőknek plántálásáról, helyes műveléséről és a boroknak rendes megtartásáról való oktatás. 64 p.
- RADVÁNYI F. 1710-1716: Adatok Nógrád megye történetéhez.
- SZABÓ I. 1988: Romhány története. *Nagyközségi Közös Tanács. Romhány.* 228 p.
- SZABÓ M., KENÉZ Á., SALÁTA D., MALATINSZKY Á., PENKSZA K., BREUER L.† 2007: Természetvédelmi-gyepgazdálkodási célú botanikai vizsgálatok a pénzesgyőr-hárskúti hagyásfás legelőn. *Tájökológiai Lapok* 5: 27–34.
- SZENTES SZ., KENÉZ Á., SALÁTA D., SZABÓ M., PENKSZA K. 2007: Comparative researches and evaluations on grassland management and nature conservation in natural grasslands of the Transdanubian mountain range. - *Cereal Research Communications* 35: 1161–1164.
- [http1://www2.arcanum.hu](http://www2.arcanum.hu)  
[http2://www.takarnet.hu](http://www.takarnet.hu)

### Statisztikai kiadványok

- A népmozgalom főbb adatai községenként V. köt. 1828–1900, Központi Statisztikai Hivatal. Budapest.
- Központi Statisztikai Hivatal. Községsoros adatok 1895–1984.
- Mezőgazdasági statisztikai adatgyűjtemény 1870–1970. Földterület III. Községsoros adatok. Központi Statisztikai Hivatal. Budapest.
- Nógrád megye statisztikai évkönyve 1990. Központi Statisztikai Hivatal. 1991. Salgótarján.
- Nógrád megye statisztikai évkönyve 2000. Központi Statisztikai Hivatal. 2001. Salgótarján.
1960. évi népszámlálás. 3. Nógrád megye személyi és családi adatai. Központi Statisztikai Hivatal. Budapest. 1962.
1980. évi népszámlálás. 12. Nógrád megye adatai. Központi Statisztikai Hivatal. 1981. Salgótarján.



**Felhasznált térképek:**

Az I. katonai felmérés. Térképszelvényei: XV-16 (1782), XVI-17 (1782), XIV-16 (1784), XIV-17 (1784), (1:28800), Hadtörténeti Térképtár

A II. katonai felmérés. Térképszelvényei: XXXIII-46 (1842), XXX-47 (1842) (1:28800), Hadtörténeti Térképtár

A III. katonai felmérés. Térképszelvényei: 4862/2 (1872), 4863/1 (1883) (1: 25 000), Hadtörténeti Térképtár  
 Újfelmérés: Térképszelvényei: 4862/2 (1923), 4863/1 (1923) (1:25 000), Hadtörténeti Térképtár

Katonai felmérés. Felmérés ideje: 1932 (1:25000), Hadtörténeti Térképtár

Katonai felmérés. Felmérés ideje: 1952, Szelvények: I-34-03-A-b, I-34-03-A-d, I-34-03-B-a, I-34-03-B-c, (1:25000), Hadtörténeti Térképtár

Katonai felmérés. Felmérés ideje: 1959, Szelvények: I-34-03-A-b, I-34-03-A-d, I-34-03-B-a, I-34-03-B-c, (1:25000), Hadtörténeti térképtár

Katonai felmérés. Felmérés ideje: 1971, 1979, Szelvények: I-34-03-A-b, I-34-03-A-d, I-34-03-B-a, I-34-03-B-c, (1:25000), Hadtörténeti Térképtár

Katonai felmérés. Felmérés ideje: 1987, 1988, 1989, Szelvények: I-34-03-A-b, I-34-03-A-d, I-34-03-B-a, I-34-03-B-c, (1:25000), Hadtörténeti Térképtár

Topográfiai térkép, Felmérés ideje: 1992, 1993, Szelvények: 75-221, 75-222, 75-223, 75-224, 85-441, 85-442, 85-443, 85-444, (1:10 000), FÖMI

Archív, katonai légi fényképek: 1956, 1979, 1980, 1986, 1987, Hadtörténeti Térképtár

Corine Land Cover 1:50 000 felszínborítási térkép: 1998, FÖMI

HISTORICAL LAND USE RESEARCH ON A STUDY AREA OF CSERHÁT MOUNTAINS

G. ZAGYVAI

University of West Hungary, Institute of Environmental Sciences,  
 H-9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky út 4. e-mail: zagyvai@emk.nyme.hu

**Keywords:** historical land use, changing of land cover, intensity of land use, naturalness

The paper presents the results of a historical landscape assessment focused mainly on the investigation on the land use changes in the area of Cserhát mountains during the two last centuries. The assessment has been based on historical maps, archive aerial photographs, archive statistical and literature data, local historical records and the opinions of local stakeholders. Common land cover categories of the first three historical map series and the topographical map of 1990s at the scale of 1:25000 were identified. In addition, we used other military maps and aerial photographs and statistics from the 20th century and assessed the main processes in land cover change. To the Naturalness and land use intensity value categories have been attached to each identified land cover categories. The definition of the values has been based on referenced literature, but adjusted also to local conditions. It has allowed to calculate indexes of the whole study area for the mentioned time period. Both the land use intensity and the naturalness index show the continuous, but different increase of pressures on landscape and at the same time its degradation in ecological conditions.

## TALAJMŰVELÉSI MÓDOK AGROÖKOLÓGIAI ÖSSZEHASONLÍTÓ VIZSGÁLATA

BÁDONYI KRISZTINA<sup>1</sup>, HEGYI GERGELY<sup>2</sup>, BENKE SZABOLCS<sup>1</sup>,  
MADARÁSZ BALÁZS<sup>1</sup>, KERTÉSZ ÁDÁM<sup>1</sup>

<sup>1</sup>MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Természetföldrajzi Osztály  
1112 Budapest, Budaörsi út 45. E-mail: Bad8379@iif.hu

<sup>2</sup>ELTE Állattrendszertani és Ökológiai Tanszék  
1117 Budapest, Pázmány P. sétány 1/C

**Kulcsszavak:** hagyományos talajművelés, kémélő talajművelés, földigiliszták, madarak

**Összefoglalás:** Magyarország területének közel felén (48,5%) folyik szántóföldi művelés. Ezek a területek nemcsak a termelés színterei, hanem fontos élőhelyei számos vadonélő növény- és állatfajnak. E tanulmány áttekintést nyújt a SOWAP Projekt eredményeiről, melynek során összehasonlítottuk a hagyományos és a talaj-kímélő művelés (sekély talajművelés tárcsázással, szármaradványok felszínen való hagyásával) földigilisztákra és madarakra gyakorolt hatását. Ez a két állatcsoport az egészséges talaj, illetve az egészséges mezőgazdasági táj fontos bioindikátora. Az élővilágra gyakorolt hatások vizsgálatára a Balaton Nyugati-vízgyűjtőterületén, Zala megye dombsági mezőgazdasági területén, Dióskál határában jelöltünk ki 107 hektáron 12 parcellapárt (12 hagyományos, 12 kémélő, egyenként 3,5 hektáros parcella). A kísérlet 2003 és 2005 folyt, kukorica és őszi búza kultúrában. A földigiliszták mintavételére évente két alkalommal került sor, a földön táplálkozó madarak heti gyakorisággal kerültek feljegyzésre a két téli terepidőszakban. A hagyományos művelésű parcellákhoz képest a kémélő művelésűn szignifikánsan több giliszta fordult elő, és a tömegük is szignifikánsan nagyobb volt, mindkét évben, mindkét vetésváltás esetén. A talajkímélő művelésű parcellák két téli periódusban, kétféle vetésváltás esetében is előnyösebbek voltak a hagyományos művelésűeknél, mégpedig elsősorban a kistestű énekesmadarak számára, mint a mezei pacsirta, mezei veréb, fenyőpinty, tengelic, zöldike, citromsármány. Mindkét téli periódus majd mindegyik mintavételi időpontjában (15 mintavételi időpont közül 12-ben) szignifikáns hatással volt a művelési mód a kistestű énekesmadarak előfordulására, a kémélő művelés javára. Fajok szintjén vizsgálódva, a 12 elemezhető faj közül 7-re szignifikánsan hatott a művelés. Mind a hét faj a talaj-kímélő módon művelt parcellákon fordult elő többször. A fajok egy kisebb csoportjában azt is megvizsgáltuk, hogy az észlelésenkénti egyedszámok eltértek-e a kétféle művelésű terület között. A fácán, a mezei pacsirta és a mezei veréb a talajkímélő művelésű parcellákon fordult elő nagyobb egyedszámban. Eredményeink azt mutatják, hogy intenzív mezőgazdálkodási gyakorlatban is van lehetőség a talaj védelme mellett a biodiverzitás megőrzésére talajkímélő művelés alkalmazásával.

### Bevezetés

Az ember különböző tevékenységeivel állandóan formálta, alakította környezetét. Ez a folyamat mára olyan méreteket öltött, hogy gyakorlatilag alig akad olyan hely a bolygónkon, ahol a maga eredetiségében fennmaradt természetes tájakról beszélhetnénk. Az átalakított tájak legnagyobb hányada mezőgazdasági jellegű, így az agrártevékenységek tájalakító szerepének vizsgálata kiemelten fontos. E tájak egyik legfontosabb jellemzője, hogy a vegetációs periódus során különböző módon többször erőteljesen beavatkoznak életükbe (talajművelés, növényvédelem, műtrágyázás, vetés, betakarítás stb.). Mindezen beavatkozások következtében a mai agrártáj elvesztette biológiai változatosságát, erősen erodálódott, kemikáliákkal szennyeződött (SZABÓ et al. 2001). Éppen ezen beavatkozások módja és mértéke az, amely a táj alakulását, fejlődését, jellemzőit alapvetően meghatározza.

A mezőgazdasági művelés alatt álló területek nem csak a termelés színterei, hanem fontos élőhelyei számos vadonélő növény- és állatfajnak. Az agrártáj biodiverzitásának csökkenése hosszú távon az ökoszisztémák stabilitását, azok „szolgáltatásainak” (talajképződés, vízháztartás, biológiai kontroll stb.) fennmaradását veszélyeztetik (BÁLDI 2005). A természetvédelem mezőgazdasággal való együttműködése tehát elengedhetetlenül szükséges az agrárkörnyezetre jellemző vadonélő fajok fennmaradása szempontjából. A lokális, passzív és utólagos szankcionálásra épülő természetvédelem önmagában már nem járható út, szükség van a gazdálkodók tevékeny közreműködésére, a gazdálkodás folyamatába beépülő védelmi szempontok érvényesítésére is (FÜLÖP és SZILVÁCSKU 2000). Ilyen védelmi célokat (is) szolgáló gazdálkodási forma a talajkímélő művelés, melynek az erózió (JAKAB és SZALAI 2005, JAKAB 2006) és defláció elleni védelem, a talajszerkezet és -nedvesség megőrzése, a talaj szervesanyag-tartalmának növelése, a talajélet védelme mellett egyik előnye az élővilág sokszínűségéhez való hozzájárulás.

Itt ismertetésre kerülő munkánk célja az volt, hogy összehasonlítsuk a hagyományos és a talajkímélő művelési rendszerek élővilágra gyakorolt hatásait. Munkánkat a SOWAP (Soil and Surface Water Protection Using Conservation Tillage in Northern and Central Europe – Talaj- és felszíni vízvédalom környezetkímélő talajművelés alkalmazásával Észak- és Közép-Európában) projekt keretén belül végeztük 2003 és 2005 között.

A talajművelési módok állatvilágra kifejtett hatásainak indikátoraiként a földigilisztákat és a madarakat választottuk.

A földigiliszták a hasznos talajfauna igen jelentős hányadát alkotják, szerepük nélkülözhetetlen a talajok termékenységében és az ökoszisztéma működésében. A jó talajállapotot jelző szerepük miatt kiváló bioindikátornak tekinthetők. A talajművelés kétféle úton is befolyásolja a földigiliszták egyedszámát, életfeltételeit, aktivitását. A közvetlen hatást a mechanikai károsítás jelenti, míg a közvetett hatást a szerves anyag hiánya a szármadaradványok eltávolítása illetve a talajerózió miatt, valamint a talajborítás hiánya okozta kedvezőtlenebb talajnedvesség-viszonyok a giliszták aktív periódusának ideje alatt. Tehát a talajművelés szempontjából is fontos indikátorok.

ZICSÍ (1960, 1967) kimutatta, hogy a mélyművelésnél az időjárás és a talajművelés együttes hatása közel 50%-kal csökkentette a giliszták mennyiségét, és számuk a következő évben alig 20%-kal emelkedett. Ezzel szemben a sekélyművelésnél az időjárás és a művelés következtében alig 20%-kal csökkent a giliszták száma, a következő évben pedig ehhez a számhoz viszonyítva közel 50%-os emelkedés mutatkozott. A sekélyművelés előnye a gilisztapopuláció kímélése szempontjából különösképpen száraz időben jut kifejezésre. BIRKÁS et al. (2004) kutatásai alapján a giliszták a direkt vetésű parcellán fordultak elő a legnagyobb számban, míg a rendszeres szántás miatt tömörödött réteggel rendelkező parcellán a gilisztatevékenység megszűnt. EMMERLING (2001) vizsgálatai szintén azt támasztják alá, hogy a kímélő talajművelés szignifikánsan növelte mind a gilisztaszámot, mind pedig a biomasszát.

A madárfajok a környezet állapotának kiváló indikátorai, a fajösszetétel és egyedsűrűség érzékenyen jelzik a környezeti változásokat. A madarak állományának változása jóval előbb és nagyobb léptékben figyelmeztet a természeti erőforrások nem fenntartható használatának veszélyeire, mint bármely növény vagy más állatcsoporté. A madarak a megfelelő táplálkozó-, pihenő- és fészkelőhelyet biztosító, heterogén szerkezetű tájakat

részesítik előnyben. A mezőgazdaság intenzívvé válásával, a táj degradálódásával párhuzamosan megfigyelhető a madárfauna csökkenése. Ez számos okra vezethető vissza, ezek közé tartozik a szegélyterületek csökkenése, új, addig nem termesztett növények bevezetése, a legelők műtrágyázása, a megnövekedett vegyszerhasználat, a tavaszi helyett őszi vetésre való átállás, a hagyományos vetésforgók megszűnése, a másodvetésű növények elhagyása, a vegyes, állattartó gazdaságok megszűnése és nem utolsósorban a talajművelés (BÁDONYI 2006).

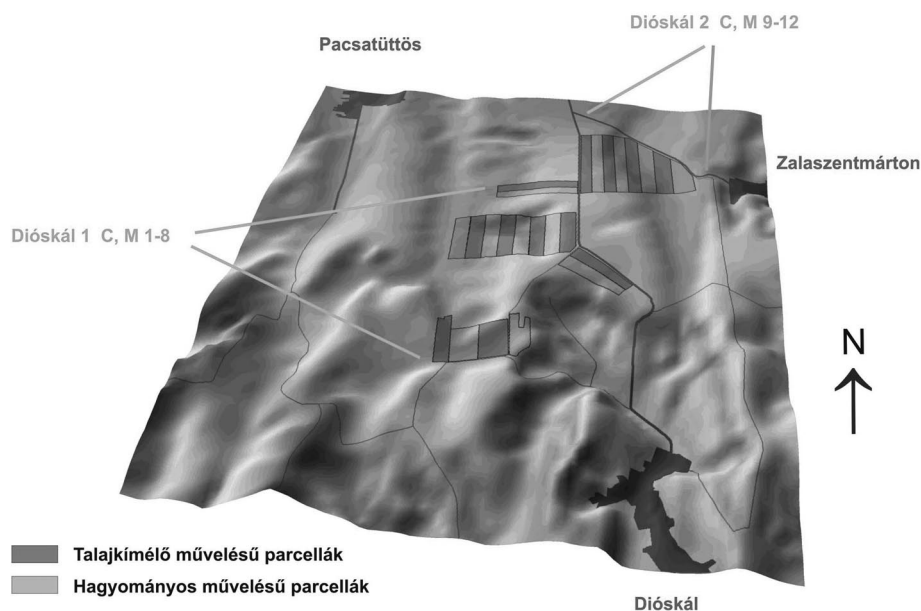
A madarak számának csökkenése a téli táplálékbázis (különösen a gyommagvak és a gabonaszemek) beszűkülésével köthető össze (SRIWARDENA et al. 2000). A téli időszakban az egy adott térségben tartózkodó madaraknak, ha nem találnak elegendő táplálékot, nagyobb távolságokat kell berepülniük. Ezáltal a felhalmozott zsírkészletük jelentős részét felélhetik, így legyengülhetnek, betegségekkel szembeni ellenállóképességük és végső soron túlélési esélyük is csökkenhet. A magevő madarak elkerülik a szántott földeket, mivel itt nem találnak táplálékot, helyettük a tarlón hagyott részeket látogatják (WILSON et al. 1996, MOORCROFT et al. 2002). Ennek alapján feltételezhető, hogy a talajkímélő módon művelt (tarlólántott) területek, legalábbis részben, képesek a madarak táplálékszükségletét kielégíteni. A talajművelés tehát közvetve – a táplálék biztosításán keresztül – hat a madárfaunára, így a madarak a művelés szempontjából is indikátor csoportnak tekinthetők.

Észak-Amerikában megfigyelték, hogy a talajkímélő parcellákon több a kipergett gabonaszem és a gyommag, mint a szántott parcellákon, következésképpen azok több madarat vonzanak (BALDASSARRE et al. 1983). A forgatás hiányának és a több szerves anyagnak köszönhetően a földigiliszták száma megnövekszik, ami nagyobb számban és többféle fajt vonz (CASTRALE 1985), elsősorban rigókat, seregélyeket és búbiceket. Európában kevés megfigyelés történt ez ideig, mivel a talajkímélő műveléssel foglalkozó kutatások kis léptéke nem tette lehetővé, hogy annak a madárvilágra kifejtett kedvező hatását bizonyítsák (HOLLAND 2004). A különböző művelési rendszerek madárvilágra gyakorolt hatásáról a legtöbb tanulmány Európán belül Nagy-Britanniában született. CUNNINGHAM et al. (2005) kimutatta több termény esetében is, hogy a magevő madarak előfordulása nagyobb volt a talajkímélő parcellákon, mint a szántott parcellákon. A talajkímélő parcellák azonban alulmaradnak a tarlón hagyott parcellákkal szemben.

## Anyag és módszer

### Az ökológiai vizsgálatok mintaterülete

Mintaterületül a Balaton nyugati vízgyűjtőterületén, Zala megyében található, dombosági mezőgazdasági területet választottunk. A Dióskál és Zalaszentmárton közötti 107 ha-os területen összesen 24 parcellát jelöltünk ki („Dióskál 1”: 8 hagyományos és 8 talajkímélő művelésű váltakozva, „Dióskál 2”: 4 hagyományos és 4 talajkímélő művelésű váltakozva), amelyek mérete 3 és 5 ha között mozgott. A parcellák méretét a madártani megfigyelés módszere határozta meg (1. ábra).



1. ábra Az ökológiai vizsgálatok parcellapárjai Dióskál határában  
 Figure 1 Plot pairs of the ecological study at Dióskál

### Alkalmazott művelési módok

A kétféle parcellatípus mindkét mintaterületen csak a talajművelés tekintetében tért el, tehát ugyanazt a növényfajtát vetettük, ugyanannyi műtrágyát juttattunk ki (300 kg/ha/év N, 200 kg/ha/év NPK), és a művelés iránya is ugyanaz volt. A hagyományos művelésű parcellákon az őszi mélyszántás során 25–30 cm mélyen műveltük a talajt, míg a kémélő művelésű parcellákon csak 8–10 cm mélységig tárcsáztunk. Az alkalmazott vetésváltás: őszi búza – kukorica (Dióskál 1); kukorica – őszi búza (Dióskál 2). Különbség, hogy a Dióskál 1-es területen, 2004-ben a kémélő művelésű parcellákon a búza learatása után repcét vetettünk talajvédő, szerkezetjavító növényként. A hagyományos parcellák ezalatt tarlóhántott állapotban voltak. A kémélő művelésű parcellákon a betakarító géppel szemben elvárás volt, hogy minél alacsonyabb tarlót hagyva vágja le a szarát és a felszecsckázott szarát minél tökéletesebben terítse szét a felszínen. A kémélő művelés esetén növényi maradványokkal való 30%-os fedettséget biztosítottunk, és a menetek számát is igyekeztünk csökkenteni, pl. a vetést és a műtrágyázást kombinált gép használatával oldottuk meg.

### Földigiliszták mintavétele

A földigiliszták mintavételéhez a Harper Adams University College módszerét alkalmaztuk (Harper Adams University College 2003). A mintavételkor egy 10 cm átmérőjű és ugyanekkora magasságú talajszagatóval vettünk talajmintát, Dióskál 1 és 2 minta-

területen (6+4 parcellapár, összesen 20 parcella), parcellánként 9 pontban, évente két alkalommal (április, október). A mintákat hosszszelvények mentén vettük: a parcella határától 1 m-re, 8 m-re, illetve a parcella közepén, a parcella hosszabbik oldalával párhuzamosan jelöltük ki a szelvényeket, amelyek mentén 3–3 pontban, egymástól 5 m-re vettük a talajmintákat. A mintavételt követő egy héten belül a talajból kézzel válogattuk ki a gilisztákat, amelyeket ezután megszámloltunk, majd 70%-os etanolban konzerváltunk. A fölösleges nedvesség felitatása után mintánkénti összsúlyukat 0,01 g pontossággal megmértük. Konzerváláskor általában testtömegük 10–20%-át veszítik el, amely megegyezik a beltartalom súlyával, így nincs szükség az adatok korrigálására. A mérést követő 24 órán belül 4%-os formalinba helyeztük át őket, majd 1–2 hét múlva újra 70%-os etanolba.

### **Madármegfigyelés módszere**

A madármegfigyelést heti gyakorisággal, havonta minimum 3 alkalommal, 2003 novemberétől 2005 szeptemberéig végeztük. A megfigyelés a parcellák hosszabbik oldalával párhuzamos szelvények mentén történt (PERKINS et al. 2000; BRADBURY és ALLEN 2003), ezek egymástól való távolsága 20 m volt, amely a vegetáció magasságának és sűrűségének növekedésével csökkent. A bejárás útvonala fordított volt két egymást követő megfigyeléskor. A földön táplálkozó madarak száma és faja került feljegyzésre. A dupla számolást elkerülendő, a parcella más részére átrepült egyed nem került jegyzőkönyvbe. A megfigyelést napfelkelte után minimum egy órával lehetett megkezdeni és naplemente előtt minimum egy órával kellett befejezni, mivel a korábbi és későbbi órákban az éjszakázó helyükről érkehetnek, vagy oda távozhatnak a madarak. A megfigyelés szünetelt nagy esőben, erősen szeles időben, és amikor a látási viszonyok nem tették lehetővé a megfigyelést. Mivel a madarak szempontjából a szűkös táplálékbázisú téli időszakok különösen kritikusak, ezért részletesen a 2003/2004-es és a 2004/2005-ös, októbertől márciusig tartó féléves időszakokkal foglalkozunk.

### **A gilisztafauna mérési adatainak statisztikai feldolgozása**

A SAS program GLIMMIX makrójának segítségével elemeztük a gilisztaszámokat (SAS Institute Inc. 1999). A mintánkénti gilisztaszámok elemzésekor diszkrét független változóként a mintavételi évet/terepidőszakot, a mintavételi időt (tavasz, illetve ősz), Dióskál 1, 2 mintaterületet (erre a különböző vetésváltás miatt volt szükség), a művelést (hagyományos, illetve talajkímélő) és a parcellát (random faktor) használtuk, a fix faktorok közötti összes lehetséges két- és háromutas kölcsönhatás figyelembevételével. Általánosított lineáris kevert modellt (generalized linear mixed model) alkalmaztunk, Poisson hibaeloszlás és log link beállításával. A mintánkénti átlagos gilisztatömeg elemzésére általános lineáris kevert modellt (general linear mixed model) futtattunk a SAS program MIXED moduljának segítségével. A modell szerkezete a fentihez hasonló volt. A gilisztatömeg esetében logaritmus (10) értékekkel számoltunk, ezzel normális eloszlásúvá alakítottuk ezt a változót. A számítások megbízhatóságát backward stepwise modellszelekcióval növeltük.

### A madárfauna megfigyelési adatainak statisztikai feldolgozása

A különböző madárfajok előfordulási adatai nem tekinthetők független megfigyeléseknek, tehát összevont analízisük könnyebbé teheti az általános érvényű következtetések levonását. Morfológia, táplálkozás és társas viselkedés alapján számos csoportosítás lehetséges, mi azonban nem előzetesen megállapított kategóriákat alkalmaztunk. Ehelyett olyan csoportosítást kerestünk, amely jól tükrözi az előfordulási mintázatokat, hogy ezáltal a fajok hasonlóságának a vizsgálatainkat leginkább érintő vonatkozását vehessük figyelembe. A Statistica program Factor Analysis moduljának segítségével (STATSOFT 2000) főkomponens analízist végeztünk arra a 12 fajra, amelyet legalább 15 alkalommal észleltünk. Ezután általános lineáris kevert modellt (general linear mixed model) Satterthwaite korrekcióval futtattunk a SAS program MIXED moduljának segítségével. Függő változónak az első főkomponenst, diszkrét független változónak a terepi időszakot (2003/2004 és 2004/2005), Dióskál 1, 2-t (erre a különböző vetésváltás miatt volt szükség), a művelést (hagyományos, illetve talajkímélő), a mintavétel idejét (mivel heti gyakorisággal történt a megfigyelés, ez egy hét észlelési adatait jelenti) és a parcellát (random faktor) vettük. A fix faktorok közötti összes lehetséges két- és háromutas kölcsönhatást teszteltük. Mivel a két terepi időszak mintavételi időpontjaiban eltérés tapasztalható (míg az első terepi időszakban csak 15 mintavétel volt, addig a másodikban 20), ezért az elemzésből kihagytuk a második terepi időszak első négy és a 15. mintavételi időpontjait, így hozva fedésbe a két adatsort. A statisztikai számítás megbízhatóságát backward stepwise modellszelekcióval növeltük.

A főkomponens analízisek kiegészítéseként a fajonkénti előfordulásokat (van/nincs) is megvizsgáltuk, mintavételekenkénti bontásban. A vizsgálathoz log-lineáris analízist végeztünk a Statistica program segítségével. A vizsgált hatások a terepidőszak, a művelés, illetve ezek kölcsönhatása voltak. Mivel ezt az analízist a 12 fajra egyenként számoltuk, tehát egy kérdést több teszttel válaszoltunk meg, ezért szigorúbb szignifikancia kritériumot alkalmaztunk: a kritikus valószínűséget elosztottuk az azonos kérdésre futtatott tesztek számával (Bonferroni-korrekció,  $=0,05/12=0,0042$ ).

Végül a fajok egy kisebb csoportjában azt a kérdést is megválaszolhattuk, hogy az észlelésenkénti egyedszámok eltértek-e a kétféle művelésű terület között. Azokat a fajokat választottuk erre az elemzésre, amelyeket legalább 15-ször észleltek (két terepi időszak összevont észlelési adatai alapján), észlelésenként 1-nél nagyobb egyedszámban észleltek, valamint mind a négy terepidőszak-művelés kombinációban legalább kétszer észleltek. A SAS program GLIMMIX moduljának segítségével általánosított lineáris modellt (generalized linear model) futtattunk, Poisson hibaeloszlással és log link függvény alkalmazásával. A függő változó a megfigyelt egyedszám, a diszkrét független változók pedig a terepidőszak, a művelés, és ezek kölcsönhatása voltak.

## Eredmények és értelmezésük

### A talajművelési módok hatása a földigiliszta-faunára

Az átlagos gilisztaszám és -tömeg az 1. táblázatban látható. A mintaterületen megtalált 6 faj: *Aporrectodea caliginosa*, *Aporrectodea rosea*, *Allolobophora chlorotica*, *Octolasion lacteum*, *Lumbricus rubellus*, *Proctodrilus tuberculatus*, aktív állapotban mind a talaj felső 20 cm-es rétegében tartózkodik. Az adtafeldolgozás során arra kerestük a választ, hogy a művelés mennyiben hatott a giliszták számára és tömegére. A gilisztaszámok esetében a művelésnek ( $P < 0,001$ ) és a parcellának volt szignifikáns hatása ( $P = 0,044$ ), az interakciók közül pedig az év x mintavételi idő ( $P < 0,001$ ), az év x Dióskál 1-2 ( $P = 0,006$ ) és az év x művelés x Dióskál 1-2 ( $P = 0,008$ ) volt szignifikáns (2. táblázat). Sem az év, sem a mintaidő, sem pedig Dióskál 1-2 hatása nem volt szignifikáns.

1. táblázat Átlagos (SE) gilisztaszám és -tömeg a mintavételi időpont és művelés függvényében  
Table 1 Mean (SE) earthworm number and weight in relation to sampling time and tillage

Minta	Művelés	2004. ápr.		2004. okt.		2005. márc.		2005. okt-nov.	
		G. szám (db/m <sup>2</sup> )	G. tömeg (g/m <sup>2</sup> )	G. szám (db/m <sup>2</sup> )	G. tömeg (g/m <sup>2</sup> )	G. szám (db/m <sup>2</sup> )	G. tömeg (g/m <sup>2</sup> )	G. szám (db/m <sup>2</sup> )	G. tömeg (g/m <sup>2</sup> )
Dióskál 1	C	32,8 (10,1)	9,6 (4,6)	49,2 (13,1)	5,3 (1,8)	35,2 (10,8)	9,1 (4,5)	39,9 (9,9)	9,9 (4,0)
	M	53,9 (12,8)	18,7 (6,7)	91,4 (16,9)	25,5 (8,4)	234,4 (22,1)	85,4 (13,2)	157,1 (23,9)	44,1 (9,0)
Dióskál 2	C	45,7 (17,6)	14,3 (6,8)	35,2 (15,6)	3,7 (2,4)	31,7 (15,4)	5,7 (2,7)	35,2 (10,8)	10,1 (4,2)
	M	80,9 (22,1)	28,0 (12,8)	126,6 (23,7)	44,3 (11,5)	112,5 (23,5)	25,3 (9,0)	28,1 (11,4)	3,7 (2,0)

C – hagyományos, M – talajkímélő

2. táblázat Gilisztaszám az év, mintavételi idő, művelés, farm és parcella függvényében. Általánosított lineáris kevert modellek Satterthwaite korrekcióval és backward stepwise modellszelekcióval.

Table 2 Effects of field season, sampling time, tillage, farm and plot on earthworm abundance. Generalized linear mixed models with Satterthwaite correction and backward stepwise model selection.

	Gil. szám	df1	df2
Év (F)	0,31	1	694
Mintaidő (F)	0,05	1	694
Művelés (F)	22,44***	1	694
Dióskál 1-2 (F)	0,81	1	694
Parcella (Z)	1,71*		
Év × Mintaidő (F)	12,36***	1	694
Év × Művelés (F)	2,71	1	694
Év × Dióskál 1-2 (F)	7,61**	1	694
Mintaidő × Művelés (F)	0,48	1	693
Mintaidő × Dióskál 1-2 (F)	2,20	1	693
Művelés × Dióskál 1-2 (F)	0,68	1	694
Év × Mintaidő × Művelés (F)	2,24	2	692
Év × Mintaidő × Dióskál 1-2 (F)	1,22	2	692
Év × Művelés × Dióskál 1-2 (F)	3,98**	3	694
Mintaidő × Művelés × Dióskál 1-2 (F)	0,92	3	691

\* $P < 0,05$ , \*\* $P < 0,01$ , \*\*\* $P < 0,001$



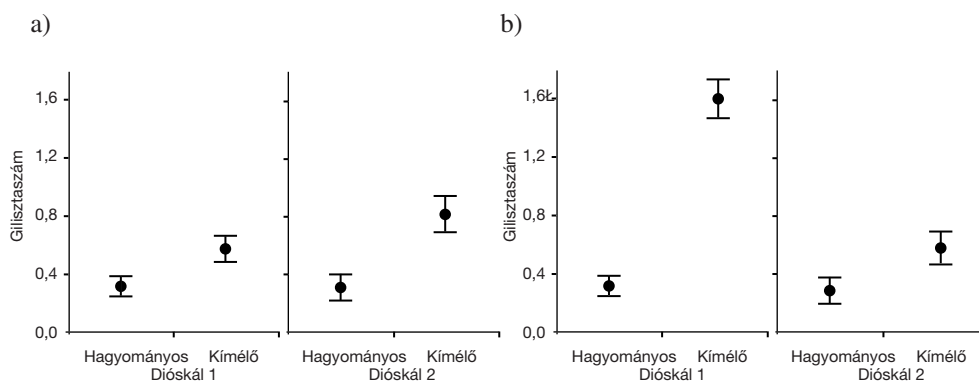
Mivel az évek között eltért mind a mintaidő, mind a mintaterület hatása, ezért egy újabb teszttel vizsgáltuk külön-külön a két évet. A mintavételi időnek mindkét évben szignifikáns hatása volt (első év  $F_{1,339}=4,51$ ;  $P=0,034$ ; második év  $F_{1,355}=8,51$ ;  $P=0,004$ ), de ellentétes irányban. Míg az első évben ősssel volt magasabb a giliszták száma mindkét művelési mód mellett, addig a második évben tavasszal volt magasabb. Ezt valószínűleg a mintavétel időpontjának időjárása is befolyásolta. A második év őszén szeptemberben esett le az utolsó csapadék, így a talaj felső rétege meglehetősen száraz volt a november eleji mintavételkor, a giliszták többsége ezért a mélyebb rétegekbe húzódott.

A mintaterület hatása viszont az első évben nem volt szignifikáns ( $F_{1,339}=0,55$ ;  $P=0,46$ ), míg a második évben Dióskál 1 gilisztaszáma magasabbnak bizonyult, mint Dióskál 2-é ( $F_{1,355}=8,64$ ;  $P=0,004$ ). Ez két okra vezethető vissza. Egyrészt a második évben tavasszal, a kukorica vetése előtt Dióskál 1-n a kímélő művelésű parcellán az őszi-telei időszakban másodvetésű védőnövényként vetett repce volt, ami igen kedvezően hatott a gilisztákra (talaj jobb fizikai és kémiai tulajdonságai). Másrészt ősssel Dióskál 1-n a kukorica betakarítása után, október elején, azonnal megvettük a mintákat, minden-nemű talajmunka előtt, míg Dióskál 2-n csak később került sor a mintavételre. Itt a búza learatása után a mintavételig tarlóhántott állapotban voltak a parcellák. A fent említett októberi csapadékszegény időszaknak köszönhetően a giliszták száma lecsökkent a talaj felső rétegében. Ez a kettő együtt eredményezhette a szignifikáns kölcsönhatást.

Egy további teszttel vizsgáltuk a második évben a két mintaterület és a művelés kölcsönhatását, mivel ez csak ebben a terepidőszakban volt szignifikáns. Dióskál 1-n igen jelentős különbség volt a kétféle művelési mód hatása között, a talajkímélő művelés javára ( $F_{1,213}=60,09$ ;  $P<0,001$ ). Dióskál 2-n is szignifikánsan hatott a művelés ( $F_{1,141}=5,00$ ;  $P=0,027$ ), itt is a talajkímélő művelés bizonyult kedvezőbbnek a giliszták számára, azonban a két művelési mód hatásának különbsége nem volt olyan jelentős, mint Dióskál 1 esetében (2. ábra – az átláthatóság kedvéért az első terepidőszakot is ábrázoltuk, bár itt nem volt szignifikáns sem a mintaterület hatása, sem a mintaterület x művelés interakció). A vetésváltás a két terület esetében ugyanaz volt, csak fordított, de csak Dióskál 1 esetében volt másodvetésű védőnövény a második terepidőszakban a talajkímélő művelésű parcellákon. Véleményünk szerint ez utóbbi okozta ezt a kiugró különbséget Dióskál 1-en. Dióskál 2 ebből a szempontból reálisabb különbséget mutat a művelési módok között.

A gilisztatömeg esetében csak a művelésnek ( $P<0,001$ ) és a mintavételi időnek ( $P=0,028$ ) volt szignifikáns hatása (3. táblázat). Sem az évnek, sem a mintaterületnek, sem a parcellának, sem pedig az interakciónak nem volt szignifikáns hatása. A tavaszi mintavételezéskor vett giliszták átlagos tömege volt nagyobb, műveléstől, évtől, mintaterülettől függetlenül. Az 3. ábrán a művelés hatása látható: a talajkímélő művelési területeken volt magasabb a giliszták átlagos tömege, évtől, mintavételi időponttól, mintaterülettől függetlenül.

Összefoglalva, a kímélő talajművelés jótékony hatással volt a földgiliszták aktivitására és fejlődésére. Ez köszönhető egyrészt a kisebb mértékű mechanikai bolygatásnak, másrészt a több szerves anyag jelenlétének, harmadrészt pedig a nagyobb talajnedvességnek (a feltalajban mindkét évben, mind a tavaszi, mind pedig az őszi mintavételkor 2–4%-kal magasabb volt a talajnedvesség tartalom a kímélő művelés esetében). A hagyományos művelésű parcellákhoz képest a kímélő művelésűn szignifikánsan több



2. ábra A művelés hatása a gilisztaszámra a farm és terepidőszak függvényében (átlag  $\pm$  SE)

a) 1. terepidőszak, b) 2. terepidőszak

Figure 2 Effect of tillage on earthworm abundance in relation to farm and field season (means  $\pm$  SE)

a) 1<sup>st</sup> field season, b) 2<sup>nd</sup> field season

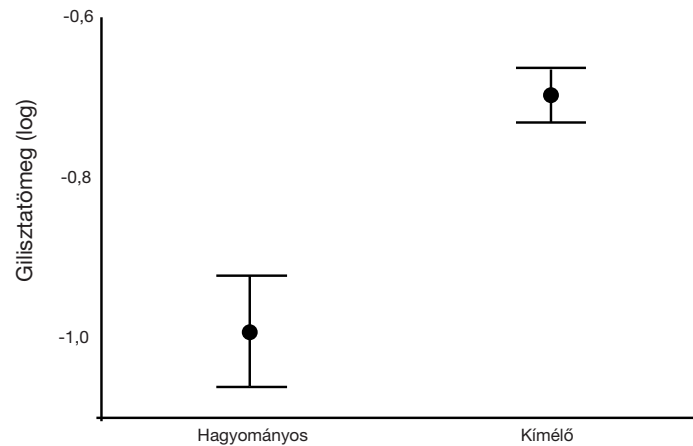
3. táblázat Gilisztatömeg az év, mintaidő, művelés, farm és parcella függvényében. Általános lineáris kevert modellek Satterthwaite korrekcióval és backward stepwise modellszelekcióval.

Table 3 Effects of field season, sampling time, tillage, farm and plot on earthworm weight. General linear mixed models with Satterthwaite correction and backward stepwise model selection.

	<i>G. tömeg</i>	<i>df1</i>	<i>df2</i>
Év (F)	3,25	1	247
Mintaidő (F)	4,86*	1	248
Művelés (F)	15,82***	1	248
Dióskál 1-2 (F)	0,03	1	247
Parcella (Z)	0,09		
Év $\times$ Mintaidő (F)	0,06	1	246
Év $\times$ Művelés (F)	1,40	1	246
Év $\times$ Dióskál 1-2 (F)	0,32	1	245
Mintaidő $\times$ Művelés (F)	0,00	1	247
Mintaidő $\times$ Dióskál 1-2 (F)	0,72	1	246
Művelés $\times$ Dióskál 1-2 (F)	2,90	1	246
Év $\times$ Mintaidő $\times$ Művelés (F)	0,96	4	243
Év $\times$ Mintaidő $\times$ Dióskál 1-2 (F)	0,26	2	242
Év $\times$ Művelés $\times$ Dióskál 1-2 (F)	1,71	4	242
Mintaidő $\times$ Művelés $\times$ Dióskál 1-2 (F)	1,12	4	243

\*P<0,05, \*\*P<0,01, \*\*\*P<0,001

giliszta fordult elő, és a tömegük is szignifikánsan nagyobb volt, mindkét évben, mindkét vetésváltás esetén. A kapott eredmények megegyeznek az irodalmi adatokkal. A mintavételi időpontok és a mintaterületek hatását befolyásolta a Dióskál 2-n az időjárási viszonyok miatt nem a legszerencsésebb időpontban elvégzett mintavétel. A kiugró különbségeket feltehetően a repce védőnövény jelenléte okozta. Ez megmutat-



3. ábra A gilisztatömeg a művelés függvényében (átlag  $\pm$  SE)  
 Figure 3 Effect of tillage on earthworm weight (means  $\pm$  SE)

kozik egyrészt a második terepidőszak tavaszi mintavételi időpontjának, másrészt a második terepidőszak Dióskál 1-es kímélő parcelláinak szignifikánsan nagyobb giliszta-számában.

### A talajművelési módok hatása a madárfaunára

Az első terepi időszakban összesen 26 faj 1738 egyede volt megfigyelhető, ebből 11 faj 190 egyede (11%) a hagyományos, 26 faj 1548 egyede (89%) a talajkímélő parcellákon. A második terepi időszakban 36 faj 5749 egyede volt megfigyelhető, ebből 28 faj 957 egyede (17%) a hagyományos, 31 faj 4792 egyede (83%) a talajkímélő parcellákon. Meg kell jegyezni azonban, hogy a második terepi időszak 5 megfigyeléssel hosszabb volt, így a számok nem összehasonlíthatóak. Ha fedésbe hozzuk a két adatsort, akkor a második terepi időszakban 31 faj 3417 egyede volt megfigyelhető, ebből 20 faj 754 egyede (22%) a hagyományoson, 29 faj 2663 egyede (78%) a talajkímélő parcellákon. Ezek a számok azonban még így is torzítják a valós képet, mivel bizonyos fajoknak a teljes megfigyelési időszakban csak egy egyedét sikerült észlelni, míg más fajok igen nagy egyedszámú csapatokban táplálkoztak a területen, tehát az egyedek nem kezelhetők egymástól független adatpontokként. Pl. Dióskál 1 M4-es parcellán 2004. október 11-én kb. 1000 fős nyári lúd csapat táplálkozott, az M1-es parcellán ugyanekkor 1 mezei pacsirta. Célszerű volt ezért az egyes fajok észlelésszámával számolni. Ehhez az adattáblázatot binárisá alakítottuk. Így a 0 érték azt jelenti, hogy az adott faj egyetlen egyedét sem lehetett észlelni, míg az 1-es érték azt jelenti, hogy észlelték. Az igen ritkán észlelt fajok adatai kevés statisztikailag értékelhető információt hordoznak a művelés hatásáról, ezért csak a 15 vagy annál több alkalommal észlelt fajok (két terepi időszak összevont adatai alapján) adatait elemeztük. A legalább 15-ször észlelt fajok észlelésszámait a 4. táblázat mutatja. Az észlelésszám bevezetésével és a küszöbérték (legalább 15 alkalommal észlelt fajok) meghatározásával a 0 értékek száma is csökkent az adatmátrixban, így annak értelmezhetősége jelentősen megnőtt.

4. táblázat A 15 vagy annál több alkalommal észlelt madárfajok észlelésszámai  
 Table 4 Detection numbers of bird species observed at least 15 times

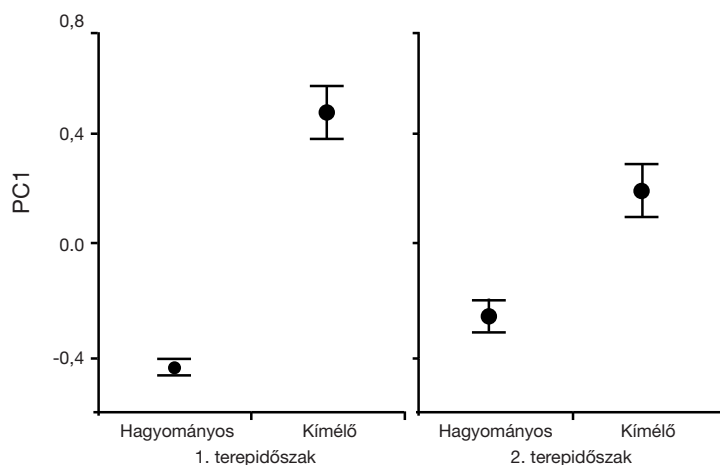
Fajok Magyar név	Latin név	2003–2004		2004–2005		Összes
		D 1-2 C	D 1-2 M	D 1-2 C	D 1-2 M	
kékes rétihéja	Circus cyaneus	0	3	0	12	15
egerészölyv	Buteo buteo	3	7	4	18	32
fácán	Phasianus colchicus	11	13	7	4	35
mezei pacsirta	Alauda arvensis	12	75	22	28	137
barázdabillegető	Motacilla alba	6	6	5	2	19
dolm./kormos varjú	Corvus cornix	3	17	10	37	67
seregély	Sturnus vulgaris	2	6	3	7	18
mezei veréb	Passer montanus	2	15	4	10	31
fenyőpinty	Fringilla montifringilla	0	4	3	11	18
tengelic	Carduelis carduelis	0	34	7	10	51
zöldike	Carduelis chloris	0	7	4	9	20
citromsármány	Emberiza citrinella	0	24	1	16	41

D 1-2 - Dióskál 1-2, C - hagyományos parcellák, M - talajkímélő parcellák

A főkomponens analízist a legalább 15-ször észlelt 12 fajra végeztük. Az első főkomponens a Cohen féle medium effect size 0,3-as konvencionális korrelációs küszöbértéke fölött (COHEN 1988) 6 fajjal korrelál, minddel pozitívan. Ezek a következők: mezei pacsirta, mezei veréb, fenyőpinty, tengelic, zöldike, citromsármány (mind kistestű énekesek). Következő lépésként arra kerestük a választ, hogy az évek között hogyan változott a művelés hatásának időbeni mintázata.

Az elemzés után megállapítható, hogy Dióskál 1 és 2-nek és a terepi időszaknak nem volt hatása a parcellákon táplálkozó 6 faj előfordulásának alakulására. Ezzel ellentétben mind a művelésnek ( $P < 0,001$ ), mind a mintavétel időpontjának ( $P < 0,001$ ), mind pedig a parcellának ( $P = 0,005$ ), továbbá két interakciónak (terepi időszak x művelés ( $P = 0,001$ ), mintavételi időpont x művelés ( $P < 0,001$ )), szignifikáns hatása volt (5. táblázat). A 4. ábrán látható, hogy mindkét terepidőszakban szignifikáns különbség volt a kétféle művelési mód között, a talajkímélő művelés javára, és ez a különbség jóval nagyobb volt az első terepszezonban ( $F_{1,20.1} = 23,48$ ;  $P < 0,001$ ), mint a másodikban ( $F_{1,20} = 6,61$ ;  $P = 0,018$ ).

A művelés hatásának időbeni mintázatát (szignifikáns mintavételi időpont x művelés interakció) a 15 mintavételi időpontra egyenként vizsgálva pedig megállapítható, hogy csak az első három időpontban (november 2–3 és december 1) nem volt szignifikáns a művelési hatás, az összes többi időpontban igen (6. táblázat, 5. ábra). Ez a következő okokra vezethető vissza. A második terepidőszakban Dióskál 1-en, az őszi talajmunkák előtti megfigyelési periódusra jellemző, hogy a kétféle művelésű parcellán nem mutatkozott nagy különbség a megfigyelt madarak számát illetően. A kémélő művelésű parcellákon elvetett repce fokozatos fejlődésével a kistestű énekesek egyre inkább a



4. ábra A madárfajok előfordulási mintázatának első főkomponense (PC1) a terepidőszak és a művelés függvényében (átlag ± SE)

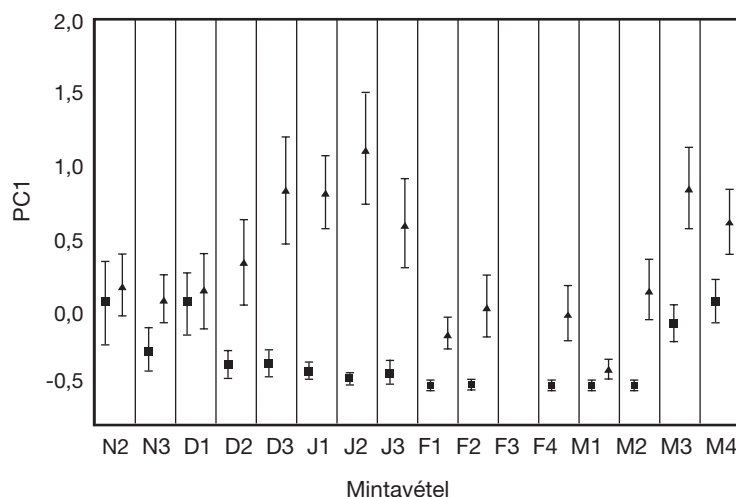
Figure 4 The first principal component (PC1) of the occurrence pattern of birds in relation to field season and tillage (means ± SE)

5. táblázat A madárfajok előfordulási mintázatának első főkomponense (PC1) a terepidőszak, farm, művelés, mintavétel és parcella függvényében. Általános lineáris kevert modellek Satterthwaite korrekcióval és backward stepwise modellszelekcióval.

Table 5 The first principal component of the occurrence pattern of bird species (PC1) in relation to field season, farm, tillage, sampling time and plot. General linear mixed models with Satterthwaite correction and backward stepwise model selection.

	PC1	df1	df2
Terepidőszak (F)	0,56	1	600
Dióskál 1-2 (F)	0,02	1	19,1
Művelés (F)	19,69***	1	20
Mintavétel (F)	4,50***	14	600
Parcella (Z)	2,57**		
Terepidőszak × Dióskál 1-2 (F)	0,94	2	35,2
Terepidőszak × Művelés (F)	11,38***	1	600
Terepidőszak × Mintavétel (F)	1,17	14	586
Dióskál 1-2 × Művelés (F)	0,01	1	18,1
Dióskál 1-2 × Mintavétel (F)	0,39	15	186
Mintavétel × Művelés (F)	3,10***	14	600
Parcella × Művelés (Z)	0		
Terepidőszak × Dióskál 1-2 × Művelés (F)	1,14	4	33,3
Terepidőszak × Dióskál 1-2 × Mintavétel (F)	0,81	43	346
Terepidőszak × Mintavétel × Művelés (F)	1,46	28	572
Dióskál 1-2 × Művelés × Mintavétel (F)	0,50	30	176

\*P<0,05, \*\*P<0,01, \*\*\*P<0,001



5. ábra A madárfajok előfordulási mintázatának első főkomponense (PC1) a mintavételi időpont és a művelés függvényében (átlag  $\pm$  SE). Az F3 mintavételi időpont az összehasonlításból kimaradt, mert az első terepidőszakból ekkor nincsenek adatok. Négyzetek: hagyományos művelés; háromszögek: talajkímélő művelés.

Figure 5 The first principal component (PC1) of the occurrence pattern of birds in relation to sampling time and tillage (means  $\pm$  SE). The F3 sampling date is omitted from the comparison due to lack of data from the first field season. Squares, conventional plots; triangles, conservation plots.

6. táblázat A madárfajok előfordulási mintázatának első főkomponense (PC1) a művelés függvényében, az egyedi mintavételi időpontokban. Általános lineáris kevert modellek Satterthwaite korrekcióval és backward stepwise modellszelekcióval. További független változók a modellben: terepi időszak, parcella.

Table 6 The first principal component of the occurrence pattern of bird species (PC1) in relation to tillage, at each individual sampling time. General linear mixed models with Satterthwaite correction and backward stepwise model selection. Further independent variables in the model were field season and plot.

Művelés	F	df1	df2	Művelés	F	df1	df2
N2 (November 2)	0,77	1	32	F1 (Február 1)	7,31*	1	20
N3 (November 3)	3,00	1	40	F2 (Február 2)	6,82*	1	42
D1 (December 1)	0,08	1	40	F4 (Február 4)	9,55**	1	40
D2 (December 2)	5,55*	1	42	M1 (Március 1)	4,22*	1	42
D3 (December 3)	10,23**	1	42	M2 (Március 2)	7,20*	1	20
J1 (Január 1)	23,21***	1	42	M3 (Március 3)	9,55**	1	42
J2 (Január 2)	16,56***	1	42	M4 (Március 4)	4,19*	1	42
J3 (Január 3)	8,33**	1	20				

\*P<0,05, \*\*P<0,01, \*\*\*P<0,001

hagyományos parcellákat részesítették előnyben, ahol is az őszi mélyszántásra viszonylag későn, december elején került sor. A repce nagy felszínborításának és magasságának köszönhetően a madarak nagyobb biztonságban tudtak táplálékot szerezni a hagyományos parcellákon (ragadozók észlelése). A szántást követően a helyzet megváltozott, a madarak elkerülték a hagyományos parcellákat, és a kímélő művelésű parcellák kevésbé borított részein táplálkoztak. Ugyanebben a három időpontban volt szignifikáns

a művelési hatás évek közötti különbsége is ( $N_2-F_{1,32}=5,45$ ;  $P=0,026$ ;  $N_3-F_{1,40}=8,81$ ;  $P=0,005$ ;  $D_1-F_{1,40}=6,50$ ;  $P=0,015$ ), amely szintén azt mutatja, hogy ebben a három mintavételi időpontban a második terepidőszak tompította a két művelés hatása közti összevont különbséget.

Az első előfordulási főkomponens a sokdimenziós tér adatpontjainak változatosságát csak alacsony százalékban magyarázta (15,65%). Ennek okát részben az adatok bináris jellegében kereshetjük, de valószínű az is, hogy az egyes fajok előfordulását a művelésen kívül számos egyéb tényező befolyásolta (felhasznált táplálék minősége és mennyisége, időjárásra való érzékenység stb.), amely faktorok a különböző fajokra eltérően hatottak, így azok előfordulását nagymértékben függetlenné tették.

Következő lépésként tehát fajonként is vizsgáltunk. Megállapítottuk, hogy a 12 faj közül 7-re szignifikánsan hatott a művelés (7. táblázat). Ezek a következők: kékes réti-héja, egerészölyv, mezei pacsirta, dolmányos varjú, mezei veréb, tengelic, citromsármány. Mind a hét faj a talajkímélő módon művelt parcellákon fordult elő többször. A hét faj közül a mezei pacsirta és a dolmányos varjú megtalálási valószínűsége tért el szignifikánsan a két terepi időszak között. Míg a mezei pacsirta az első terepidőszakban volt gyakoribb, addig a dolmányos varjú a másodikban. Az első terepidőszakban a mezei pacsirták kisebb-nagyobb csapatokban kiteleltek az adott táplálékbázis mellett, folyamatosan megfigyelhetők voltak a területen. A második évben ugyanakkor csak az őszi szántás előtt, illetve februártól kezdődően voltak újra észlelhetők a területen. A pacsirták elvonulásának oka a kevesebb táplálék mellett a hidegebb időjárás lehetett. Míg az első szezonban 29 volt a hótakarásos napok száma, addig a második szezonban 49, és számos északról érkező faj is nagyobb számban volt jelen a területen (fenyőpinty, süvöltő). Végül a mezei pacsirta és a tengelic esetében a művelés megtalálási valószínűsége gyakorolt hatása eltért az évek között. Ezt a különbséget a pacsirták esetében az okozta, hogy az első terepidőszakban sokkal többször észlelték őket és jelentősebb volt a különbség a kétféle művelés hatása között, a talajkímélő parcellák javára, mint a második évben. A tengelicek pedig az első szezonban csak a talajkímélő módon művelt parcellákon voltak megfigyelhetők, a második szezonban viszont Dióskál 1 hagyományos parcelláin is. Ez a szezonális eltérés mindkét faj esetében valószínűleg a repce jelenlétének köszönhető a második évben, a talajkímélő parcellákon.

A fajok egy kisebb csoportjában (fácán, mezei pacsirta, barázdabillegető, dolmányos varjú, seregély, mezei veréb) azt is megvizsgálhattuk, hogy az észlelésenkénti egyedszámok eltértek-e a kétféle művelésű terület között. Négy faj esetében észleltünk műveléshatást (fácán, mezei pacsirta, mezei veréb és seregély) (8. táblázat, 6. ábra). A facán, a mezei pacsirta és a mezei veréb a talajkímélő művelésű parcellákon fordult elő nagyobb egyedszámban. A seregély az egyetlen faj, amelynek egyedszáma nem a várt irányú különbséget mutatja, de itt szignifikáns kölcsönhatást is megfigyelhetünk a terepidőszak és a művelés között ( $F_{1,14}=4,93$ ;  $P=0,043$ ). A faj az első terepidőszakban a hagyományos parcellán fordult elő nagyobb számban ( $F_{1,6}=6,42$ ;  $P=0,044$ ), míg a második évben nem szignifikáns a különbség ( $F_{1,8}=0,86$ ;  $P=0,381$ ). 2003 őszének enyhe időjárása hatására nem vonult el az összes seregély, így fordulhatott elő, hogy december elején egy 45 fős csapat tartózkodott a Dióskál 1-es mintaterületen. Valószínűsíthetően rovarok után kutattak a hagyományos művelésű parcellán, melyen röviddel azelőtt fejeződött be a szántás.

7. táblázat A terepidőszak és a művelés hatása a 15 vagy annál több esetben észlelt madárfajok előfordulására

Table 7 Effects of field season and tillage on the occurrence of bird species observed at least 15 times

Magyar név	Latin név	Terepidőszak	Művelés	Terepidőszak × Művelés
kékes rétihéja	Circus cyaneus	5,020*	16,412***	0,382
egerészölyv	Buteo buteo	4,321*	10,620**	0,701
fácán	Phasianus colchicus	5,282*	0,029	0,931
mezei pacsirta	Alauda arvensis	14,783***	46,045***	21,884***
barázdabillegető	Motacilla alba	1,372	0,445	0,736
dolmányos varjú	Corvus cornix	11,856***	29,400***	0,118
seregély	Sturnus vulgaris	0,16	3,393	0,038
mezei veréb	Passer montanus	0,376	12,228***	1,354
fenyőpinty	Fringilla montifringilla	5,198*	7,993**	0,436
tengelic	Carduelis carduelis	6,778**	31,053***	16,766***
zöldike	Carduelis chloris	1,582	7,160**	2,25
citromsármány	Emberiza citrinella	1,501	46,002***	1,026

\*P&lt;0,05, \*\*P&lt;0,01, \*\*\*P&lt;0,001

kiemelve P&lt;0,0042 (Bonferroni-korrekció után is szignifikáns)

8. táblázat A terepidőszak és művelés hatása a megfigyelésenkénti egyedszámra.

Általánosított lineáris modellek backward stepwise modellszelekcióval. Az F értékek, illetve zárójelben a szabadsági fokok kerülnek bemutatásra.

Table 8 Effects of field season and tillage on the number of birds per observation. Generalized linear models with backward stepwise model selection. F values are shown with degrees of freedom in parentheses

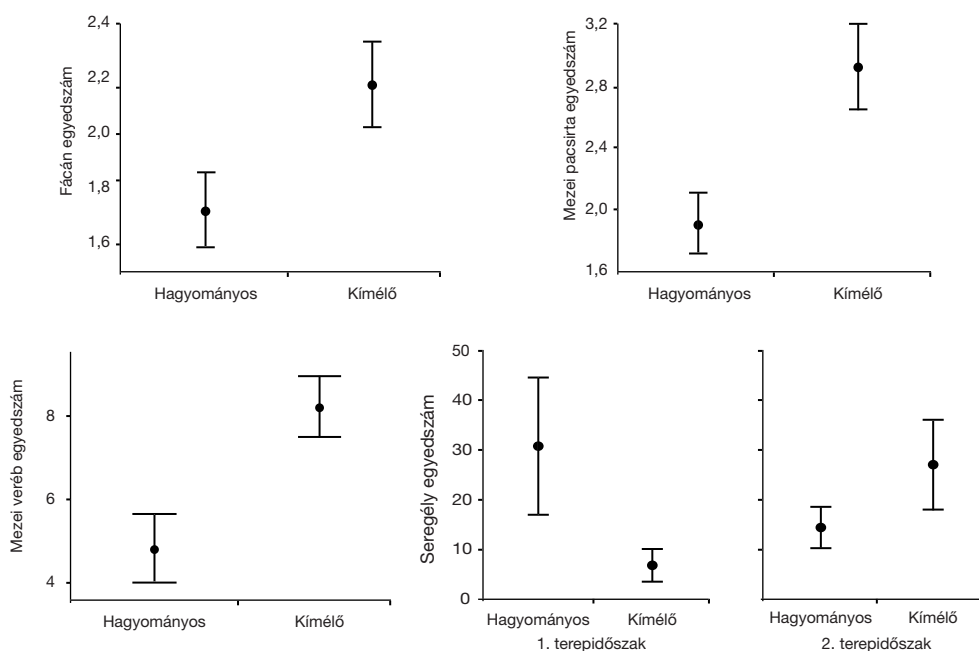
Magyar név	Latin név	Terepidőszak	Művelés	Terepidőszak × Művelés
fácán	Phasianus colchicus	0,02 (1,32)	4,90* (1,33)	2,08 (1,31)
mezei pacsirta	Alauda arvensis	0,65 (1,134)	5,25* (1,135)	0,02 (1,133)
barázdabillegető	Motacilla alba	2,19 (1,17)	0,22 (1,17)	0,91 (1,15)
dolmányos varjú	Corvus cornix	0,06 (1,65)	0,30 (1,65)	2,23 (1,63)
mezei veréb	Passer montanus	1,33 (1,28)	5,00* (1,29)	0,09 (1,27)
seregély	Sturnus vulgaris	0,38 (1,14)	0,76 (1,14)	4,93* (1,14)

\*P&lt;0,05, \*\*P&lt;0,01, \*\*\*P&lt;0,001

### Következtetések

A két terepi időszakban összesen 37 fajt regisztráltunk. 76%-uk (28 faj) védett, tehát természetvédelmi szempontból is igen fontosak a mezőgazdasági területek. A madárfajok európai természetvédelmi jelentőségének (SPEC – Species of European Conservation Concern, SPEC 1 – világszerte veszélyeztetett faj; SPEC 2 – Európában veszélyez-





6. ábra A fácán, mezei pacsirta, mezei veréb és seregély megfigyelésenkénti egyedszámának változása a művelés függvényében (átlag ± SE)

Figure 6 The number of Pheasants, Skylarks, Tree Sparrows and Starlings per observation in relation to tillage (means ± SE)

tetett, és állományának nagy része a kontinensünkön él; SPEC 3 – Európában veszélyeztetett, de állományának nagy része földrészünkön kívül fordul elő; SPEC 4 (Non-SPEC) – olyan faj, mely állományának több mint fele Európában található, és nem veszélyeztetett) értékelésére nemzetközi osztályozási rendszert fejlesztettek ki, ami figyelembe veszi azok globális és európai állományának helyzetét, valamint azt is, hogy milyen az európai állomány aránya a faj teljes világállományához viszonyítva. Az általunk regisztrált fajok közül egy a SPEC 2-es kategóriába tartozik (kenderike *Carduelis cannabina*), tíz faj pedig a SPEC 3-as kategóriába (barátcinege *Parus palustris*, búbos pacsirta *Galerida cristata*, cigánycsuk *Saxicola torquata*, fűj *Coturnix coturnix*, kékes rétihéja *Circus cyaneus*, mezei pacsirta *Alauda arvensis*, mezei veréb *Passer montanus*, nagy őrgébics *Lanius excubitor*, seregély *Sturnus vulgaris*, vörös vércse *Falco tinnunculus*), tehát a megfigyelt fajok 30%-a bír európai természetvédelmi jelentőséggel (BirdLife International 2004).

A fajok 60%-ának (22 faj) táplálékában szerepelnek a magvak, ezért lényeges, hogy a téli kritikus időszakban e területek képesek legyenek biztosítani élelemszükségletüket. Összességében megállapítható, hogy a talajkímélő művelésű parcellák két téli periódusban, kétféle vetésváltás esetében is előnyösebbek voltak a hagyományos művelésűeknél, mégpedig elsősorban a kistestű énekesmadarak számára (mezei pacsirta, mezei veréb, fenyőpinty, tengelic, zöldike, citromsármány). A talajkímélő művelés alkalmazásával potenciálisan csökkenthető a mezőgazdaság madárfaunára gyakorolt káros hatása, mivel a téli időszakban nagyobb táplálékbázis biztosítható általa, így a madarak túlélési esélyét növeli.

A projekt során a művelés és a madarak előfordulása közötti közvetett kapcsolat mellett vizsgáltuk a közvetlen kapcsolatot is, tehát a rendelkezésre álló táplálékbázist is összehasonlítottuk a kétféle művelésű parcellákon. A kémélő művelésű parcellákon nagyobb számban és többféle gyommag fordult elő. A keserűfűfélék (*Polygonaceae*) családjából a szulák keserűfű (*Polygonum convolulus*); a tátogatófélék (*Scrophulariaceae*) családjából a borostyánlevelű veronika (*Veronica hederifolia*) magszáma jelentősen több a kémélő művelésű parcellákon a hagyományos művelésűekhez képest (nem publikált adat). Mindkét család fajainak magja fontos madártáplálék (MARSHALL et al. 2003).

Mindkét téli periódus majd mindegyik mintavételi időpontjában szignifikáns különbség volt a két művelési mód kistestű énekesmadarak előfordulására gyakorolt hatása között. A másodvetésű védőnövényként vetett repce nagy felszínborításának és magasságának köszönhetően a második terepidőszak elején tompította ezt a különbséget. Ezen fajok számára nem volt előnyös a repce jelenléte. Számos más fajnak ezzel szemben kimondottan kedvezett: a libafélék (*Anseriformes*) közül a nyár lúd (*Anser anser*), a vetési lúd (*Anser fabalis*) és a nagy lilik (*Anser albifrons*) az őszi vetések megerősödéséig, illetve a kukoricaaratásig rendszeresen látogatták a repcevetést, mivel más táplálékforrás nem állt rendelkezésükre. A ragadozó madaraknak, elsősorban a kékes rétihéjának (*Circus cyaneus*) és az egerészölyvnek (*Buteo buteo*) szintén kedvezett a repcevetés, valószínűleg azért, mert táplálékállataik a kémélő művelésű parcellákon elszaporodtak (feltételezhetően szintén a repce jelenlétének köszönhetően).

Dióskál 2 mintaterület 2003/2004-es terepidőszakának adatai alapján elmondható, hogy az őszi vetésű növények betakarítása és a megfelelő időben elvégzett tarlóhántás után a kémélő művelésű parcellákon felnövő gyomok maghozó képessége elegendő a madarak átteleléséhez. (A tavasszal végzett gyomszabályozás esetén ezek a gyomok nem jelentenek problémát a termesztett növények számára). Ha a tarlóhántás után védőnövény vetésére kerül sor, célszerű még a tél beállta előtt betárcsázni, így a talajvédő funkciója megmarad, ugyanakkor a kistestű énekesek biztonságosan tudnak táplálkozni a területen, továbbá a tavaszi betárcsázásnak nem esnek áldozatul a földön fészkelő madárfajok fészekaljai. A beavatkozások megfelelő időben történő elvégzése tehát több szempontból is fontos. Ehhez nélkülözhetetlen az adott területen gazdálkodók megfelelő szakmai ismerete és hozzáállása, hiszen csak ezek birtokában lehetséges a növénytermesztést és a talaj-, illetve természetvédelmi szempontokat összehangolni.

A szezonális változást az agronómián kívül az időjárás, a szegélyterületek változása, illetve a környező táj változása is okozhatta. A második periódusban például a C2–M5 parcelláktól délre, illetve az M7–C8 parcelláktól északra eső, szántó művelési ágba tartozó, jelenleg szőlővel betelepített, de elhanyagolt terület magas gyomborítottsága sok madarat eltérített a megfigyelt parcellákról. Hasonlóan az M12–C9 parcelláktól ÉK-re eső napraforgó vetés területe (2004) is nagyobb táplálékkészlettel rendelkezhetett, mint a megfigyelt terület, így sok madarat elvonzott.

Az Európai Unió Közös Agrárpolitikájának reformját jelenti, hogy a termeléshez kötődő támogatások csökkenése mellett a hangsúly az agrár-környezetvédelmi és vidékfejlesztési kifizetésekre tevődik át. A támogatások mértéke a gazdálkodás rendszerétől, annak minőségétől, biztonságtól, környezeti és társadalmi teljesítményétől függ. Növekszik tehát azon gazdálkodási formáknak a versenyképessége, amelyek kevesebb anyagot, energiát használnak fel, a környezetre kedvező hatással vannak és a biodiverzitás fenntartására törekcszenek. A két éves kísérleti eredményeink azt mutatják, hogy intenzív

mezőgazdálkodási gyakorlatban is van lehetőség a biodiverzitás megőrzésére szintvonalmenti sekély talajművelés alkalmazásával és a szármaradványok részbeni bedolgozása, részbeni felszínen hagyása mellett. A talajkímélő művelés jövedelmezősége hasonlóképpen alakult a hagyományos műveléséhez. A művelés összes költségével számolva átlagosan 5%-nyi költségcsökkenés volt elérhető a talajkímélő műveléssel (elsősorban a kisebb gépi művelési költségeknek köszönhetően). Az átlagosan 4-5%-kal kisebb hozamok eredményezte árbevétel kiesést az alacsonyabb költségek kiegyenlítették.

### Irodalom

- BALDASSARRE G., WHYTE R., QUINLAN E., BOLEN E. 1983: Dynamics and quality of waste corn available to post-breeding waterfowl in Texas. *Wildl. Soc. Bull.* 11: 25–31.
- BÁDONYI K. 2006: A hagyományos és a kímélő talajművelés hatása a talajerózióra és az élővilágra. *Tájökológiai Lapok* 4: 1–16.
- BÁLDI A. 2005: Az agrár-környezetvédelmi programok ökológiai kutatásának szükségességéről. *A Falu*, 20: 61–65.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004: Birds in the European Union: a status assessment. BirdLife International, Wageningen, The Netherlands.
- BIRKÁS M., JOLÁNKAI M., GYURICZA CS., PERCZE A. 2004: Tillage effects on compaction, earthworms and other soil quality indicators in Hungary. *Soil & Tillage Research* 78: 185–196.
- BRADBURY R. B., ALLEN D. S. 2003: Evaluation of the impact of the pilot UK arable stewardship scheme on breeding and wintering birds. *Bird Study* 50: 131–141.
- CASTRALE J. S. 1985: Responses of wildlife to various tillage conditions. *Trans. N. Am. Wildl. Nat. Resources Conf.* 50: 142–156.
- COHEN J. 1988: Statistical power analysis for the behavioural sciences. Lawrence Erlbaum Associates, Hillsdale, New Jersey.
- CUNNINGHAM H., BRADBURY R., CHANEY K., WILCOX A. 2005: Effect of non-inversion tillage on field usage by UK farmland birds in winter. *Bird Study* 52: 173–179.
- EMMERLING C. 2001: Response of earthworm communities to different types of soil tillage. *Applied Soil Ecology* 17: 91–96.
- FÜLÖP GY., SZILVÁCSKU ZS. (szerk.) 2000: Természetkímélő módszerek a mezőgazdaságban. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Eger.
- HARPER ADAMS UNIVERSITY COLLEGE 2003: Earthworm soil core standard operating procedure. Crop and Environment Research Centre, Newport, UK.
- HOLLAND J. M. 2004: The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: reviewing the evidence. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 103: 1–25.
- JAKAB G., SZALAI Z. 2005: Barnaföld erózióérzékenysége vizsgálatáért az esztétikussal a Tetves-patak vízgyűjtőjén. *Tájökológiai Lapok* 3: 177–189.
- JAKAB G. 2006: A vonalas erózió megjelenési formái és mérésének lehetőségei. *Tájökológiai Lapok* 4: 17–33.
- MARSHALL E. J. P., BROWN V. K., BOATMAN N. D., LUTMAN P. J. W., SQUIRE G. R., WARD L. K. 2003: The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. *European Weed Research Society, Weed Research* 43: 77–89.
- MOORCROFT D., WHITTINGHAM M. J., BRADBURY R. B., WILSON J. D. 2002: Stubble field prescriptions for granivorous birds – The role of vegetation cover and food abundance. *J. Appl. Ecol.* 39: 535–547.
- PERKINS A. J., WHITTINGHAM M. J., MORRIS A. J., BARNETT P. R., WILSON J. D., BRADBURY R. B. 2000: Habitat characteristics affecting use of lowland agricultural grassland by birds. *Biological Conservation* 95: 279–294.
- SAS INSTITUTE INC. 1999: SAS System for Windows, Version 8.2. Cary, NC, USA.
- SIRIWARDENA G. M., BAILLIE S. R., CRICK H. Q. P., WILSON J. D. 2000: The importance of variation in the breeding performance of seed-eating birds in determining their population trends on farmland. *J. Appl. Ecol.* 37: 128–148.
- STATSOFT 2000: Statistica 5.5, Tulsa, Oklahoma.

- SZABÓ M., BARCZI A., TURCSÁNYI G. 2001: A környezet állapota és használatának néhány szempontja Magyarországon. In: ÁNGYÁN J., PODMANICZKY L., SZABÓ M., VAJNÁNÉ MADARASSY A. (szerk.): Az Érzékeny Természeti Területek (ÉTT) rendszere. Tanulmányok Magyarország és az Európai Unió természetvédelméről. TEMPUS Institutional Building Joint European Project. ELTE-TTK, SZIE-KGI, KÖM-TvH, Budapest-Gödöllő-Berlin-Madrid-Thessaloniki. pp. 19–87.
- WILSON J. D., TAYLOR R., MUIRHEAD L. B. 1996: Field use by farmland birds in winter: an analysis of field type preference using re-sampling methods. *Bird Study* 43: 320–332.
- ZICSI A. 1960: Ökológiai, faunisztikai és rendszertani tanulmányok Magyarország földgilizsfaunáján. Kandidátusi értekezés. MTA Talajzoológiai Kutatócsoport, Budapest. p. 193.
- ZICSI A. 1967: Die Auswirkung von Bodenbearbeitungsverfahren auf Zustand und Besatzdichte von einheimischen Regenwürmern. In: GRAFF, SATCHELL (eds.): *Progress in Soil Biology*. Braunschweig. pp. 290–298.

## COMPARATIVE AGROECOLOGICAL STUDY OF TILLAGE METHODS

K. BÁDONYI

Department for Physical Geography, Geographical Research Institute, HAS  
H-1112 Budapest, Budaörsi út 45. E-mail: Bad8379@iif.hu

**Keywords:** conventional tillage, conservation tillage, earthworms, birds

In Hungary, 48.5% of the land is under agricultural crop production, so it is important to consider these areas also as habitats. In the SOWAP project – under the EU Life-Environment Programme and in cooperation with Syngenta – we tested whether conservation tillage (disk instead of plough, crop residues left on soil surface) is beneficial for earthworms and farmland birds in comparison to conventional tillage. These taxa are important bioindicators of good soil health and healthy countryside, respectively. The study site (Dióskál) is in a hilly agricultural region in Zala County, southwest of Lake Balaton. The experiment was carried out on 12 pairs of plots (12 conventional, 12 conservation, each between 3–5 ha in size, in total 107 ha), in maize-wheat crop rotation, between 2003–2005. Earthworms were sampled twice a year, and feeding birds were recorded weekly within two winter periods, along transects. Comparing to conventional tilled plots, the number of earthworms was significantly higher on the conservation tilled plots, and their weight was also significantly higher, in both years and in case of both crop rotations. Conservation tillage was beneficial during two winter periods, in both crop rotations, and principally so for seed eating small songbirds such as Skylark, Tree Sparrow, Brambling, Goldfinch, Greenfinch and Yellowhammer. At nearly all sampling dates (12 out of 15) of both winter periods there was a significant effect of tillage on the occurrence of small songbirds, for the benefit of conservation tillage. At species level tillage had a significant effect on 7 out of the 12 species that could be examined. All of these were recorded more frequently on the conservation tilled plots. In a smaller group of the species we also explored whether the number of birds by observations differed at the two tillage types. Pheasants, Skylarks and Tree Sparrows were detected in significantly greater numbers on the conservation plots. We conclude that using conservation instead of conventional tillage, besides protecting soil resources, may also promote biodiversity within an intensive agricultural system.

## TÁJVÁLTOZÁS VIZSGÁLAT GALGAHÉVÍZ TELEPÜLÉSEN ÉS KÖRNYÉKÉN

TÓTH ANNAMÁRIA, CENTERI CSABA

SzIE-Gödöllő, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék  
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: Centeri.Csaba@kti.szie.hu

**Kulcsszavak:** tájváltozás vizsgálat, katonai térképek, védett természeti értékek, település szerkezet változás, Galgahévíz

**Összefoglalás:** Galgahévíz és környezete számos természeti és kulturális értékkel büszkélkedhet. A helybeliek itt emberléptékű módszerekkel gazdálkodnak, bár a védett természeti területtől távolabb nagytáblás mezőgazdálkodás is folyik. A település vizsgálatához a jelenlegi körülmények ismeretén kívül fontos a korábbi állapotokról is tájékozódni, ill. megvizsgálni azt a folyamatot, amelynek során a táj elnyerte jelenlegi arculatát. Ezen ismeretek rendkívül fontosak a területi és a természetvédelmi célú tervezési és kutatási tevékenységek során. Kiemelkedő táji, természeti értékekkel rendelkező védett területeken különös jelentősége van a történeti háttér ismeretének is. Munkánk során a területről készített I–IV. katonai felmérésekből a települést és annak közvetlen környezetét mutatjuk be. A kutatás során elkészítettük a felszínborítás térinformatikai adatbázisát 1969 és 1990 évekre. Az adatbázis alapján jellemeztük Galgahévíz felszínborításának és településszerkezetének változását, az eredmények alapján fejlesztési lehetőségeket kerestünk, ill. újabb információs táblát készítettünk a településen létesítendő tanösvényhez.

### Bevezetés

Munkánk során áttekintjük a Galgahévíz területén történő tájhasználati módok változását és összevetjük a táj természetvédelmi kérdéseivel és az aktuális társadalmi problémákkal. Galgahévíz domborzata változatos, meredek lejtőket ugyanúgy találunk itt, mint mélyen fekvő, vízállásos területeket. A tájhasználat a domborzatnak megfelelően sokféle: rétek, erdők, szántók, kertek és rétek alkotják. A szép környezetben lévő település jó néhány műemlékkel is büszkélkedhet. Ilyen, például a Szent Miklós Római katolikus templom, a toszkán oszlopon álló késő barokk Kő-kereszt, a Szentháromság-oszlop vagy a Szent András dombon létesített emlékhely, de ide tartoznak az 1930-as években épült parasztházai is (TÓTH 2006).

A természeti értékei között kiemelkedik a Bika-tó gazdag növény- és állatvilágával, a falutól nem messze található löszfal, valamint az értékes, védett természeti értékekkel rendelkező láprét. Nem feledkezhetünk meg a területén található kihasználatlan természeti kincsről sem, a község nevében is szereplő hévízről. Galgahévíz neve a hévíz főnévből keletkezett. A XV. század első harmadának a végén HEYWYZ néven szerepelt a falu a korabeli térképeken. A falu határában több hőforrás is volt. A Galga-patak nevével történő összekapcsolás utal a település földrajzi helyzetére is (HAJNÓCZI 1995). Ennek jelenlegi feltárása és hasznosítása még várat magára (TÓTH 2006).

Galgahévíz több, évről-évre ismétlődő rendezvénnyel is büszkélkedhet. Ilyen, pl. a Galga teljesítménytúra a Föld Napján, a Szüreti felvonulás és bál, valamint a nagyon különleges Regionális „Komposztbuli”. Az év végén pedig Adventi díszkészítő délutánt és Falukarácsonyt tartanak (TÓTH 2006).

## A település elhelyezkedése

Galgahévíz a közép-magyarországi régióban, Pest-megye területén, annak észak-keleti részén, Nógrád megyéhez és Heves megyéhez közel helyezkedik el. Részben a Gödöllői-dombság területén, részben pedig a Hatvani-síkon, az Alföld felé tartó Galga-patak völgyében található. A Nógrád megyei Bercel község környékén eredő és Jászfényszarunál a Zagyvába torkolló Galga tektonikus eredetű, völgyében a jégkorszakban lejtőtörmelék halmozódott fel, és kavicsos folyóteraszok alakultak, amelyekre a hidegebb, szárazabb időszakban lösz rakódott le. Egyes foltokban a löszre homok telepedett. Az 58 kilométer hosszúságú patak jobb és bal partján települések sora alakult ki (Bercel, Acsa, Galgagyörk, Galgamácsa, Iklad, Aszód, Bag, Hévízgyörk, Galgahévíz, Tura stb.).

A Galgamente földrajzi értelemben átmenetet képez a hegy- és dombvidék, és az Alföld síksága között. Átmeneti a táj néprajzi értelemben is. Egyrészt nyugatról keletre, vagyis a Pest környéki sűrűn települt iparvidék vegyes népessége és az egységesebb Palócföld, másrészt északról délre, vagyis a felföldiek és az alföldiek között. A Felső-Galga mente falvainak életformáját a dombság határozza meg, míg az Alsó-Galga menti falvak már sok szállal kötődnek az Alföld népéhez, kultúrájához. Az átmeneti jelleg sok színnel gazdagítja a történelmi múlt is (HAJNÓCZI 1995). Az említett természet-földrajzi tényezők az őskortól egészen napjainkig meghatározzák a falu településhálózatban elfoglalt helyét és kapcsolatrendszerét. A település külterületén igen nagy a mezőgazdasági hasznosítás alatt álló területek aránya. A Galgamentén nagyarányú intenzív kertészeti művelés alakult ki. A határ nyugati részét a Gödöllői-dombvidék kiterjedt erdői foglalják el, míg a gyepes-füves és bozótos területeket kisebb foltok képviselik.

## Helyzeti energiák

KONKOLYNE GYURÓ és TIRÁSZI (2006) nyolc kistelepülés környezetvédelmi programjának elkészítése kapcsán beszámoltak arról, hogy a települések elhelyezkedésétől és a táji adottságoktól függetlenül, számos olyan helyi környezetállapotot érintő probléma merül fel, amelyek alapvetően tájökológiai, ill. tájkaraktert érintő kérdések. Ezek kezelése nem pusztán a táj ökológiai, esztétikai állapotát, és a helyi környezetállapotot javítja, hanem támogatja a lakosság helyi potenciálra épülő megélhetését, jövedelemszerzését is, mégpedig környezetbarát tájhasználati rendszer erősítésén keresztül.

FEKETE (2006) tanulmányában az aprófalvaink változó fejlődési lehetőségeiről olvashatunk. Érdekes, hogy az 1960-as évektől az aprófalvak száma és népessége töretlenül emelkedik. Az 1972-ben elfogadott Országos Településhálózat-fejlesztési Konceptió nyomán az országos és megyei intézkedési tervek az aprófalvakat, mint megszűnő és megszüntetendő településkategóriát említik. Ez a fejlesztéspolitiká hamarosan meg is hozta hatását. Az 1980-as évek elejére az aprófalvak ellehetetlenültek, többen a fizikai megsemmisülés küszöbére értek. Az 1990-es években felmerült az igény az aprófalvak szerepének újragondolására, helyzetük megerősítésére.

## A település rövid bemutatása

Galgahévíz önálló igazgatású település. A település igazgatási területe négy nagyobb, jellemző térségre tagolható. Az igazgatási terület északi része a nagy összefüggő, egyen-

letes domborzatú mezőgazdasági táblák, szántók térsége. Ezt a térséget az országos jelentőségű közlekedési elemek nyomvonalai tagolják, az M3-as autópálya és a 3 sz. főút. A térség déli határa a Budapest-Miskolc-Hidasnémeti villamos vasút vonal. A délre eső térség a belterület övezete. Galgahévíz térségi kapcsolatait a rajta keresztül haladó 3105 sz. út biztosítja. A főutak csak áthaladnak a külterület északi szélén, az országos mellékút az, aminek csomópontja van az autópályával is, és a 3-as úttal is. Az út a települést Turán keresztül a 31 sz. úttal köti össze, és Aszódnál találkozik az M3-al, és a 3-as úttal. Az összekötő útból ágazik ki a 31312 sz. állomáshoz vezető út.

Galgahévíz tömegközlekedési ellátását döntően az összekötő úton közlekedő helyközi autóbuszjáratok biztosítják, amelyek csúcsidőben gyakran túlterheltek. A vasúton, autóbusszal és autóval is jól megközelíthető környékbeli települések (Aszód, Hatvan, Gödöllő és Budapest) főként munkahelyeivel gyakorolnak nagy vonzerőt az itteni munkaerőre. A helybeliek számára a vasúti közlekedés kevésbé vonzó, mert a vasútállomás több, mint egy kilométerre van a falu központjától.

Elsősorban a fővárosból kiköltözők keresnek jól megközelíthető és jó lakókörnyezettel rendelkező lakóhelyet, amit Galgahévízen meg is találnak. A betelepülők folyamatosan nagy aránya népességnövekedést okoz. A község alapfokú intézményei képesek a népességet megfelelően ellátni, sőt a növekedő lakosságot is fogadni tudják. A már említett, könnyen megközelíthető városok pedig közép- és felsőfokú ellátást (is) biztosítanak.

A település turisztikai, egészségügyi és szállásférőhelyeinek kiépítésével gyakorolhat majd nagyobb vonzást a közelebbi és távolabbi népességre.

A településen keletkező kommunális, szilárd hulladék térségi hulladéklerakóba kerül, szervezett gyűjtéssel. 2000-ben a szelektív hulladékgyűjtés is elkezdődött az új térségi hulladéklerakó beüzemelésével, ami Turán található. Így négy szomszédos település – Vácszentlászló, Zsámbok, Tura és Galgahévíz – mára közösen oldja meg hulladékgazdálkodási feladatait. A tiszta környezethez és egészséges élethez azonban a jó minőségű élelmiszerek előállítására is hozzátartozik. 1992-ben alapították a Galgafarmot, az Első Magyar Organikus Mezőgazdasági Szövetkezetet. Ma 300 hektáron, 50 szarvasmarhát tartva, ökológiai módszerekkel gazdálkodik. Célja, hogy a vegyszerek teljes kizárásával állítsanak elő az európai normáknak megfelelő élelmiszeripari termékeket.

A Közép-Magyarországi Régió Rekreáció Struktúratervében szerepel a Galga-Tápió ökofolyosó létrehozása, amelyben Galgahévíz is fontos szerepet játszana. A tervezett Vác-Tisza kerékpárút a látványos turizmus gerincévé válhat a szintén tervezési fázisban lévő zöldterületi fejlesztésekkel együtt. Fontos szerepet kaphatnak a veresegyházi, gödöllői, galgahévízi „életmód-programok”, a kertek bioélelmiszer kínálatai fontos vonzerőt jelenthetnek az ide látogatók számára, csakúgy, mint a tervezett termálfürdők. A kerékpáros nyomvonal a Tisza felé külső kapcsolatot biztosít.

Több mint tíz évvel ezelőtt indította el három helyi értelmiségi a Galgahévíz Ökofalu elnevezésű kezdeményezést, annak érdekében, hogy létrehozzanak egy olyan települést, ahol az emberek a természettel harmóniában élve találhatják meg életük értelmét. A kezdeményezés eredményeképpen minősített ökológiai művelésű gazdaság, népfőiskola, oktatóközpont és egy vidékfejlesztési alapítvány jött létre.

## Galgahévíz természeti adottságai

A területhasználat változásai gyakorta politikai, társadalmi, gazdasági stb. okokkal magyarázhatóak. A tájökölógiai jellegű megközelítésnek mégis fontos helye és szerepe lehet a végbement tájváltozások agroökológiai hátterének feltárásában (SZILASSI 2006).

A táj jól tükrözi a mindenkori társadalmi-gazdasági viszonyokat, több alapvető emberi igényt elégt ki és különböző tájhasználati módokat tesz lehetővé. A tájat alkotó elemek (geológiai felépítés, domborzat, klíma, talajok, hidrológiai adottságok, növény- és állatvilág) ugyanis hasznosítható erőforrások. Évtizedekkel ezelőtt a művelési ágak megoszlását inkább a társadalmi-gazdasági érdekek, és kevésbé a terület ökológiai adottságai határozták meg. Később előtérbe került a multifunkcionális tájak kialakításának igénye, valamint a hagyományos tájhasználati formák. Erősödik a tájak rekreációs és infrastrukturális szerepe is. A vidék ugyanis nem csak a mezőgazdasági művelés fő színtere, hanem biológiai-társadalmi léttér is. KALENYÁK (2000) szerint ma már egy pusztán mezőgazdasági termelő funkcióval rendelkező táj csak akkor lehet életképes, ha az ökológiai adottságainak megfelelő speciális termény előállítására képes.

## Domborzat

A település domborzata a Hatvani-sík jellegzetességeit viseli, geomorfológiailag a Cserhát hegyláb felszínétől Hatvan-Hort vonalában tereplépcsővel különül el. Területének magassága 99–209 m közötti tengerszint feletti magasságú. A felszín alacsony domblábi háta és lejtők, ill. közepes magasságú tagolt síkság. A felszín dél felé lejt. Galgahévíz felszínformáira tehát a dombság és az ahhoz kapcsolódó változatosság jellemző. A változatos felszínformák kínálta adottság Galgahévíz egyik legjelentősebb táji értéke. Kiváló agroökológiai tulajdonságokkal rendelkezik a terület. A 100–160 méter közötti tengerszint feletti magasság, az alföldihez hasonló éghajlati viszonyok és a Galga-patak együttesen csábíthatták ide az első letelepülőket, akiknek jó lehetőséget adott a földművelésre és állattartásra.

## Éghajlat

A település éghajlata a domborzatnak és elhelyezkedésének megfelelően mérsékelt-telep meleg, mérsékeltlen száraz. Az évi középhőmérséklet 10 °C körüli, a vegetációs időszakban 16,3–16,8 °C. Az évi napfénytartam 1950 óra fölötti.

Az uralkodó szélirány az északnyugati és délkeleti az átlagos szélesség 2,5–3 m/s. Az éves csapadékösszeg 525–550 mm között váltakozik, követve a domborzati viszonyokat. A legkevesebb csapadék a torkolati szelvényben fordul elő, míg a legtöbb csapadékot a felső dombvidéki területen mérik. A csapadék több mint 60%-a a nyári hónapokra esik (júniusban 65–67 mm körül).

A Mátra hegység közelsége miatt a tavaszi felmelegedéshez hosszabb idő szükséges, mint az őszi lehűléshez. Gyakoriak a hirtelen bekövetkező hőmérsékletváltozások. Május első harmadában, június végén és október elején gyakran következik be hőmérséklet csökkenés (NAGY 1997). Ez egybeesik FEKETE (1965) megállapításával, miszerint a Gödöllői-dombság hűvösebb és nedvesebb mezoklimával jellemezhető, és a terület



ennek a földrajzi egységnek a szélén fekszik. Gyakoriak az őszi fagyok, valamint a nyári és kora őszi időszakban a jégverés.

Az éves csapadéknak szilárd alakban le hulló, télen felhalmozódó részaránya jelentős mértékben változó. A Galga alacsony fekvésű síkvidéki területén értéke mintegy 10%. Tág határok között változik a hótakarós napok száma, így a hótakaróban felhalmozott vízkészlet nagysága is. Mivel a hótakaró hosszabb ideig tartó felhalmozódása viszonylag kis területre korlátozódik, ahol ugyancsak előfordulhatnak télközi felmelegedések, és ezzel együtt járó hóolvadások, a vízjárás alakulását a Galga vízrendszerben alapvetően az esőzések határozzák meg.

## Vízrajz

A Zagyva legnagyobb mellékveizei közé tartozik jobbról a Galga, a maga 58 km-es hosszával, és 568 km<sup>2</sup>-es vízgyűjtő területével. A településen folyik keresztül még a Sósi-patak, az Emse-patak, valamint a Kartal-völgyi-patak, amelyek végül a Zagyvába torkollnak. Száraz, gyenge lefolyású, vízhiányos terület ez. Általában kevés vizet vezetnek, de árvízkor a patakok a völgytalpakat elöntik. Az árvizek gyorsan lefolyanak, így árvédelmi igény nincs. Galgahévízen található a Bika-tó, mely a Sósi-patak vizének felduzzasztásával jött létre, ma Galgahévízi Víz tározó néven is ismert. A településnek két jelentősebb forrása van a belterületen (az egyik a településen áthaladó 3105 sz. és a vasútállomáshoz vezető 31312 sz. út elágazásánál). A talajvíz 4 m alatt helyezkedik el a hátakon, 2 m alatt a völgyekben. Mennyisége 1–3 l/s.km<sup>2</sup> körüli. Az artézi kutak mélysége átlagban 100 m körüli, mérsékelt vízhozammal. A közüzemi vízellátás biztosított és a csatornázás is megoldott.

## Földtani és talajtani adottságok

A több száz méteres agyagos-homokos pannóniai rétegekre mintegy 20–25 km szélességben a Zagyva és a Galga hordalékkúpja települt. A jelenkori, korábbi és mostani mocsaras területeket fiatal öntésképződmények fedik.

A homokon és a löszös üledéken képződött talajtípusok tarka képet adnak. A futóhomok kiterjedése a településen 4% (zömmel erdő alatt található), a Galgától északra elterülő magasabb térszíni elhelyezkedésű löszterületeken vályog szerkezetű, kedvező vízgazdálkodású és termékenységű csernozjom barna erdőtalajok jellemzők. A Galga öntéshordalékán vályogtól agyagig változó fizikai féleségű réti talajok alakultak ki. A patakvölgyekben réti öntések és nyers öntéstalajok találhatóak. A réti öntések mechanikai összetétele agyagos vályogos. Vízgazdálkodásuk közepes vízvezető képességük miatt kevésbé kedvező. A csernozjom barna erdőtalajok a barnaföldek csernozjomosodása révén képződtek. Ezen talajok vízgazdálkodása kiegyenlítően jó vízvezető, víztartó és víztartó képességük miatt kedvező. A szántók nagy részére löszön képződött mészlepedékes csernozjom talajok a jellemzők kedvező termékenységgel. Sok helyen okoz gondot az egyre nagyobb mértékű erózió. Ezzel a kérdéssel, ill. a probléma kezelésével már többen is foglalkoztak tudományos kutatások keretében (CENTERI et al. 2005, 2006). Az erózió, valamint a szántóföldi művelés következtében a területen egyaránt megjelennek a humuszos-homok, és lejtőhordalék talajok (CENTERI et al. 2005).

## **Természetes növénytakaró**

A legjellemzőbb potenciális erdőtársulások Galgahévízen a Tisza-közi, a Tiszántúli és a Nógrádi flórajárások határán elhelyezkedően igen vegyes képet adnak. Fontosabbak a tatárjuharos lösztölgyesek, a keményfa ligeterdők, a nyílt sztyepptölgyesek, valamint a tölgy-kőris-szil ligeterdők. Jelentős területen löszpusztagyeppek, homoki legelők borították a felszínt, amelyek maradványai még ma is fellelhetőek, illetve szupaszhomok-felszínt is találunk. Napjainkban azonban a területek legnagyobb részét a szántóföldi növénytermesztés foglalja el, az erdők ma szinte kizárólag telepített vagy származék-állományként (akácok, nyárasok, fenyvesek) találhatóak meg. Az akácokba ékelődve fellelhető néhány helyen cseres-tölgyes erdő maradvány, de ezek aljnövényzete teljesen megsemmisült. A fátlan növénytársulások jó állapotú állományai kis területűek és egymástól elszigeteltek (TELEPÜLÉSRENDEZÉSI TERV 2004).

## **Mező- és erdőgazdaság**

A művelési ágak közül meghatározó a szántóterület aránya, amely a megyei átlagnál is magasabb. Ez a terület jó adottságainak köszönhető. A gyepterületek kisebb részt képviselnek, de a szántók után ez a másik legmeghatározóbb.

A település területén több hasznosítatlan rét és legelő található. A mezőgazdasági területek egy része parlagon hagyott terület. A gazdálkodó szervezetek és az egyéni gazdálkodók által használt területek aránya jelentősen megváltozott. 15 évvel ezelőtt még majdnem a teljes mezőgazdasági területet egy nagyüzem hasznosította. Ma már körülbelül a felén egyéni gazdaságok találhatóak. A rendezési terv említi, hogy a gyengébb termőhelyi adottságú szántóterületek egy része megfelelő támogatási rendszer mellett extenzíven hasznosítható gyepterületté, vagy az erdősisítés célterületévé válhat.

Az erdőterületek nagy része gazdasági célú vagy védett. A lakosság közjóléti szükségletei közé tartozik az erdei üdülés is, aminek kielégítése nagyon fontos a környezettel harmóniában, konfliktusmentesen élhető, egészséges élet szempontjából. Jelenleg a község területén azonban nincs ilyen rendeltetésű erdőterület (TELEPÜLÉSRENDEZÉSI TERV 2004).

## **A láprétek**

A galgahévíz-hévízgyörki láprétek együttese már csak egyike a néhány napjainkig fennmaradt lápos területeknek. A Galgahévíz közigazgatási területén elhelyezkedő 8 ha-os egybefüggő láprét már 1998 óta ismert a kutatók számára. Botanikai szempontból PINTÉR (2001) dolgozta fel részletesen a területet, amelyhez később PENKSZA et al. (2006), valamint BOECKER et al. (2005) szolgáltatott további értékes információkat. HELFRICH (2005) a tájváltozást vizsgálta légifotók és térképek alapján. VONA (2006) komplex táj-ökológiai vizsgálatot végzett a területen. PENKSZA et al. (2006) elkészítették a galgahévízi láprét biotikus és abiotikus tényezőinek értékelését.

A galgahévízi láprét 2005 óta áll természetvédelmi oltalom alatt. A védett lápréti növényfajok elterjedése igen jelentős, azonban visszaszorulóban vannak, mivel a nád és

a rekettgyeűz egyre nagyobb területeket foglal el. A magas és a kanadai aranyvessző jelentős mértékű terjedése is komoly veszélyt jelent (BOECKER et al. 2005).

VONA et al. (2006) kutatásuk során feltérképezték e terület igen heterogén talajtani adottságait, tőzeges rétegeik kiterjedését. Vizsgálataik alapján megállapították, hogy a láprét vízellátásában elsősorban a csapadék, és a Sósi-patak részvízgyűjtőjéről származó víz a meghatározó. A Galga-patak csupán egy alapvízhozamot biztosít. Az eltemetett tőzegrétegek ezen vizeket felfogják, raktározzák. A 2005-ben megfelelő vízellátás következményeként, valamint a természetvédelmi kezeléseknél köszönhetően a láp vegetációja nagymértékben regenerálódott, de javasolják a Sósi-patak által szállított víz egy részét a területre vezetni az állandó vízutánpótlás érdekében.

A láprét egyik része már a Duna-Ipoly Nemzeti Park tulajdonában áll, és országos jelentőségű védett területnek nyilvánították, jelentős lépést téve a védelme, fenntartása felé. Talajtani felmérések során a láprét szárazodására utaló nyomokat találtak, ami hozzájárulhat a láp degradálódásához, mivel segíti a nád erőteljes terjedését. A szárazodást az elmúlt 60 év meteorológiai, valamint talajvízállás adatai egyaránt magyarázzák (VONA 2006). A természetvédelem és gazdálkodás, valamint a talajok kapcsolatával foglalkozik BARCZI és CENTERI (1999). Megállapításaik hasznosak lehetnek a galgahévízi láprét kezelési terveinek kidolgozása során is. A 8 ha-os védett részhez közel, a Sósi-pataktól nyugatra, Hévízgyörk határán is találtak láposodásra utaló nyomokat. Ennek kutatásával MUCSI (2006) foglalkozott.

## Tájváltozással kapcsolatos kutatások

Számos szerző foglalkozik települések tervezésével, vegetációváltással, erdők felarabolódásának hatásával, tájdegradációval, tájökológiai vizsgálatokkal, jövőbeli hatások előrejelzésével, valamint idősoros elemzésekkel stb. (BATISTELLA et al. 2003, GAUTAM et al. 2003, ALLEN 1998, GOURNELLOS et al. 2004, BUYNEVICH 2006, BROWN 2006, GURALNICK 2006, MOSELEY 2006, SORK és SMOUSE 2006, QI és LUO 2006, ZIER és BAKER 2006, PLIENINGER 2006, MILLWARD et al. 2006).

BATISTELLA et al. (2003) három (1988, 1944 és 1998) űrfelvétel alapján elemezték a Rondonia állami erdőirtások és a település tervezés hatását. Anari település úthálózatát ortogonálisan tervezték, míg Machadinho esetében figyelembe vették a domborzat alakulását az utak és a farmok kialakítása során is. Ezen kívül Machadinho esetében önkormányzati rezervátumokat is hagytak az eredeti vegetációból, így az erdők egy része megőrződött.

ALLEN (1998) a tengerszint változásának hatását vizsgálta a Cook-szigeteken, Aitutakiban. A kutatás során a tájváltozást, és az emberek arra adott válaszait elemezték.

KINTZ et al. (2006) és MOTTET et al. (2006) nemzeti parkokhoz kapcsolódó pufferzónák tájváltozását és annak hatását vizsgálták. Míg KINTZ et al. (2006) a trópusi Andok területén vizsgálódtak, addig MOTTET et al. (2006) európai mintaterületen, a Pireneus Nemzeti Park környékén folytattak kutatásokat. MOTTET et al. (2006) 1950-től kezdve gyűjtöttek adatokat a tájhasználatra vonatkozóan. Számos gazdálkodóval készítettek riportot. A tanulmány egyik legfontosabb megállapítása, hogy a település környékén a legintenzívebb a tájhasználat; valamint, hogy az utak kiépítése jelentősen növeli azt.

## Anyag és módszer

A területben bekövetkező változások szöveges és digitális térképi adatbázisokon alapuló elemzéséhez az alábbi térképeket használtuk fel:

- I. katonai felmérés 1763–1789 (M=1:28800), Hadtörténeti Múzeum Térképtára,
- II. katonai felmérés 1807–1869 (M=1:28800), Hadtörténeti Múzeum Térképtára,
- III. katonai felmérés 1869–1890 (M=1:25000), Hadtörténeti Múzeum Térképtára,
- Országos Földügyi és Térképészeti Hivatal 1969, M=1:25000 (407-11-es szelvény)
- IV. katonai felmérés 1990 (M=1:28800), Hadtörténeti Múzeum Térképtára.

A térinformatika lehetőséget nyújt arra, hogy különböző térképi állományokat digitális formátumban tanulmányozzuk, és így hasonlíthassuk össze információtartalmukat. A digitalizálás során az ArcView 3.1-es programot használtuk. Jelenleg az 1969-ben és az 1990-ben készített térképeket elemezzük. Az 1969-es térképszelvény nem fedi le teljesen a Galgahévíz közigazgatási határán belül lévő teljes terület, míg az 1990-es térkép igen. Az összehasonlítás során azokat a területeket ábrázoljuk, amelyek mindkét időpillanathoz rendelkezésre állnak. Az elemzésből kimaradt külterületi részen elsősorban szántókat találunk.

## Eredmények

### A település szerkezetének változása a katonai térképeken

A területhasználat módja szerint szinte az egész belterület lakóterületi funkcióval bír. Ez egyrészt falusi karakterének köszönhető, másrészt annak, hogy területileg Budapest vonzáskörzetéhez tartozik és „alvóváros”-ként is működik.

A falvak kialakulását követően a telkek határán húzódó, kezdetben a gazdasági fejlődést szolgáló földút fokozatosan növelte ki magát az újonnan kialakuló telkeket, lakóépületeket összekötő, „felfűző” utcává.

A fejlődés során egyidejűleg – vagy egymást követően – különböző társadalmi, gazdasági erők, mozgásformák hatottak. Jellemző (de a térképen nem ábrázolták) például, hogy a faluból kivezető utak kifelé szélesednek, ami az egykori állattartásnak köszönhető.

Az első, 1789-es katonai felmérés (1. ábra) szerint már megvan az orsós faluközpont, mint legősibb falumag, ahol felismerhető az országút átvezetése, valamint a Galga-híd és a hőforrás irányába kialakult utcák. Az orsós rendszer a szalagtelkes faluszerkezet német területről származó alaptípusa, amelynek meghatározója a szalagtelkek által körülzárt orsó alakzatot felvevő utca. Az így kialakult középső tér – németül Anger – két oldalán az utca vonalára majdnem merőleges szalagtelkek foglalnak helyet (1. ábra). Az „Anger” eredetileg közterület, gyülekező térként használták (HAJNÓCZI, 1995), később azonban beépült. Ahogy az 1789-es felmérésen is látszik, előbb a templomot, majd – évtizedekkel később – kereskedelmi létesítményeket helyeztek el itt, amik a későbbi felméréseken már megjelennek.

A galgahévízi „ősi” szalagtelkes faluszerkezet jellegzetessége, hogy a szántó föld egy része a belterületen kapott helyet, maga a külterületi tagosítatlan szántó elkülönült a

belső rész telkeitől. A Galga-patak „Kalja bach” néven szerepel az 1789-ben készített térképen (1. ábra), ebbe csatlakozik a Galgahévíz településtől nyugatra, a lejtősebb területéről érkező Sósi-patak, amelynek a neve akkor még nem szerepelt a térképen. A Sósi-patak ábrázolása azért is kiemelt fontosságú, mert akkor még a természetes medrében folyt, és a település jól láthatóan csak addig a pontig terjeszkedett észak felé, amíg el nem érte a vizek kiöntésének határát, azaz addig a pontig, ahol a Sósi-patak, a lejtős területről leérve kelet felé fordul és eléri a környék legmélyebb pontját.



1. ábra Galgahévíz (Hévesz) település az I. katonai felmérésen (1789)

Figure 1. Galgahévíz (Hévesz) settlement on the first military survey map (1789)

A tűzvészek és az áradások, a társadalmi szerkezet megváltozása, a birtokviszonyok átrendeződése mind-mind településformáló erőként jelentkeztek az adott korban. A település népességének növekedése, a kor funkcionális és egyéb igényeinek kiterjedése, a lakókörnyezettel kapcsolatos újabb és újabb elvárások miatt a többgenerációs lakóépületek nem elégítették már ki a szükségleteket. Új épületek építése, új telkek létesítése új utcák nyitásával járt. Ez a folyamat jól látható a térképek összehasonlításával (1–2. ábra). A többtűcs faluszerkezet kialakulása természetes növekedés és tudatos tervezés eredménye is.

Előbbi esetben a párhuzamos teleksorok teleklábainak egybeesése, ill. a két teleksor oldalhatárainak egyezése jellemző. A kétsoros beépítés tudatosan tervezett telkei és az eredeti telekosztás oldalhatárai viszont nem minden esetben esnek egybe.

A 18–19. században végrehajtott tervszerű falurendezések nagymértékben átformálták a faluhálózatot és az utcaképet. Ez a rendezés azonban meghatározott irányú volt, így nem tüntetett el minden korábbi faluszerkezeti elemet (1. ábra).



2. ábra Galgahévíz (Hévíz) település II. katonai felmérés (1852)

Figure 2. Galgahévíz (Hévíz) settlement on the second military survey map (1852)

A katonai felméréseken és a kapcsolódó leírásokból tudjuk, hogy az évszázadok során lazán beépített tömbök lakóegységei besűrűsödtek, ezzel egyidőben szabályozódtak, a telekosztás már szinte mértani rendszert alkot.

1852 és 1883 között nem történt különösebb változás a lakóterületeket illetően, kivéve a már meglévő szerkezeti elemek átalakítását, átépítését. Nagyobb változás történt viszont a zöldterületeken, valamint a közterületek fejlődésében. Ekkor alakult ki a meglévő két temető. Az 1883-as katonai felmérés (3. ábra) már differenciáltabban ábrázolja a művelési ágakat.

A napjainkig történt építések többnyire a tudatos településrendezés szellemében történtek. Jellemzői a szabályos telekosztás, szabályos teleknagyság, szabályos úthálózat...

A telkek eredetileg sem voltak nagyok, de osztódásuk miatt nem ritkák a 300-400 négyzetméteres telkek sem. Az 1990-es katonai felmérésen (4. ábra) látható, hogy a tömbök szabálytalanok. Galgahévíz tehát három részterületre osztható: az orsós faluközpont, a Tabán területe és a kelet felé kialakított új településrész szabályos utcaszerkezetével. Mindez már jól elkülöníthető az 1990-es katonai térképen.



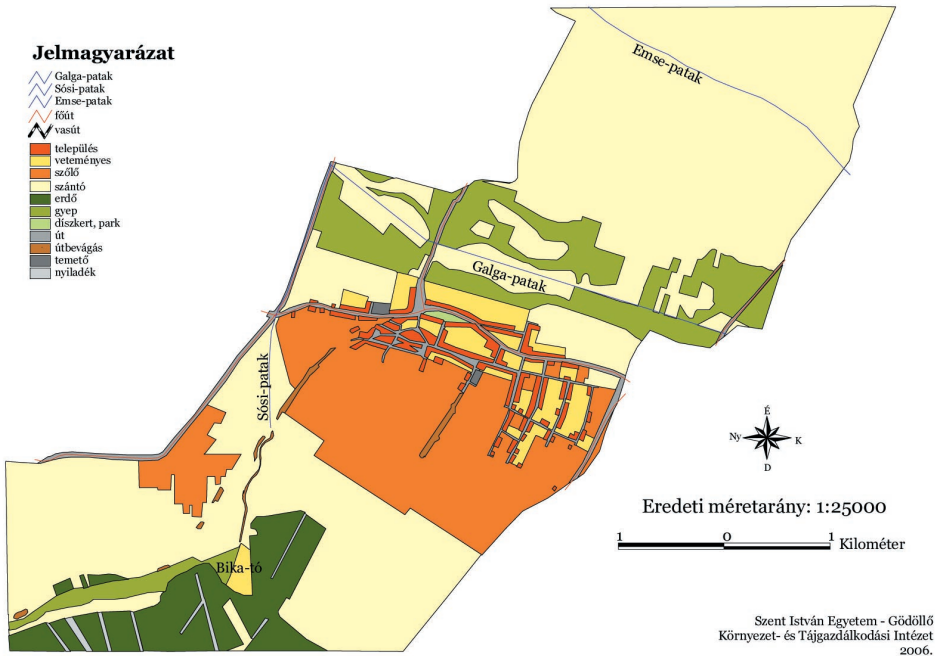
3. ábra Galgahévíz (Heviz (Pf.)) település a III. katonai felmérésen (1883)  
 Figure 3. Galgahévíz (Heviz (Pf.)) settlement on the third military survey map (1883)



4. ábra Galgahévíz település a IV. katonai felmérésen (1990)  
 Figure 4. Galgahévíz settlement on the fourth military survey map (1990)

Az 1969-es térképen (5. ábra) feltűnik, hogy 3 viszonylag homogén, nagyobb kiterjedésű rész különíthető el rajta. Az 1. táblázat mutatja az összterület (1929 ha) felszínborításának százalékos megoszlását. A legnagyobb részt a szántók (57,8%), szőlők (15,8%) és a gyepterületek (10,1%) foglalják el. A fennmaradó területeken erdő (6,4%) és veteményes (3,5%) található. A település és az utak az összterület 5%-át képviselik.

Összességében megállapítható, hogy 1969-ben Galgahévíz területének több mint fele mezőgazdasági tevékenységek szolgálatában állt és viszonylag egyöntetű képet mutatott a felszínborítás.



5. ábra Galgahévíz felszínborítása 1969-ben  
Figure 5 Surface cover of Galgahévíz in 1969

Az 1. táblázatban találjuk a tíz évvel későbbi térkép feldolgozása során kapott adatokat is. Az 1990-es térképen vizsgált 1911 ha összterületből még mindig több mint 50%-ot szántók borítanak. A mezőgazdaság tehát továbbra is meghatározó szerepet játszik a település életében. Az erdők nagyobb területet foglalnak el, mint korábban. Itt már újabb felszínborítási kategóriák is megjelennek. Ezek közül a gyümölcsösök 2,8%-ot, a sással és náddal borított területek pedig 0,4%-ot képviselnek. A tavak és az egyéb vizes területek összesítve 1,1 ha-t foglalnak el.

## Összehasonlítás

A művelési ágak aránya tükrözi a tájhasználat intenzitását, valamint rámutat a tájhasználatban megfigyelhető tendenciákra is. Változatos tájhasználati formák – szőlő, gyümölcs, gyepterület, veteményes, erdő – jellemzik ma is a területet.



A területhasználat változása jól nyomon követhető az 1. táblázat alapján. A vizsgált időintervallum alatt legszembetűnőbb eltérést az erdők mutatnak, területük ugyanis 1969–1990 között megháromszorozódott. Ezzel párhuzamosan a gyep- és szántó művelési ággal hasznosított területek nagysága 2%-al csökkent. Drasztikusan lecsökkent a szőlők aránya is az 1969-es értékhez képest. Helyüket szántók és veteményes kertek váltották fel. A gyümölcsösök aránya a 10 év alatt elérte a 2,8%-ot. A vizes területek – beleértve a tavakat is – csupán 1,1%-ot tesznek ki az 1990-es térkép alapján. A Sósipatakon az egykori Bika-tó területén az 1970-es években egy 20 ha-os víztározót létesítettek, amely a patak vizének jelentős részét felfogja. Érdekes, hogy az 1969-es térképen a Bika-tó elnevezés már szerepel, de a helyén veteményes és füves területeket találunk. Az 1990-es térképen már feltüntették a tavat.

1. táblázat: Galgahévíz felszínborítása és változása az 1969-es és az 1990-es térképek alapján  
Table 1 Surface cover of Galgahévíz and its change, based on the maps from 1969 and 1990

Felszínborítás	Terület 1969 (%)	Terület 1989 (%)	Változás (1969–1989)
Szántó	57,8	55,3	-2,5
Szőlő	15,7	3,4	-12,3
Gyep	10,1	7,7	-2,4
Erdő	6,4	19,3	+12,9
Veteményes	3,5	5,1	+1,6
Gyümölcsös	0	2,8	+2,8
Út	2,9	1,1	-1,8
Település	2,2	3,5	+1,3
Útbevágás	0,6	0,3	-0,3
Nyiladék	0,4	0,1	-0,3
Temető	0,1	0,1	0
Vizes terület	0	0,1	+0,1
Sás, nád	0	0,4	+0,4
Tó	0	1	+1
Vasútállomás	0	0,1	+0,1
<b>Összesen:</b>	100	100	

Szükségszerűen növekedett a beépített területek aránya is. Ez a változás azonban 20 év alatt csupán 1%-os volt. Az úttal borított területek aránya majdnem 2%-al csökkent.

Az 1969-es térkép még sokkal egyöntetűbb képet mutat a felszínborítást illetően. A másik térképen már inkább felaprózódás jellemzi a tájat. Ez a változás mindenképpen negatív hatásúnak tekinthető, hiszen egyre kevesebb lesz a természetes élőhely, helyüket átveszik a gyümölcsösök, hobby kertek és akácosok stb. Ezért fontos az olyan területek védelme, mint a láprét, hogy megőrizhessük az ott élő természetközeli vegetációt.

### A változások lehetséges okai és következményei

Az, hogy az úthálózat egyre szabályosabb képet mutat és egyre kisebb területre korlátozódik, összefüggésben áll a területek beépítésének növekedésével, tehát a népességnövekedéssel, ami napjainkban is tart. Az utak szűkülésének másik oka lehet az állattartás kisebb területekre való korlátozódása, vagyis a hagyományos állattartási formák háttérbe szorulása.

Galgahévíz területének több mint felén folyik szántóföldi művelés. Ez nem meglepő, hiszen egész Magyarországra ez a jellemző. Az ilyen területek azonban nem csak a termelésnek adnak helyet, hanem a vadon élő állat- és növényfajok életének szinterei is. A mezőgazdasági művelés alatt álló területeken az intenzív talajművelés igen súlyos talajerózióhoz és biodiverzitás-csökkenéshez vezet. Mivel ez, a Galgahévízhez hasonló, főleg szántóföldi gazdálkodásból élő településeken okoz komoly problémákat, ezeken a területeken rendkívül fontos lenne a fenntartható gazdálkodás elsajátítása. Olyan talajkímélő művelés bevezetése, melynek fő előnye az erózió és defláció elleni védelem, a talajszerkezet és -nedvesség megőrzése, a talaj szervesanyag tartalmának és a talajéletnek a növelése (BÁDONYI et al., 2006).

Az erdőterületek növelése elsősorban a lejtős, déli külterületi részekben figyelhető meg. Ezek az erdők azonban nem természetközeli, többnyire akác az állományalkotó. Az erdőterületek növelésének a homok fizikai féleség is lehet az oka, hiszen a település 4%-án futóhomokot találunk. Az intenzív, a talajtulajdonságokat és a biodiverzitást negatívan befolyásoló akác még az illegális hulladék lerakásának a szintere is. Összeségében ez tükrözi a hazánkban jellemző helyzetet.

### Következtetések, javaslatok

A területhasználat elemzése során jól nyomon követhető az egyes felszínborítások kiterjedésének változása. Legnagyobb eltérést az erdők mutatnak, mégis a felszíni vizek alacsony aránya a legszembetűnőbb. A település gazdasága, a településen élők megélhetése a vizsgált időszakban elsősorban a mezőgazdaságon alapult. Ennek elősegítését célozták korábban a területet érintő patakszabályozások. Annak ellenére, hogy a Sósi- és a Galgapatakat is a mezőgazdasági területek növelésének (vízrendezés, ár- és belvíz elleni védelem) céljából szabályozták, ez nem mindenhol volt sikeres, pl. gyepművelés alatti, mélyebben fekvő részek gyakran kerülnek (bel)víz alá. A rendszeresen és tartósan belvízzel sújtott mezőgazdasági művelés alatt álló területek átalakítását célszerű lenne támogatni. Legkedvezőbb lenne vizes élőhelyeket létrehozni, amely az ott folyó legeltetéssel és alternatív, extenzív mezőgazdasági tevékenységgel a környezet- és természetvédelem céljait is szolgálná. A vizes területek – beleértve a tavakat is – csupán 1,1%-ot tettek ki 1990-ben. A Sósi-patakon egy 20 ha-os víztározót létesítettek, de azóta sem történt hasonló növelése a vízfelületeknek. A település felszíni vizeinek jobb kihasználása lehetőséget adna a horgászat és a haltenyésztés fejlesztésére is.

### Irodalom

- ALLEN M. S. 1998: Holocene sea-level change on Aitutaki, Cook Islands: Landscape change and human response. *Journal of Coastal Research* 14: 10–22.
- BÁDONYI K., MADARÁSZ B., KERTÉSZ Á., CSEPINSZKY B. 2006: A talajművelési módok hatása az erózióra és az élővilágra. III. Magyar Földrajzi Konferencia Absztraktkötete, p. 32.
- BARCZI A., CENTERI CS. 1999: A mezőgazdálkodás, a természetvédelem és a talajok használatának kapcsolatrendszere. *ÖKO*. 10: 41–48.
- BATISTELLA M., ROBESON S., MORAN E.F. 2003: Settlement design, forest fragmentation, and landscape change in Rondonia, Amazonia. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 69: 805–812.

- BOECKER D., MÖSELER B. M., TURCSÁNYI G. 2005: A galgahévízi láprét botanikai és talajtani felmérése, természetvédelmi kezelésének problematikája. A III. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia Program és Absztrakt köteté, p. 99.
- BROWN I. 2006: Modelling future landscape change on coastal floodplains using a rule-based GIS. *Environmental Modelling & Software* 1: 1479–1490.
- BUYNEVICH I. V. 2006: Coastal environmental changes revealed in geophysical images of Nantucket Island, Massachusetts. *USA Environmental & Engineering Geoscience* 12: 227–234.
- CENTERI Cs., KRISTÓF D., VONA M., BARCZI A., PENKSZA K. 2006: Tápanyagleemosódás monitoring különböző felszínborítások mellett Magyarországon. Előadások és poszterek összefoglalója. Talajtani Vándorgyűlés. Sopron, p. 34.
- CENTERI Cs., VONA M., MALATINSZKY Á., PENKSZA K. 2005: A Galgahévíz és Hévízgyörk környéki művelt területek eróziós viszonyainak potenciális hatása a környező láprétek természeti értékeire. Absztrakt. In: Lengyel, Sz., Sölymos, P., Klein, Á. (szerk.) 2005: A III. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia Program és Absztrakt köteté, p. 103.
- CENTERI Cs., VONA M., MALATINSZKY Á., POTTYONDY Á. 2006: Erosion, nutrient loss and their effects on the landscape on Hungarian sites. Abstract. Proceedings of the 18th World Congress of Soil Science (CD: P18612.HTM)
- FEKETE G. 1965: A gödöllői dombvidék erdővegetációja (Die waldvegetation im Gödöllőerhügelland), Akadémia kiadó, Budapest, p. 223.
- FEKETE G. É. 2006: Az aprófalvaink típusai és változó fejlődési lehetőségei a 21. század elején. III. Magyar Földrajzi Konferencia Absztraktköteté, p. 79.
- FOGARASI GY., OROSZ GY., LUKOVICH T., GAUDER P., BEDŐCS B., ÓNODI G., CSEMEZ A., KOLLÁNYI L. 2002: A Közép-Magyarországi Régió Rekreáció Stuktúráterve, Kultúra-gazdaság, Szabadidő-gazdaság.
- GALGAHÉVIZ KÖZSÉG TELEPÜLÉSRRENDEZÉSI TERVE 2004: Polgármesteri Hivatal, Galgahévíz
- GAUTAM A. P., WEBB E. L., SHIVAKOTI G. P., ZOEBSCH M. A. 2003: Land use dynamics and landscape change pattern in a mountain watershed in Nepal. *Agriculture Ecosystems & Environment* 99: 83–96.
- GOURNELLOS TH., EVELPIDOU N., VASSILOPOULOS A. 2004: Developing an Erosion risk map using soft computing methods (case study at Sifnos island), *Natural Hazards* 31: 39–61.
- GURALNICK R. 2006: The legacy of past climate and landscape change on species' current experienced climate and elevation ranges across latitude: a multispecies study utilizing mammals in western North America. *Global Ecology and Biogeography* 15: 505–518.
- HAJNÓCZI P. 1995: Galgahévíz karakterterve, Készült a hetedik Magyarországi Falumegújulási és Faluképvédelmi Nap alkalmából. Polgármesteri Hivatal, Galgahévíz
- HELFRICH T. 2005.: A galgahévízi láprét tájváltozás-vizsgálata légifotók és térképek alapján. SZIE Gödöllő, TDK dolgozat
- KALENYÁK E. 2000: Területhasználati változások és várható tendenciák elemzése Nyírségi mintaterületen. Földrajz az egész világ Geográfus Doktoranduszok V. Országos Konferenciája, p. 111.
- KINTZ D. B., YOUNG K. R., CREWS-MEYER K. A. 2006: Implications of land use/land cover change in the buffer zone of a National Park in the Tropical Andes. *Environmental Management* 38: 238–252.
- KONKOLYNÉ GYURÓ É., TIRÁSZI Á. 2006: Települési környezetvédelmi programok tájökölógiai összefüggései. II. Magyar Tájökölógiai Konferencia Az előadások és poszterek összefoglalói, p. 91.
- MILLWARD A. A., PIWOWAR J.M., HOWARTH P.J. 2006: Time-series analysis of medium-resolution, multisensor satellite data for identifying landscape change. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 72: 653–663.
- MOSELEY R. K. 2006: Historical landscape change in northwestern Yunnan, China - Using repeat photography to assess the perceptions and realities of biodiversity loss. *Mountain Research and Development*: 214–219.
- MOTTET A., LADET S., COQUE N., GIBON A. 2006: Agricultural land-use change and its drivers in mountain landscapes: A case study in the Pyrenees. *Agriculture Ecosystems & Environment* 114 (2-4): 296-310.
- MUCSI N. 2006: Védett és mezőgazdasági láprétek természetföldrajzi viszonyainak összehasonlítása idősoros elemzés alapján. SZIE Gödöllő, TDK dolgozat, p. 32
- NAGY I. 1997: Az ökológiai mezőgazdálkodás közzgazdasági problémái a Galgafarm Szövetkezet üzemi gyakorlatában. SZIE Gödöllő, Szakdolgozat, p. 65
- PENKSZA K., CENTERI Cs., TURCSÁNYI G., MÖSELER B. M., BARCZI A., VONA M., MALATINSZKY Á., VERSECKZY N., PINTÉR B., BOECKER D., BELAAGH M., POTTYONDY Á., HORVÁTH B., HELFRICH T., VONA V., VÁRADI Cs., FALUSI E., JUHÁSZ T., SZABÓ M. 2006: A galgahévízi láprét biotikus és abiotikus tényezőinek jellemzése, értékelése. Pályázati kutatási jelentés, Gödöllői Természetkutató Egyesület Gödöllő, p. 36
- PINTÉR B. 2001: A Galgahévíz és Hévízgyörk (Galgamente) közötti láprétek botanikai értékei. TDK dolgozat, SZIE Gödöllő, p. 36

- PLIENINGER T. 2006: Habitat loss, fragmentation, and alteration - Quantifying the impact of land-use changes on a Spanish dehesa landscape by use of aerial photography and GIS. *Landscape Ecology* 21: 91–105.
- QI S. Z., LUO F. 2006: Land-use change and its environmental impact in the Heihe River Basin, arid northwestern China. *Environmental Geology* 50: 535–540.
- SORK V.L., SMOUSE P.E. 2006: Genetic analysis of landscape connectivity in tree populations. *Landscape Ecology* 21: 821–836.
- SZILASSI P. 2006: A területhasználat változása és az agroökológiai potenciál kapcsolata a Balaton vízgyűjtőjén. II. Magyar Tájökológiai Konferencia Az előadások és poszterek összefoglalói, p. 46.
- TÓTH A. 2006: Galgahévíz település változása és kapcsolata a természeti környezettel. Szent István Egyetem-Gödöllő, TDK dolgozat, p. 40
- VONA M., CENTERI Cs., PENKSZA K., MALATINSZKY Á., POTTYONDY Á., HELFRICH T., BARCZI A. 2006: Soil and nutrient loss in Galgahévíz, Hungary. Final program and book of abstracts. The 14th Conference of ISCO. Marrakech, p. 278.
- VONA M. 2006: A galgahévízi láprét tájökológiai elemzése. II. Magyar Tájökológiai Konferencia Az előadások és poszterek összefoglalói, p. 57.
- VONA M. 2006: A galgahévízi láprét vízháztartási jellemzése és a térség káros vizei elleni védelem. Gödöllő, Szakdolgozat, p. 86
- VONA M., CENTERI Cs., SZALAI Z., JAKAB G. 2006: A galgahévízi láprét talajtani, hidrológiai és szedimentológiai vizsgálata. III. Magyar Földrajzi Konferencia Absztraktkötete, p. 237.
- ZIER J.L., BAKER W.L. 2006: A century of vegetation change in the San Juan Mountains, Colorado: An analysis using repeat photography. *Forest Ecology and Management* 228: 251–262.

http1: [http://www.kep.taki.iif.hu/file/Nagy\\_tajtortenet.doc](http://www.kep.taki.iif.hu/file/Nagy_tajtortenet.doc)

http2: [http://www.gaiaalapitvany.hu/falu\\_enter.html](http://www.gaiaalapitvany.hu/falu_enter.html)

## LANDSCAPE CHANGE ANALYSES IN AND AROUND GALGAHÉVÍZ VILLAGE

A. TÓTH, C. CENTERI

Szent István University-Gödöllő, Institute of Environment and Landscape Management, Dept. of Nature Conservation and Landscape Ecology

H-2100 Gödöllő, Péter K. u. 1., Hungary, e-mail: Centeri.Csaba@kti.szie.hu

**Keywords:** landscape change analyses, military survey maps, protected natural values, settlement structure change, Galgahévíz

Galgahévíz and its surroundings are proud of its natural and cultural values. Local people are doing human scale agricultural production; however there are intensive, large field farming areas far from natural areas, too. To investigate the present situation it is important to analyze the former land forming processes that result the present face of the landscape. This knowledge is extremely important during researches and nature conservation and physical planning of the area. In an area, having high number of natural and landscape values it is important to seek historical background. During our work we introduce the 1–4. military survey maps. During the research we prepared the surface cover database of the 1969 and 1990 and based on these databases we analyzed the change of the surface cover and settlement structure, searched potential development possibilities and prepared a new information poster for the planned study trail.

## A CSÖRSZ-ÁROK KÖRNYEZETI REKONSTRUKCIÓJÁNAK ELŐKÉSZÍTÉSE TÉRINFORMATIKAI MÓDSZEREKKEL

HARKÁNYINÉ SZÉKELY ZSUZSANNA, BENŐ DÁVID,  
PRUNNER ANDREA, KATONA ANDREA

Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet  
2100 Gödöllő, Péter K. u. 1., e-mail: Szekely.Zsuzsanna@kti.szie.hu

**Kulcsszavak:** Csörsz-árok, FIR, környezetrekonstrukció

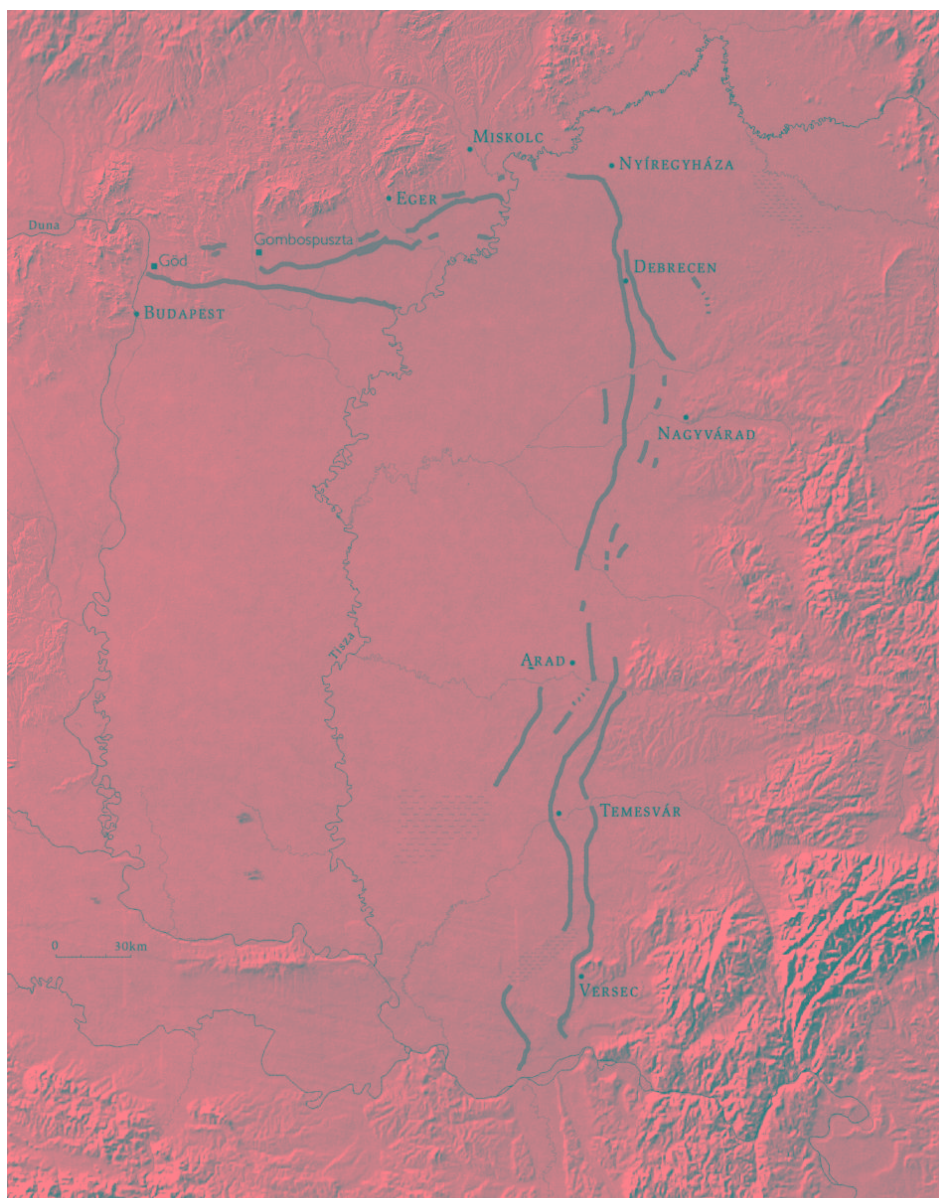
A Csörsz-árok (ismert még Ördögárokként) egy 1260 km összhosszúságú földmű, mely körülöleli az Alföldet. A sánc-árok rendszer szélessége 3,4–8 m között változik, mélysége 1,5–3 m a mai szinttől mérve. A megmaradt szakaszok sáncainak magassága kb. 2 m. A sánc-árok rendszer két, három, egyes helyeken akár négy vonalból áll. A sánc-árok rendszer kezdőpontja a Duna majdnem szemben Aquincummal Alsó-Pannónia fővárosával. Innen nyugatról keletre halad és Nyíregyháza alatt délre fordul. Áthalad az Alföld keleti részén, vége az Al-Dunánál van Viminatiummal szemben Felső-Moesiában. A Csörsz-árkot a szarmaták készíthették a IV. század környékén. A régészek még nem tudják pontosan miért is épülhetett. Gödöllő és Valkó határában azonosítottuk a sánc-árok rendszert. Munkánkat erre a területre összpontosítottuk, mivel itt nagyon jó állapotban találtuk a Csörsz-árkot. Munkánk során a három katonai felmérést és topográfiai térképeket használtuk. Először bejártuk a Csörsz-árkot Gödöllő közelében és GPS-szel digitális formában azonosítottuk. Az első katonai felmérésen (1763–1787) megtaláltuk a Csörsz-árkot, de mivel nincs vetületi alapja, nem tudjuk GIS-be foglalni, de sok fontos információt ad róla. A második (1819–1869) és harmadik katonai felmérésnek (1869–1887) van vetületi alapja így ArcView 3.0-ban tudjuk használni. Látható a két térképen, amin jelöltük a Csörsz-árkot más térkép és GPS-es méréseink alapján. A topográfiai térképen azonosítottuk a Csörsz-árkot de útként és nem árokként. Ezért akarjuk pontosítani a vonalat és árokként berajzolni napjaink térképére. A jövőben teljes környezeti rekonstrukciót akarunk megvalósítani a Csörsz-árkon Gödöllő közelében tanösvényt kialakítva. Mindezek után be akarjuk vonni a turizmusba, mivel Gödöllőn egyetlen ismert látnivaló van: a Grassalkovich kastély.

### Bevezetés

A Csörsz-árok, a legmonumentálisabb kárpát-medencei építmény, a Dunakanyar vidékéről indul ki, és végighalad az Alföld északi részén, majd délre fordul és az Al-Dunánál éri el a folyamot (SOPRONI 1969). A Duna-Tisza közti szakaszt, ahol három sánc fut párhuzamosan, Csörsz-árokknak, a Tiszántúlit, ahol 2–4 sánc halad párhuzamosan, (a negyedik Magyarországon kívül Románia területén fut) Ördögárokknak nevezi a népnyelv (1. ábra). Az előbbi osztás tovább bontható: a Duna-Tisza közti Kisárokra és Csörsz-árokra, a Tiszántúli bánátúra és Berettyó-, Körös-menti Ördögárokra. Egy másik felosztás a Tiszántúli sáncokat legbelső, belső, és külső szakaszra osztja. A sánc nem minden helyen követhető nyomon egyértelműen, egyes szakaszok megsemmisültek, betemették, beszántották, így csak fúrásokkal, kartográfiai módszerekkel, légi felvételek segítségével lehet következtetni a nyomvonalra (GARAM et al. 2003). Az egész árokrendszer hossza 1260 km, szélessége 3,4–10 m között változik, mélysége 1,5–3 m a jelenlegi szinttől mérve. A megmaradt sáncok kb. 2 méter magasságúak (ISTVÁNOVITS és KULCSÁR 2000). A sánc Ny–K irányú szakaszán (Dunakanyar–Debrecen, Újfehértó) az árok a sánc északi oldalán, míg az É–D irányú (Debrecen–Al-Duna) esetén a keleti oldalon található (SOPRONI 1969).

Egyes vélemények szerint az sánc-árokrendszert a rómaiak irányításával, az Alföldön akkoriban élő szarmaták építették a Kr.u. 4. század első felében, I. (Nagy) Constantinus (uralkodása: Kr.u. 306–337) alatt (SOPRONI 1969).

A Kr.u. 4. század utolsó évtizedéig, mint a rómaiak előretolt védelmi vonala a népvándorlás népeinek támadásait volt hivatott kivédeni és elterelni. Az eredetileg 5–8 m széles és 2–3 m mély árok (egyes szakaszokon elérte a 4–6 m mélységet is), belső oldalán az árokból kitermelt földmennyiséget sáncként halmozták fel, amely az évszázadok folyamán erősen lepusztult.



1. ábra A Csörsz-árok földrajzi elhelyezkedése (PATAY et al. 2003)

Figure 1. Geographical site of the Csörsz ditch (PATAY et al. 2003)

Épebb állapotban maradt összefüggő szakaszai Dormánd, Erdőtelek, Debrecen, (Nagyerdő) és Gödöllő határában találhatóak (GARAM et al. 2003).

A régészeti ásatások során a sánc-árokrendszer mellett római katonai tábor (Felsőgöd) és őrállomás (Hatvan) került elő (SOPRONI 1969).

A Csörsz-árok azon képződményekhez tartozik melyeket a népnyelv ördögárokknak, ördögszántásnak is nevez. Hívják még Óriások árkának is az Árpád-kori oklevelekben. Ezen objektumok nem egy időből származnak és nem egy néptől. Többnek eredete ismeretlen illetve egyes árkokról még nem eldöntött, hogy emberi kéz műve vagy természetes eredetű-e (RÉVAI et al. 1994).

A Magyar utónévkönyv szerint Csörsz bizonytalan eredetű (valószínű szláv eredetű) régi magyar személynév jelentése feltehetőleg fekete (ökör, marha).

Az első írásos nyom IV. Béla 1267. évi zátyi apátság 1067 körüli alapítólevelének megerősítő okiratában szerepel egy határleírás kapcsán (BALÁS 1961).

A Csörsz-árok egy másik említése a XVI. századi Székely István reformátor, író művében a *Chronica* ez vilagnac yeles dolgairól (más néven *Krakkói Krónika*) című könyvében jelent meg 1559-ben Krakkóban (SOPRONI, 1969). Székely István a 718-as évre vonatkozóan ír Csörsz árkáról, amelyben megemlíti, hogy az Attila előtt itt élt népek készítették az ország védelmére. (BALÁS, 1961). Székely szerint a sánc egy szkíta királytól eredeztethető, méreteiről így ír: „...akort nag mell volt mint most eg varos arokia es a tetein eleuen fac voltak ultetuen kinec az giukerei meg tartottac a töltest hog be ne omolion kiken kapuc voltanac es es ör alloc...”.

Már Székely István előtt létezett egy monda az árokról, de azt a *Krakkói Krónikában* cáfolja (SZÉKELY 1559). Az előbbi mondát Komjáthy István írta le „Mondák könyve” című művében.



2. ábra Fénykép a Csörsz-árok gödöllő- Valkói szakaszáról  
Figure 2. Photo about section Gödöllő-Valkó of Csörsz ditch

A Csörsz árok eredetéről Tompa Mihály, jeles költőnk „Népregék” című könyvében is megemlékezik.

#### **A kutatómunka célkitűzései**

- A Csörsz-árok és környezetének térképezése  
A hatvanas évek nagyüzemi gazdálkodása gyakorlatilag eltuntette a szántóföldeken áthaladó Csörsz-árkot. Térképezési munkálataink részben a sánc-árokrendszer futásának pontosítását jelentik. Az új technikai feltételek új lehetőségeket tárnak fel. A GPS-es és a modern szintező felmérésekkel pontosítani lehet a már felmért szakaszokat. A nagyméretarányú térképeken az árkok pontos mélységét, jelenlegi állapotát, méreteit is ábrázolni fogjuk. A légifotók, úrfelvételek alkalmazásával pedig a feltáratlan vagy bizonytalan szakaszokra kaphatunk választ. A megbolygatott talaj az úrből is látszódik a szántóföldeken, a nyílt területeken (mezok, rétek) a volt árkon meghonosodó növényzet, vagy az új ültetésű erdők eltérő lombosodása (az árokban felhalmozódott humusz tápanyagtartalma miatt), stb. mind -mind elősegítik a pontosabb térképezést, az országos léptékű térképhelyesbítés.
- A Csörsz-árok térinformatikai rendszerbe való beillesztése  
A feltehetően szarmata kori (Kr.u. II.–IV. század) és feltehetően védmű, egész Magyarországon átfutó jellegzetes sánc-árokrendszer, egységes térinformatikai rendszerbe helyezve a legkülönbözőbb információkat (régészeti, távérzékelési, történelmi térképi, régészeti leletek, paleobotanikai, paleo-klimatológiai adatok) nyújtja, melyek segítségével környezeti rekonstrukció hajtható végre. A GIS használata lehetővé teszi, hogy egyetlen rendszerbe lehessen integrálni a teljesen különböző szakterületek grafikus és alfanumerikus adatait. Ez részben a mai legkorszerűbb keretet adja az eredmények szintetizálásához, részben új lendületet adhat a vonatkozó kutatásoknak.
- Környezeti rekonstrukció végrehajtása  
A környezeti rekonstrukció célja az eddigi eredmények összegzése, új szempontok feltárása, valamint egy kisebb szakasz helyreállítása olyan formára, ahogyan azt elődeink megépítették. A kutatáshoz nem csak a régi korok és a mai környezeti (domborzati, klimatológiai, talajtani, hidrológiai, botanikai, zoológiai) és tértudományi (történelmi és mai térképek, légi felvételek, úrfelvételek, GPS- és geodéziai felmérések) adatokat dolgozunk fel, hanem nagy hangsúlyt kapnak a régészeti leletek nyújtotta információk, a történelmi adatok, valamint az árokhoz köthető mondák, regék, mesék és a nyelvi vonatkozások feldolgozása is. Mindezen adatok figyelembevételével egy olyan rendszer dolgozható ki, amely az archeológusok számára egy messzeemenően új módszertani lehetőséget ad.
- Környezetgazdálkodás (védelem, karbantartás, tanösvény kialakítás, turizmus)  
Megvizsgáltuk a Csörsz-árok környezetgazdálkodási vonatkozásait. A 19. századtól kezdve az ember sokkal nagyobb hatást gyakorolt környezetére, mint azelőtt. A folyószabályozások, a nagyméretű mezőgazdasági területek kialakítása sok helyen elpusztította a sáncrendszereket, melyek régészeti kutatása segítene megérteni a honfoglalás előtti kárpát-medencei népek történetét, életmódját és következtethetnénk tájhasználatukra.  
A sánc-árokrendszer ma is sok helyen ki van téve a pusztulás veszélyének, mivel kevés olyan szakasz van, amelyik védett területen halad keresztül.



Az archeobotanika és archeozoológia segítségével rekonstruálni lehet az akkori Alföld növény-, és állatvilágát, segítve ezzel a természetvédelmi kezelések tervezését. Célunk a Csörsz-árok Gödöllő környéki szakaszának védetté nyilvánítása, karbantartásának megszervezése, később egy szakasz rekonstruálása, tanösvényt kialakítása, bevonása a Gödöllő környéki történelmi turizmusba. Fontos feladatunk az országos védettség megszerzése. További hosszú távú cél a Csörsz-árkot a Világörökség részévé tenni, mely csak nemzetközi összefogással valósítható meg, mivel a sánc-árokrendszer déli szakasza jócskán túlnyúlik Magyarország határain. Az Anglia és Skócia között húzódó ugyancsak római kori Hadrianus fal és kiegészítése az Antonius fal (3. ábra) már a Világörökség részei lettek. Ez utóbbi cél a művelés alól való kivételt jelenti, így ezekre a területekre kompenzációt kell fizetni.

- Köztudatba való beillesztés

Céljaink között szerepel továbbá a Csörsz-árok megismertetése a társadalommal, figyelemfelkeltéssel, előadásokkal, kiállításokkal, történelmi játékokkal, turista útvonalak beillesztésével. A köztudatba való bevonása azért fontos, mert még a gödöllőiiek többsége sem ismeri a gödöllő-alkői szakaszt, így jelentős történelmi emlékerül feledésbe.



3. ábra Fénykép az Antoninus falról ([www.mult-kor.hu/cikk.php?article=15224](http://www.mult-kor.hu/cikk.php?article=15224))  
 Figure 3. Photo about Wall Antoninus ([www.mult-kor.hu/cikk.php?article=15224](http://www.mult-kor.hu/cikk.php?article=15224))

### Anyag és módszer

A régészek számára reményeink szerint módszertani újítást dolgozunk ki, amely új távlatokat nyit az ásatások során előkerült leletek adatbázisba való rendszerezéséhez, valamint a környezeti rekonstrukció elvégzéséhez. A digitális térképek megjelenésével a régészek egy része felismerte a térinformatika előnyeit, a térbeli és a hozzátartozó attribútum adatok együttes, egyszerre való kezelését.

A régészek terepi tevékenysége a feltárási munkával kezdődik. Ennek első szakasza a terep bejárása, amelynek során a felszínen talált kerámiatöredékek és egyéb leletek gyakorisága alapján meghatározzák a lelőhely kiterjedését. Ennek helyét GPS-szel vagy anélkül azonosítják be nagy méretarányú EOTR topográfiai térképen, amelyre a körvonalat ráviszik. A nagy felületen végzett ásatás során a területet 10×10 méteres hálózattal fedik, melyet 1:20 méretarányban milliméterpapírra visznek fel és manuális rajzolással,

a hálózat segítségével ábrázolják a feltárt objektumok alakját és elhelyezkedését. Az így elkészült térképet szkennelik, majd térinformatikai szoftverrel digitalizálják (ZOLTÁN 2007).

További hasznos eszköz a régészek számára a légi felvétel, mely a tájékozódást szolgálja, illetve egyes objektumok, maradványok csak a levegőből láthatók teljes egészben. Új adatbeviteli eszközként jelent meg a GPS, de egyes objektumok esetén csak a nagy pontosságú (félméteres) műszerek jöhetnek szóba. Felmerül a szoftverekkel való kompatibilitás kérdése is, ugyanis a CAD rendszerekkel való kommunikációja bonyolultabb, mint a GPS-kezelő alprogramokkal eleve ellátott programok (ZOLTÁN 2007).

### **Rekonstrukció**

A rekonstrukció, korábban létrehozott, rossz állapotban lévő illetve részlegesen vagy teljesen eltűnt objektumok modellezése, visszaállítása az eredetihez leginkább hasonló állapotra. Eredményességét az határozza meg, hogy milyen korból származik a rekonstrukció tárgya, ugyanis az információk mennyisége az időben visszafelé csökken. Megkülönböztetünk elsődleges – általunk közvetlenül végrehajtott – és másodlagos információszerzést, mely a már mások által közvetlen gyűjtött információk archívumának tanulmányozását jelenti. A másodlagos adatgyűjtés esetén élni kell forráskritikával a pontosság, teljesség érdekében, ugyanis az archív alanyagok összes paramétere legtöbbször nem áll rendelkezésre. Tanulmányozni kell a szorosan kapcsolódó (történelem, hadtörténet, régészet) és kiegészítő tudományágakat (hadművészet, térképészet, földrajz, földmérés), és az ezekből származó ismereteket egységes rendszerbe kell foglalni, hogy az adott objektumról részletes elemzést lehessen végezni, és olyan módszerek kidolgozásához nyújthat segítséget, mely megkönnyíti a további hasonló munkákat (JUHÁSZ 2004).

A rekonstrukció három szakaszra bontható:

- környezetrekonstrukció,
- objektumrekonstrukció,
- eseményrekonstrukció.

#### • **Környezetrekonstrukció**

A rekonstruálandó objektum vizsgálata előtt annak környezetével és a vele való kapcsolattal kell foglalkozni. A környezeti elemek – az alapkőzet, a talaj, a vízrendszer az éghajlat és a növényzet – továbbá a domborzat befolyásolja az objektum elhelyezkedését, méretét, geometriáját, meghatározza annak létesítésének körülményeit és pusztulását. A környezetrekonstrukció nemcsak az objektumok modellezését alapozza meg, hanem támpontot ad arra is, hogy milyen események játszódhattak le, és hogyan (JUHÁSZ, 2004).

Mivel a környezet állandóan változik, bizonyos időtáv esetén figyelembe kell venni egyes elemek időbeni változását is, mint az éghajlat, a növényzet változását, továbbá az ember természetalakító beavatkozását is. Ebben segít a paleoklimatológia, paleobotanika, paleozoológia, antropológia, talajtan, illetve a fennmaradt térképek, úti leírások, beszámolók. Ez utóbbiaknál, fontos, hogy forráskritikával éljünk a pontosság érdekében.

- **Objektumrekonstrukció**

A környezetrekonstrukció megalapozza a rekonstrukció további lépéseit. A kutatás ezen fázisában már nemcsak az objektum geometriáját, hanem a tulajdonságait leíró adatokat is össze kell gyűjteni. A kutatás fontos része az irodalomgyűjtés és tanulmányozás mind a szorosan kapcsolódó, mind a kiegészítő tudományok terén.

A kiindulási adatok megszerzése után következik a konkrét objektum pontos azonosítása, melyet űrfotók, légi fényképek segítenek. Felszíni, látható objektum esetén a geometriai tulajdonságokat az alábbi tényezők befolyásolják:

- objektum mérete,
- objektum láthatósága (szín, kontraszt),
- objektum lehatárolhatósága (kidőlés, árnyékolás, felszíni művelés),
- felvétel geometriai jellemzői (szemcsenagyság, pixelméret).

Felszín alatti elemek esetén ráutaló jelek alapján kell végrehajtani a vizsgálatot. Ezek a ráutaló jeleket indikátorjelenségeknek nevezzük, melyek a talaj és a vegetáció tulajdonságaiból adódnak. A felszín alatt lévő objektum fölött a megbolygatott talaj valamely jellemzője megváltozik, s így eltér környezetétől. Ezek a tulajdonságok az alábbiak lehetnek:

- talaj vízmegtartó és vízvezető képességének megváltozása,
- tápanyagtartalom változása, mely homogén növényzet esetén jól megfigyelhető,
- természetes és mesterséges növényzet változása, megművelt területen kis részen megmaradt a természetes növényzet,
- mikrodomborzatok, szabályos alakzatok utalhatnak ott lévő objektumra.

Az adatforrások terén a környezetrekonstrukciónál elmondottak itt is érvényesek (JUHÁSZ 2004).

- **Eseményrekonstrukció**

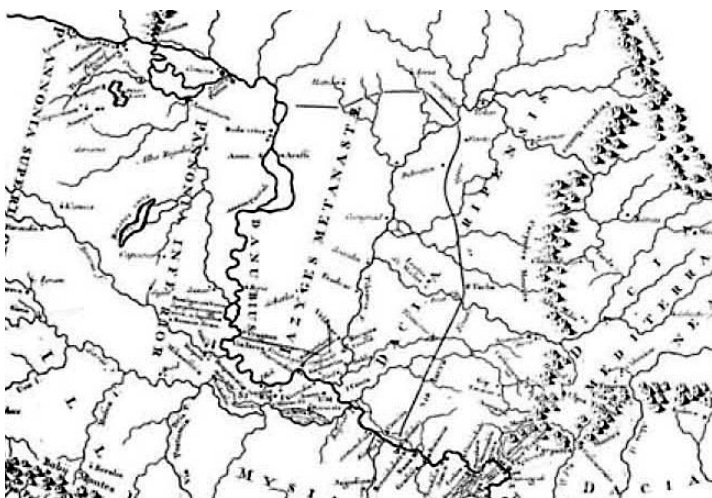
A környezet-, és eseményrekonstrukció által szerzett adatok ismeretében elvégezhető az események rekonstrukciója. Ennek a munkának a pontossága attól függ mikor történt az adott esemény, illetve a róla szerzett információk mennyisége és minősége. Az utóbbi két tényező az időben visszafelé haladva egyre csökken (JUHÁSZ 2004).

Az eseményrekonstrukció fő forrásai:

- Térképi művek  
A térképek az idők folyamán csak lassan váltak egyre precízebb adatforrássá. A korai térképeken a szintvonalak hiánya és a nem egységes mértékrendszer bár nem ad pontos térbeli adatot, egyes objektumok megléte, ábrázolásának módja fontos információ lehet a rekonstrukcióhoz.
- Írásos dokumentációk  
Amióta az ember feltalálta az írás művészetét, próbálja megörökíteni a körülötte zajló eseményeket. A hírszerzés, az információ gyűjtése, ahogy a térkép, csak lassan fejlődött. A korai történetírók sokszor csak az esemény után jóval később írták le műveiket, olykor kiszínezve azt.
- Személyes szóbeli visszaemlékezések (egy emberöltőn belül történ események esetén).

### Eredmények és megvitatásuk

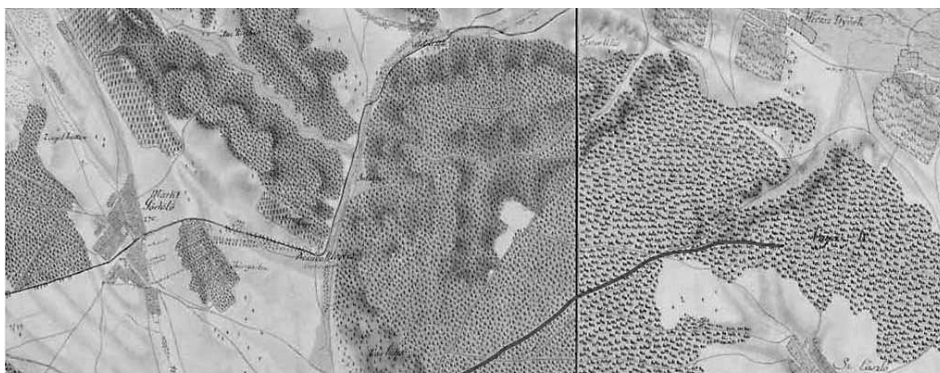
Munkánk során a rendelkezésre álló térképek felhasználásával dolgoztunk. Megvizsgáltuk a történelmi térképek tartalmát témánk szempontjából. Elsőként a Csörsz-árkot Marsigli ábrázolta (4. ábra). Bár több hibát tartalmaz (pl. Valkótól délre ábrázolja) mégis egy országos képet ad a sánc-árok rendszerről.



4. ábra A Csörsz-árk futása Marsigli térképén (BERNÁT 2007)  
Figure 4. Line of Csörsz ditch on map of Marsigli (BERNÁT 2007)

A három katonai felmérés térképi anyagát és Magyarország topográfiai térképét hasonlítottuk össze egymással és az általunk terepen, GPS-el mért adatokkal, majd mindezt térinformatikai szoftver segítségével ábrázoltuk. Másrészt, Patay Pál által mért és ábrázolt térképeket használtuk fel az árok azonosítására és pontosítására.

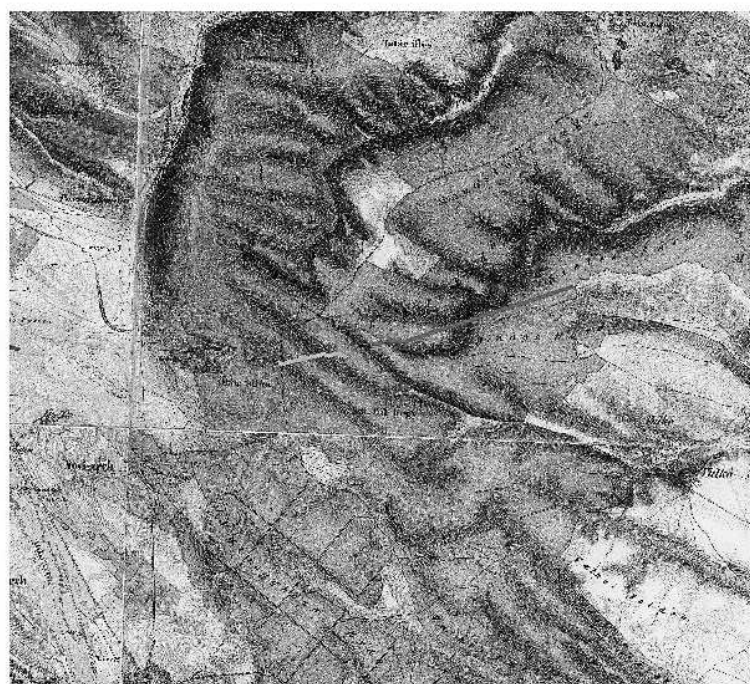
Mivel csak a második és harmadik katonai felmérés illetve a topográfiai térkép rendelkezik vetületi alappal, ezért a digitális adatfeldolgozást erre a két térképre vetítve tudtuk elvégezni, ennek ellenére az első katonai felmérés is fontos információt tartalmaz (5. ábra), ugyanis a vizsgált szakaszon (Gödöllő-Valkó) csak ezen a térképen ábrázolják folytonosan a Csörsz-árkot.



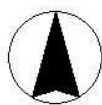
5. ábra A Csörsz-árk vonala az első katonai felmérésen  
Figure 5. Line of Csörsz ditch on the first military survey

A második (6. ábra, illetve Kis-árok névvel jelölve a 7. ábrán) és harmadik katonai felmérés térképén (8. és 9. ábra) fellelhető volt az általunk vizsgált árok egy kis szakasza (7. és 9. ábra), azonban egyértelmű jelölés nem szerepelt, ami az árkot mutatná.

M=1:30000



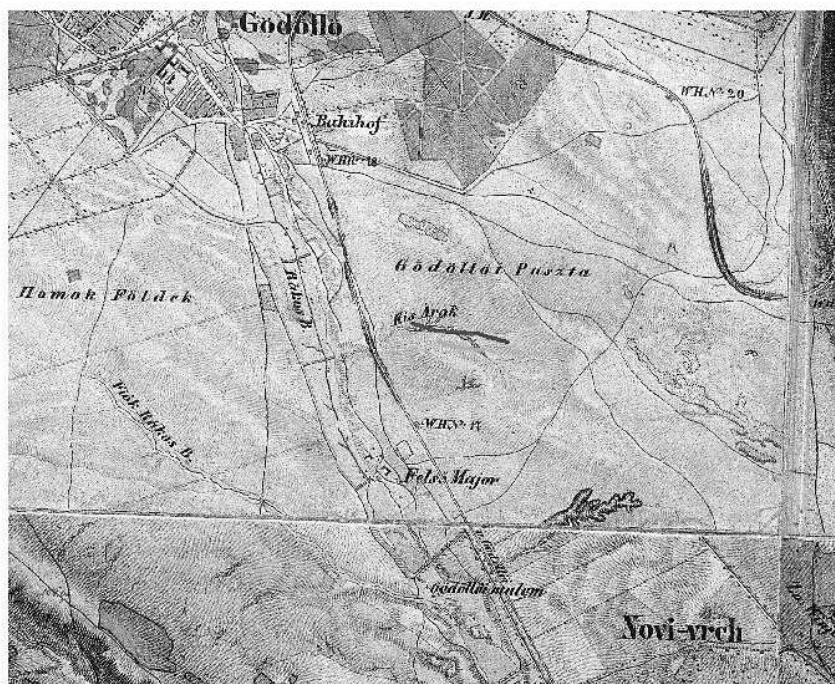
GPS-szel felmért szakasz  
A Csörsz-árok vonala a III. kat. felmérésen



1 0 1 2 km

6. ábra A Csörsz-árok gödöllő- Valkói szakaszának térinformatikai rekonstrukciója a második katonai felmérésen  
Figure 6. Geoinformatical reconstruction of section Gödöllő-Valkó of Csörsz ditch on the second military survey

M=1:30000



GPS-szel felmért szakasz  
A Csörsz-árok vonala a III. kat. felmérésen

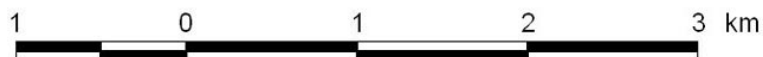


7. ábra A Csörsz-árok egy rövid szakaszának térinformatikai rekonstrukciója a második katonai felmérésen  
Figure 7. Geoinformatical reconstruction of a short section of Csörsz ditch on the second military survey

M=1:25000

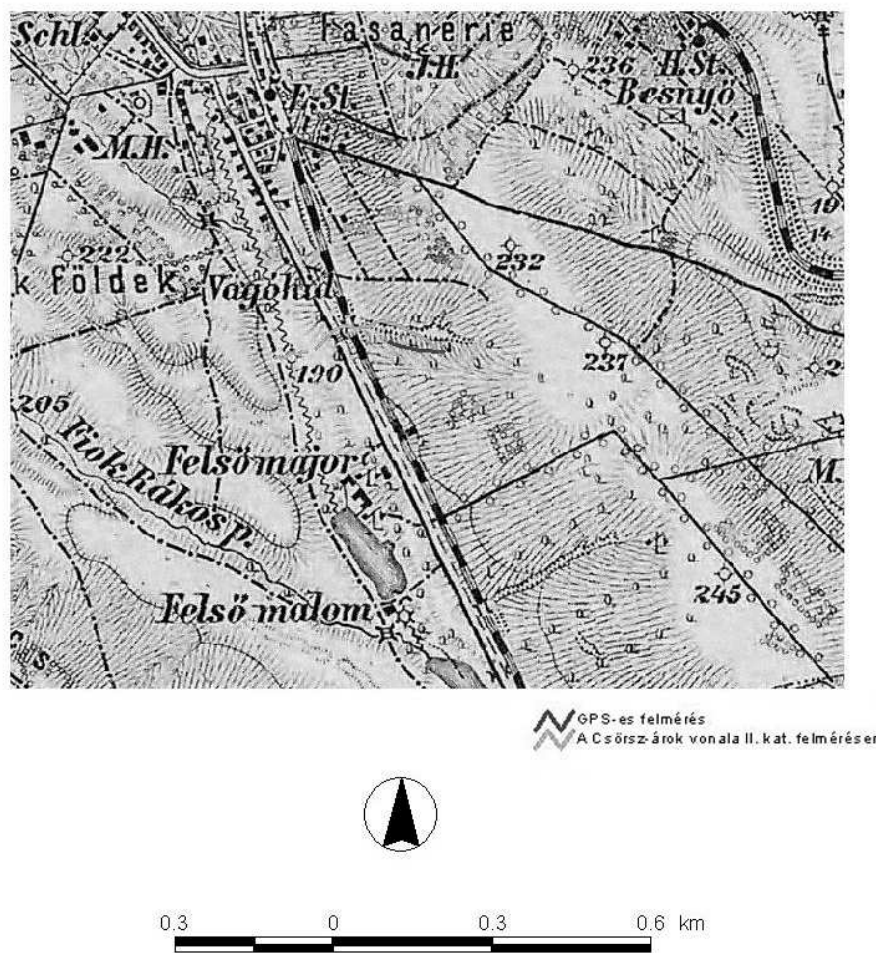


A III. katonai felmérés vonala  
GPS-es felmérés



8. ábra A Csörsz-árok térinformatikai rekonstrukciója a harmadik katonai felmérésen  
Figure 8. Geoinformatical reconstruction of Csörsz ditch on the third military survey

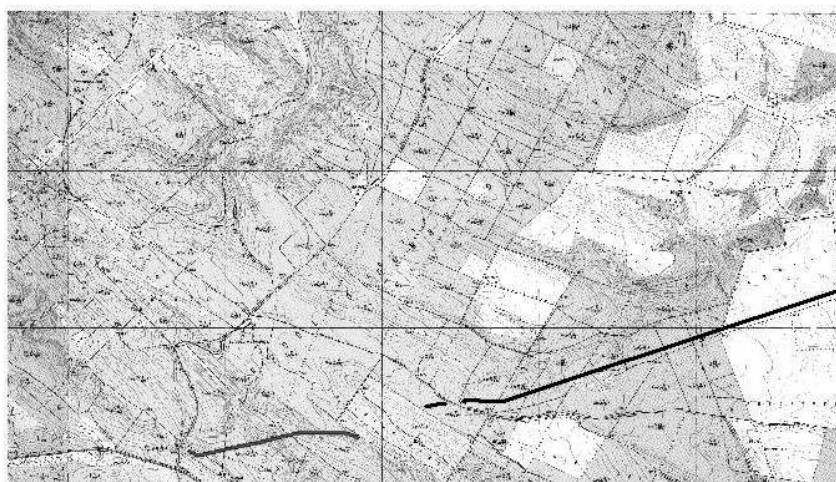
M=1:25000



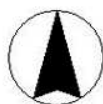
9. ábra A Csörsz-árok egy rövid szakaszának térinformatikai rekonstrukciója a harmadik katonai felmérésen  
Figure 9. Geoinformatical reconstruction of a short section of Csörsz ditch on the third military survey



M=1:30000



GPS-es felmérés  
A Csörsz-árok vonala a III. kat. felmérésen



10. ábra A Csörsz-árok gödöllő-alkói szakaszának térinformatikai rekonstrukciója topográfiai térképen  
Figure 10. Geoinformatical reconstruction of section Gödöllő-Valkó of Csörsz ditch on the topographical map

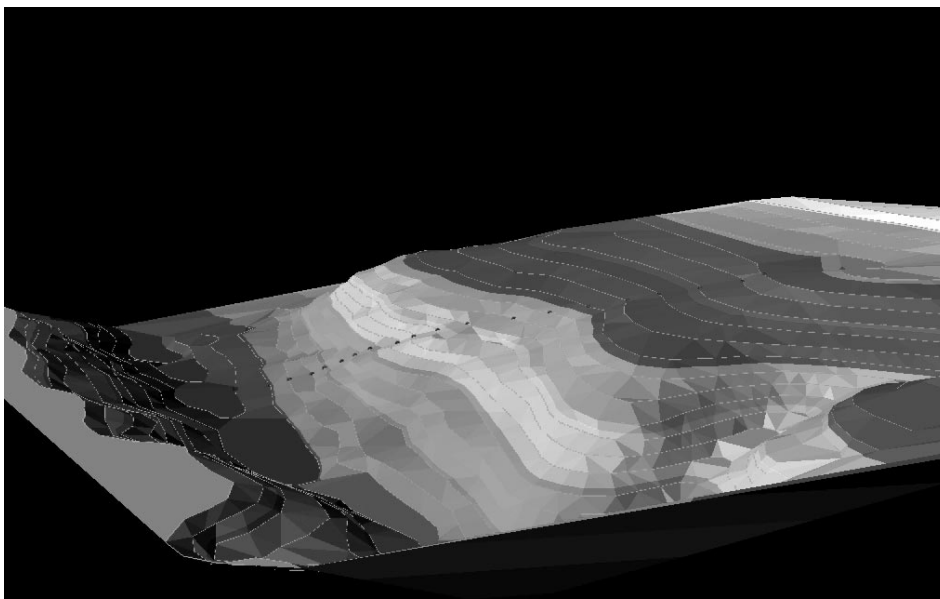
A harmadik katonai felmérés térképén feltehetően az árok vonalát egy útként jelölik (9. ábra), amit a topográfiai térképen is beazonosítottunk (10. ábra) és összevetve a két eredményt, arra a következtetésre jutottunk, hogy valószínűleg, ez a két jelölés ugyanazon „utat”, de feltételezésünk szerint a Csörsz-árok vonalát mutatja. A két térkép közötti eltérés a harmadik katonai felmérés térképének hibaszázalékából adódik.

A GPS-szel felmért szakasz környékéről háromdimenziós TIN (triangulated irregular network=szabálytalan háromszögháló) modellt és lejtőkategória-térképet készítettünk

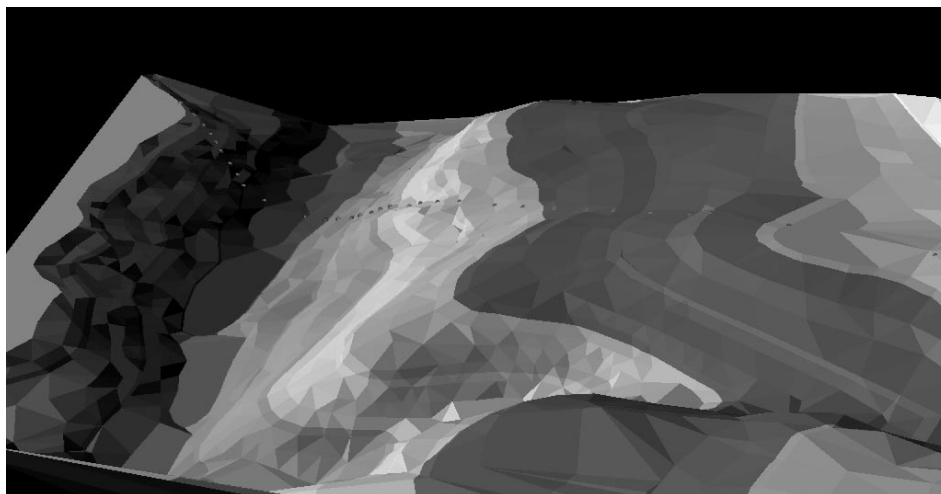
Az M=1:10000-es méretarányú topográfiai térkép segítségével kétszeres magassági torzítással. Ennek segítségével vizsgálni lehet a domborzati viszonyokat, a lehetséges erózió által veszélyeztetett területeket illetve az objektum és a terep viszonyát.

A modell elkészítésének első fázisa a szintvonalak digitalizálása volt a georeferált topográfiai térképről, melyeket feltöltöttünk magassági adatokkal. Az alapszintvonalak közötti távolság 2,5 méter. Ezután a program egy szabálytalan háromszögekből álló hálózatot alakít ki, s egy speciális megjelenítővel három dimenzióban megtekinthető az adott tereprészlet. (11. és 12. ábra)

A térmodell alapján elkészítettük a lejtőkategória-térképet, melynek segítségével meg lehet figyelni, hogy az árok milyen meredekségű területeken húzódik keresztül (13. ábra).

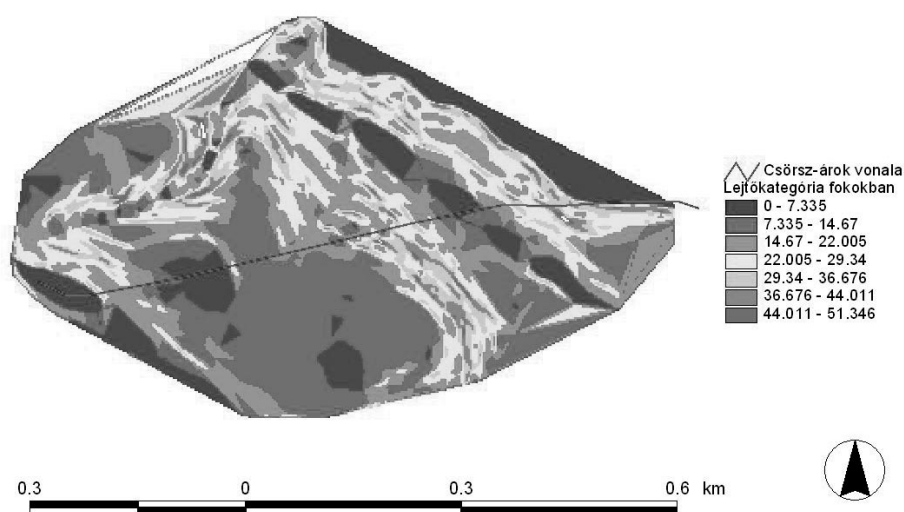


11. ábra A gödöllő-alkói szakasz látványa északkeletről  
Figure 11. View of section Gödöllő-Valkó from northeast



12. ábra A gödöllő- Valkói szakasz látványa északról  
 Figure 12. View of section Gödöllő-Valkó from north

M=1:5000



13. ábra A gödöllő- Valkói szakasz lejtőkategória térképe  
 Figure 13. Slope map of section Gödöllő-Valkó

#### Köszönetnyilvánítás

Köszönjük a szakmai segítséget, Dr. Kulcsár Valériának, aki a régészeti irodalomban segített eligazodni, Patay Pálnak a szellemi stafétabotot, amelyet önzetlenül átadott nekünk, a Szent István Egyetem, Környezet és Tájgazdálkodási Intézetének azt, hogy a kutatáshoz megfelelő eszközháttérrel biztosított, Dr. Kristóf Dánielnek a terepi munka során végzett feladatokban való segítségét, Dr. Fülekgy Györgynek a kutatás ötletét.

### Irodalom

- BERNÁT P. 2007: A legendától a valóságig: a Csörsz-árok története, <http://www.mult-kor.hu/cikk.php?article=18364&page=1>, letöltés: 2008. március 3-án
- GARAM É., PATAY P., SOPRONI S. 2003: Sarmatischen Wallsystem im Karpatenbecken. Régészeti Füzetek Ser. II. No. 23. Magyar Nemzeti Múzeum 191 p.
- ISTVÁNOVITS, E., KULCSÁR, V. 2000: The history and perspectives of the research of the Csörsz Ditch. Proceeding of the XVIII<sup>th</sup> International Congress of Roman Frontier Studies Held in Amman, Jordania
- JUHÁSZ A. 2004: A XIX–XX. századi tábori erődítések a Kárpát-medencében. Tinta Könyvkiadó, Budapest, 160. p.
- RÉVAI M. J. 1994. Révai Nagy Lexikona, V. Kötet Babits Kiadó 787 p., 166. p.
- SOPRONI S. 1969: Limes sarmatiae. Archeológia Értesítő 96. kötet 43–52. p.
- SZÉKELY I. 1559: Chronica ez vilagnac yeles dolgairól. Nyomtatta: Strykoviei Lázár, Krakko
- ZOLTÁN S. P. 2007: Személyes elbeszélés Cegléd, Kossuth Múzeum

### THE PREPARATION OF THE ENVIRONMENTAL RECONSTRUCTION OF THE CSÖRSZ-DITCH WITH GIS

ZS. HARKÁNYI-SZÉKELY, D. BENŐ,  
A. PRUNNER, A. KATONA

University Szent István Gödöllő, Institute of Environmental  
and Landscape Management,  
Department of Cartography, Geoinformatics and Remote Sensing  
H-2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: Szekely.Zsuzsanna@kti.szie.hu

**Keywords:** Csörsz-ditch, GIS, environmental reconstruction

The Csörsz Ditch (also known as Ördög - or in English The Devil's Ditch") is an earthwork spanning a total of 1260 kms that enfolds the Great Hungarian Plain. The width of the ditch varies from 3.4 to 8 m. Its depth is 1.5–3 m from the current surface. The surviving parts of the vallum are about 2 m high. The system is composed of two, three, or even, at several points, four lines. The starting point of the ditch is the bank of the Danube, almost opposite Aquincum, the capital of Pannonia Inferior. From here it runs almost exactly from east to west and turns to the south below Nyíregyháza. From here it passes the eastern part of the Hungarian Plain, crosses the Banat and ends at the lower Danube opposite Viminacium in Moesia Superior. The Csörsz-ditch maybe constructed by nations Sarmatae, environ the II-III. century. The archeologists don't know exactly why does it building for. At the bord-line of Gödöllő and Valkó we can identify the ditch. Our work concentrates for that area, because here the ditch we found in a very good estate. In the course of our work we used the three Hungarian military survey's maps and topographic maps. For first we roamed the department of Csörsz-ditch's near Gödöllő and we use a GPS to identify the ditch in digital form. On the first military survey's map (between 1763–1787) we can find the Csörsz-ditch , but forasmuch it hasn't got a projection base, we cant put into a GIS, but it has gave us some very important information about the ditch. The second (between 1819–1869) and the third military survey's maps (1869–1887) have a projection base and hereby we can use that in ArcView 3.0. You can see that two maps where we sign the ditch what we found in the other maps and our GPS points too. On the topographic map, we can identified the line of the ditch, but signed like a road, not like a ditch, that is why we want to concrete that line and draw to the present-day maps signed as a ditch. In the future we will want to realize a complete environmental reconstruction in a court department of Csörsz-ditch near Gödöllő, to establish a study path along the ditch. After all we want to take it into the tourism, because in Gödöllő there is only one of sight: the Castle of Grassalkovich.

## KIEGÉSZÍTŐ ADATOK A CSÍPŐ-HALOM PALEOÖKOLÓGIAI ELEMZÉSÉHEZ

<sup>1</sup>PETŐ ÁKOS, <sup>2</sup>BUCSI TAMÁS

<sup>1</sup>Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet,  
Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék

2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1., Peto.Akos@mkk.szie.hu

<sup>2</sup>Mezőgazdasági Szakigazgatási Hivatal, Növény- és Talajvédelmi Igazgatóság  
2103 Gödöllő, Kotlán Sándor u. 3.

**Kulcsszavak:** fitolit elemzés, paleotalaj, őskörnyezet, paleoökológiai rekonstrukció

**Összefoglalás:** A talajok létrejötte, fejlődése a földi szférák metszéspontjában, határmezsgyéjén történik meg, éppen ezért nem meglepő, ha a talajok magukban hordozzák a létrehozó hatások tulajdonságait, jellemzőit. Ezen emlékek változatos formában jelennek meg talajainkban, és egymástól végletesen eltérő módszerek alkalmazásával „fordíthatók” le. A megfelelő módon konzerválódott talajok tulajdonságainak vizsgálatával például képet alkothatunk az egykori környezetről, növényzetről és tájformáló hatásokról is.

Jelen munkában egy alföldi sírdomb – a Csípő-halom – korábbi őskörnyezeti kutatásaihoz kívánunk hozzájárulni a halom által eltemetett őstalaj fitolit elemzésének révén. A korábban elvégzett kutatások eredményeire támaszkodva ugyan, de a vizsgálati területen eddig nem alkalmazott módszerrel nyert eredmények közelebb visznek, hogy pontosabb képet alkothassunk a rézkori Alföld paleobotanikai képéről.

### Bevezetés – Irodalmi összefoglalás, áttekintés

#### A kunhalmok és a fitolitelemzés szerepe az őskörnyezeti rekonstrukcióban és negyedkor-kutatásban

A kunhalmok Eurázsia végtelen sztyeppéinek síkvidéki, emberalkotta formakincsei. A halmok építéskor az azt létrehozó ember, feltehetően szándékán kívül ugyan, de konzerválta az akkori tájat létrehozó ősi hatásokat, tájalkotó tényezőket. A „konzerválás”, megőrzés közege ez esetben nem más, mint a talaj, amely „hordozza a Föld, az élővilág és az emberiség történelmének számos emlékét, fennmaradt dokumentumát”, és amely „a mai technika nyújtotta eszközök felhasználásával, egyre inkább nyújthat felvilágosítást a múltrol” (VÁRALLYAY 2002, CSONTOS 2007).

Az ősi környezet rekonstrukciója az eltemetett egykori talajszintek és a halmok kultúrrétegeinek vizsgálatával valósítható meg (ALEXANDROVSKIY 1996, 2000; BARCZI 2004). Egy talajszelvény az eltemetésével izolálódik a környezetéből, amelynek eredményeképpen a talajképző tényezők hatása fokozatosan gyengülve megszűnik. Ismerve DOKUCSAJEV orosz tudós mondását, miszerint „A talaj a táj tükre”, logikussá válik, hogy egy konzerválódott, adott időpillanatban – talajképződés idősíkján mérve – gyorsan eltemetett talajszelvény tulajdonságai az egykori táj- és talajképző tényezők jellegére utalnak. Éppen ezért indult meg hazánkban is a kunhalmok kiterjedtebb vizsgálata. Számtalan tudományterület bevonásával megvalósuló multi- és interdiszciplináris kutatások sok kérdésre adnak, adhatnak választ. A régészet tudományával karöltve nemcsak eddig tisztázatlan archeológiai kérdések megválaszolása, hanem egyéb tájhasználati, őskörnyezeti, ősnövény-tani, paleoklimatológiai rekonstrukció megvalósítása is lehetséges.

A régészet komplexebb kezelésére, a geológiai, geomorfológiai és őslénytani (archeobotanikai és archeozoológiai) módszerek régészeti kutatásokban történő használatára már a XVIII. században is megfigyelhetők voltak bizonyos törekvések, de igazi áttörés és szemléletváltás csak a XIX. században következett be. A földtani, őslénytani, paleobotanikai vizsgálatok mellett egyre jelentősebb szerephez jutnak a komplex történeti talajtani vizsgálatok is (BARCZI 2004). Ennek fényében kezdték el alkalmazni a fitolit elemzés módszerét a palinológia, malakológia, faszén-elemzés és egyéb organikus maradványok vizsgálatával egyetemben.

Oroszországi kunhalmok komplex archeológiai-pedológia vizsgálatában régóta alkalmazzák az ún. biomorf elemzés módszerét. Az összetett biomorf elemzésen (multiple biomorph analysis) keresztül, amelynek tárgya a talajból kinyerhető összes, szerves és szervesetlen anyagból felépülő biológiai eredetű részecske, komplex képet festhetünk az ősi környezetről (GOLYEVA 2001a). A szerves eredetű alkotók a spórák, pollenek, faszén és detritusz darabkák, míg szervesetlenek a fitolitok, kovamoszatok vázai (diatoma) (*Bacillariophyceae*), a szivacsok tüskéi (*Porifera* spp.) és a kovásodott kutikula darabkák. Ebből a felosztásból kiemelkednek a fitolitok indikátor csoportjai, amelyek elterjedtségük, illetve talajbeli fennmaradásuk miatt széles körben alkalmazhatók az említett célok elérésének érdekében.

GOLYEVA és KHOKHLOVA (2003) Oroszország, Orenburg régiójában vizsgált koravaskori kunhalmokat, hogy választ kapjon a sírhalmok építéskor fellépő emberi hatások erősségéről. Kr.e. VI–V. és II–III. századokban épült halmok környezetét rekonstruálták. Az első időszak rétegeinek vizsgálata egy sztyeppe-erdő átmeneti korszakot mutatott ki. A biomorf elemzés alkalmazásával újító jellegű kutatásokat végeztek. Világossá vált, hogy egyes halmok építésének helyszínén a talajfelszín erős emberi behatás érte bizonyos történelmi fázisokban. A feltalajokra jellemző fitolittartalom hiányából, illetve a profil mentén a biogén opálszemcsék eloszlásából következtettek erre. Egy Kr.e. IV–II. századi kurgán eltemetett talajsintjében nagy arányban figyeltek meg szivacsüstökét, amelyek nem tekinthetők az adott szintben allochton képződésűnek. Ez arra az elgondolásra sarkalta a kutatókat, hogy az emberek a kurgán építéskor a temetkezési rituálé részeként alluviális üledéket halmoztak fel. Más vizsgálati objektum esetében pedig nyilvánvalóvá vált, hogy nem történt emberi behatás, hiszen a paleotalaj felső humuszos szintje a rá jellemző fitolittartalmat és -eloszlást mutatta.

Szintén Oroszországban, a Közép-Oka vidékén elterülő halmok talajtani vizsgálatának és biomorf elemzésének segítségével kimutathatóvá vált a holocénbeli vegetációváltás (GOLYEVA et al. 1995). A kunhalmok alatt megőrződött 4000–4500 éves, a közép-holocént jellemző Chernozem szelvényben sztyeppei növényzetre utaló fitolit-formákat találtak. Amíg a halom környezetében található, a közép-holocén későbbi korszakát reprezentáló reliktum humusz-szintben már az erdő nyomai mutathatók ki, addig a környezet Sod-Podzol talajainak felső eluviális szintjeiben a sztyeppei fitolitformákat teljesen felváltják az erdő indikátorai. Ezen eredmények tükrében nyilvánvalóvá válik az erdő térhódítása a sztyeppe területen.

Három egymástól eltérő természeti adottságokkal rendelkező táj biomorf elemzését végezte el GOLYEVA (2001a). Arid klíma alatt fejlődött modern, recens talajképződmények eredményeit vetette össze sírdombok alatt fellelhető, eltemetett talajsintekével. A Dél-Orosz-Síkságon található Zunda-Tolga közeli terület klímája meleg és száraz, 11,1 °C évi középhőmérséklet, 350 mm évi csapadékatlag jellemzi. A déli-sztyeppe

szubzóna része, ahol *Artemisia* fajok dominálnak a flórában. Luvic Kastanozem típusú modern talajt, illetve négy különböző korú eltemetett talajt vett górcső alá. Arra kereste a választ, hogy az időszámításunk előtti harmadik évezredben rohamos gyorsasággal bekövetkezett kultúracserre, amelynek során a Jamna kultúrát a Katakomba kultúra váltotta fel, vajon összefüggésben áll-e (drasztikus) klimatikus változásokkal. Eredményei arra engednek következtetni, hogy a Jamna kultúra virágzása az időszámításunk előtti harmadik évezred korai szakaszán egybeesik az atlanti periódus végét jellemző klimatikus optimummal. A Katakomba kultúra előretörésekor az évezred közepe, illetve vége felé a környezet megváltozott, szárazabb, melegebb lett, aminek következtében egy száraz sztyeppe vagy félsivatag közeli vegetáció jelent meg és vált uralkodóvá. A felső, termékeny talajréteget elhordhatta a szélrózsió, amely folyamat a túlzott legeltetés következtében tovább erősödhetett. Feltételezések szerint a letűnő Jamna kultúra nem tudott kellően alkalmazkodni a megváltozott éghajlati, környezeti feltételekhez.

A szubhumid klímájú, ősi Gnezdodvo település régészeti rétegeiből vett minták alapján GOLYEVA (2001a) arra a következtetésre jutott, hogy a kora-középkori orosz városi központot, amely a IX. és a XI. század között virágzott, valaha nedvesebb füves területekkel, rétekekkel kevert földek vették körbe, amelyet azonban kiterjedt erdőségek öveztek. Ezt a dél-nyugati, enyhe lejtésű folyópartra épült települést az emberek olyan mikroklimatikus környezetben hozták létre, amely a legtökéletesebb feltételeket biztosította az adott kultúra életbenmaradásához és virágzásához. Feltehetően az erdőmentes részt az erdőirtások az idők folyamán kiterjesztették. A Moszkvától 1500 km-re fekvő Syktyvkar a humid zónába esik. Itt nem találta meg GOLYEVA (2001a) a sztyeppe vegetáció nyomait. A talajfejlődés, így a tájfejlődés három szakaszát tudta elkülöníteni a korai holocénben. Egy hideg és nedves lucos-nyíres vegetáció által dominált erdei növényzetű időszakot egy hideg, de száraz időszak követett, amelynek folyamán gyakoriak lehettek a tüzek. Ennek nyomai a sötét színű fitolitok és a nagy mennyiségű faszén az egyes rétegekben. Lezárásként egy hideg, nedves időperiódus következett, amely elfedte a korábbi tüzek nyomait.

A növényi opálszemcsék vizsgálatával nemcsak talajokból, hanem mélyebben fekvő üledékösszletekből is hasznos információ nyerhető a tájfejlődés kérdéskörében. MADELLA (1997) egy 138 méter hosszú magminta fitolit analízisét végezte el. A Dél-Tadzsisztánból származó mintasorozat lösz alapkőzetet és 11 különböző ősi pedo-komplexumot tartalmazott a felszíni talajszelvény mellett. MADELLA (1997) az egykori környezet rekonstrukciója mellett tafonómiai vizsgálatokat is végzett. Összesen húsz mintát vizsgált, és egy kivételével mindegyikből kimutatott növényi opálszemcséket. A pázsitfűféléket indikáló fitolitokon kívül talált kétszikű, lombhullató erdő nyomaira utaló maradványokat, valamint túlevelű fajok mikrofossziliáit is. A felső réteget képző recens talajban talált fitolitok között egyaránt előfordultak ép, sértetlen, friss példányok, valamint korrodáltak is. Ezt a felszínükön található gödrök, a lekerekedett sarkok és csatornák megjelenése jelzi. A szerző szerint a fitolitok talajszelvényen belüli vertikális mozgása beszivárgás, valamint kimosódás útján a vizsgált modern talajban minimális. A mélyebben elhelyezkedő rétegre jellemző másodlagos fitolitiképződés (ovális és gömbölyű formavilágot képviselő példányok) pedig általánosnak tekinthető. Végző konklúziója, hogy a fitolitösszletek vizsgálatának módszere a legalkalmasabb száraz természetföldrajzi körülmények között fejlődött terasztrikus környezetek rekonstrukciójához, azok tartóssága és információtartalma miatt.

### A hortobágyi Csípő-halom komplex környezettudományi vizsgálatának fontosabb eredményei, következtetései

A földtani, őslénytani, paleobotanikai vizsgálatok mellett a régészeti feltárásokon végzett történeti talajtani vizsgálatok is egyre nagyobb szerephez jutnak napjainkban. A kunhalmok jó kutatási lehetőséget nyújtanak különböző szakterületeknek, mivel a fémkorszakok és a honfoglalás kultúráját, vallási, temetkezési szokásait és nem utolsósorban ezen idők őskörnyezeti bélyegeit is őrzik. Az eltemetett kultúrrétegek talajanyagának és a genetikai talajszintek vizsgálatával képet alkothatunk az évszázadokon, esetenként évezredekken át tartó és ható talajképződési folyamatokról, valamint a kunhalmok által megőrzött egykori talajviszonyokra is következtethetünk.

Hazánkban a kunhalmok környezettudományos vizsgálata nem gyökerezik olyan mélyen, mint ezt például Oroszországban tapasztalhatjuk. Ennek ellenére számos kutatás ismert (SÜMEGI et al. 1998; BARCZI et al. 2003; BARCZI et al. 2004a, 2004b, 2004c, 2004d, HERCZEG et al. 2005, 2006, JOÓ et al. 2004a), amelyek mintegy úttörőmunkaként szakítani próbáltak a kunhalmok kizárólagosan régészeti szempontú elemzésével.

Jelen cikk a Hortobágyon elhelyezkedő Csípő-halom eddigi kutatási eredményeire támaszkodva mutatja be, hogy miként alkalmazható a fentebb említett fitolit elemzés hazai kunhalmaink, és az általuk őrzött környezeti emlékek kutatásában.

A Csípő-halom a Hortobágy kistájban, a Derzsi-tavak közelében, a 33-as utat és Ohatot összekötő út mentén található. A halom északi oldalát 200–300 méterrel belül út határolja, míg keleti oldalán a Nyugati-főcsatorna húzódik. A kistájnak közel 75%-át szikes talajok fedik. A réti szolonyec, illetve a sztyeppesedő réti szolonyec talajokon nyílt társulások, mint az ecsetpázsitos sziki rétek (*Agrosti-Alopecuretum pratensis*), vagy szikes puszták (*Achilleo-Festucetum-pseudovinae*) díszlenek (MAROSI és SOMOGYI 1990).

A Hortobágy növényzeti fejlődéséről két eltérő hipotézis ismeretes. Az egyik elmélet szerint a holocénben, a többi alföldi területhez hasonlóan a Hortobágy beerdősült, és a magasabb hátakon szigetszerűen megjelenő sztyeppeket erdők vették körül, a szikesek pedig ebben az időben még nem jelentek meg (SOÓ 1931; SZÉKELY 1984). Ezen állítás szerint a szikesek az Alföldön másodlagosnak tekinthetők, amelyek megjelenését elsősorban a folyószabályozások váltották ki. A másik nézet szerint a Hortobágyot kiterjedt erdőségek nem tarkították, a szikes talajok kialakulása már a pleisztocén végén megindult (NYILAS és SÜMEGI 1991; SÜMEGI et al. 2000), és fejlődésük folyamatosan tartott a holocén során, illetve tart a mai napig is.

Az említett probléma megoldásának egyik módját a kunhalmok alatt eltemetett holocénkorú talajok vizsgálata jelentheti. Ebben a szellemben történt meg a Csípő-halom egyes rétegeit, eltemetett talajszintjeit érintő őskörnyezeti elemzés számtalan aspektusa, úgymint geomorfológiai, pedológia, paleopedológiai, malakológiai, geokémiai elemzés és az egyes rétegek radiokarbonos kormeghatározása.

A Csípő-halom ökológiai jellemzésének érdekében először a környezet domborzati, talajtani feltárása történt meg (JOÓ 2002; BARCZI et al. 2003), amelyet a halom és közvetlen környezetének jelenkori, természetes vegetációjának felmérése követett (JOÓ 2003). A temetkezési domb felszíne ugyan kis kiterjedésű, mégis számos társulás fellelhető rajta. A botanikai felvételezések folyamán új adatokkal is bővült a kistáj flórája, hiszen a Hortobágyról először innen közöltek adatot a *Festuca javorkae* Majakovsky faj előfordulásáról. A halomtest uralkodó részén lőszvegetáció (elsősorban a csúcsi régiók-



ban) a domináns, majd lejjebb, a halomköpenyén sziki vegetációs foltok is megjelennek, amelyek fokozatosan olvadnak bele, és érnek össze a környezetében is szintén mozaikosan váltakozó sziki és lösz vegetációs foltokkal. A botanikai vizsgálatok ilyen részletes elvégzése alapján a halom és környezetének geomorfológiai és talajtani változatosságát a növényzet is érzékelhetően kirajzolja (PENKSZA és JOÓ 2002).

A halom környezetének talajtani feltárása során kirajzolódó kép egyaránt lehet az eltérő talajvízállások és a mikrodomborzat eredménye. A területen mészlepedékes csernozjom talaj a füves növénytakaró alatt bekövetkezett talajképződés eredménye. A másik csoportba a réti csernozjom talajok sorolhatók, amelyek esetén a csernozjom jellegű humusz-felhalmozódást gyenge vízhatás is kíséri. A halom környezetében kialakult harmadik talajtípus a szikes talajok fő típusába sorolható. A réti szolonyec talajok esetében a vízben oldható nátriumsók maximuma a szelvény mélyebb részeiben található meg, vagyis a felső talajszintekben csak nagyon kis mennyiségben, vagy egyáltalán nem fordulnak elő.

A Csípő-halom környezetében fellelhető talajok leírása mellett sor került a sírdomb kultúrrétegeinek és a halom által eltemetett talaj szelvényeinek meghatározására és vizsgálatára is.

A radiokarbonos kormeghatározás szerint a halom alatt lévő talaj  $6040 \pm 100$  éves lehet (MOLNÁR et al. 2004; JOÓ 2004b). A Csípő-halmot tehát a holocénben, a rézkorban építették, amely tevékenység következtében az akkori felszínen lévő talaj 'blokkolódott' és rögzült a talajképződés adott fázisában.

A paleotalaj szervesanyag mennyisége, szénsavas mésztartalma és dinamikája arra utal, hogy mezőségi jellegű talajképződés borította mintegy 6000 éve a halomtest alatti löszhátat, tágabb értelemben pedig az Alföld belső, a Tisza és a Hortobágy közötti részét. A magas vastartalom azonban rétiesedésre utal, sőt a halomtestben lévő magasabb vezetőképesség értékek szikesedésről is árulkodnak. A kutatók arra jutottak tehát, hogy az egykori környezet a maihoz hasonló lehetett. A magasabb térszínnek szárazabb képződésűeit a háta közti mélyedések hidromorf bélyegeket is magán viselő réti csernozjom, illetve szolonyec talajai váltották. Az egykori környezetből összehordott, szervesanyagban gazdag felszínen az eltelt több ezer év alatt mezőségi folyamatok (dinamikus egyensúlyi vízháztartás gyepek vegetáció) hatására kialakult csernozjom talaj képződött. Hosszabb ideig tartó klimatikus változás hatására lejátszódott erdőtalajképződést eredményező folyamatoknak (kilúgzás, agyagosodás, vagy agyagvándorlás) pedig nem találták nyomát (JOÓ 2004b, BARCZI et al. 2006).

### Anyag és módszer

Jelen munka a korábban elvégzett kutatásokból származó talajanyag fitolit vizsgálatát mutatja be. A fúrások módszeréről JOÓ (2004b) korábban már részletesen beszámolt. Éppen ezért ebben a fejezetben csak röviden, összefoglaló utalásokban térünk ki, hogy mely fúrásponthoz mintáit használtuk a fitolit elemzés elvégzéséhez.

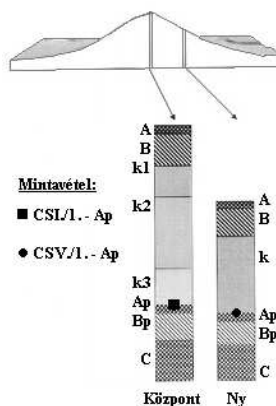
A hortobágyi Csípő-halmon több fúrást indítottak, amelyek mind elérték az eltemetett talaj alapközvetét. A fitolit elemzéshez azonban kifejezetten az egykori járósínt, tehát a paleotalaj A-szintjének mintáira volt szükségünk. A vizsgálat elvégzéséhez az 1. táblázatban felsorolt fúrások mintáit vettük alapul.

1. táblázat A mintavétel pozíciója a halomfelszínen és mélysége a halomtestben  
 Table 1. Position of boring points on the mound surface and the depth of samples

Fúrás kódja	Pozíció	Koordináták <sup>1</sup>	mBf	Talajminta kódja	Mintavétel mélysége <sup>2</sup>
CS I.	központi	X:796304.74 Y:252778.63	95,15	I./1. – Ap	400–420
CS III.	déli	X:796303.65 Y:252769.59	93,61	III./1. – Ap	320–360
CS V.	nyugati	X:796298.41 Y:252786.43	93,75	V./1. – Ap	270–320

<sup>1</sup> forrás: (Joó, 2004b);

<sup>2</sup> a fitolit elemzéshez felhasznált minták származási helye az adott fúrás indításának pontjától mérve cm-ben



1. ábra A központi és a nyugati fúrásokból vett minták helyzete a halom testen belül  
 (BARCZI et al. 2004 nyomán módosítva)

Figure 1. Position of the sampled soil matter in the mound from the central and western borings  
 (modified after BARCZI et al. 2004)

A fitolit meghatározáshoz 3 fúrás minta, a központi, déli és nyugati halomterületeken indított fúrópont paleotalajának anyagát használtuk fel. A mintákat egy több lépcsős laborálási folyamatnak vetettük alá (GOLYEVA 1997; PIPERNO 1988, 2006; PEARSALL 2000). A szeparációs eljárás után keletkező anyaghoz a módszer által meghatározott mennyiségű glicerint vegyítettük, majd az így keletkezett heterogén elegy tárgylemezre való montírozása után nyílt lehetőség a fénymikroszkópos vizsgálatra. A mennyiségi és minőségi elemzésnél egyaránt 350-700 x-os nagyítást alkalmaztunk. A fitolitok és egyéb biomorf részecskék meghatározása a GOLYEVA (2001b) által kifejlesztett klasszifikációs rendszer alapján történt, amely módszer egy korábbi tanulmányban már részletesen bemutatásra került (PETŐ 2007).

### Eredmények és megvitatásuk

A 2. táblázatban adjuk közre a három mintából meghatározott és megszámlolt növényi opál szemcsék értékeit:

2. táblázat A talajminták biomorf és fitolit elemzésének eredményei  
Table 2. Results of the biomorph and phytolith analyses of the soil samples

Minta kódja Mintavétel mélysége <sup>1</sup>	I./1. – Ap 400–420 cm	III./1. – Ap 320–360	V./1. – Ap 270–320	Σ n
Hosszúsejt fitolitok	68	64	21	<b>153</b>
Sztyeppei fűfajok fitolitja	33	42	16	<b>91</b>
Réti fűfajok trichomái	4	6	8	<b>18</b>
Erdei fűfajok trichomái	0	2	0	<b>2</b>
Σ	<b>105</b>	<b>114</b>	<b>45</b>	<b>264</b>
Szivacsüstök <sup>2</sup>	–	+	±	
Diatómák <sup>2</sup>	–	–	–	
Fűdetritusz <sup>2</sup>	+	+++	+	
Fadetritusz <sup>2</sup>	–	++	–	

n – összes számolt részecske

1 a fúrás indításának pontjától mérve cm-ben

2 szemikvantitatív elemzés osztályai: +++ (sok): 100 egység felett; ++ (közepes): 40-100 egység; + (kevés): 5-40 egység; ± (eseti megjelenés): 1-4 egység; - (nincs jelen): 0 egység

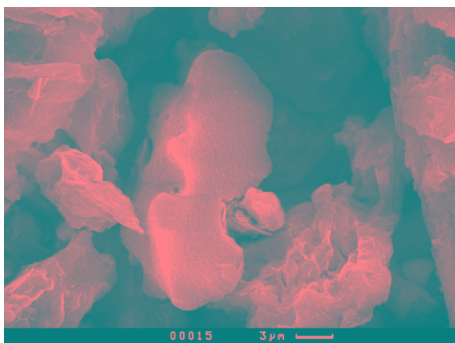
A három mintából a módszertani előírások betartása mellett mindösszesen 264 fitolit testecskét számoltunk és határoztunk meg. A nem növényi eredetű, kovavázás indikátorok (*Porifera* spp. tüskék, *Bacillariophyceae*) és a növényi eredetű, de nem kovavázás indikátorok (detritusz) esetében szemikvantitativ analízist végeztünk.

A kunhalom által eltemetett felszín középpontjából (I./1. – Ap) származó minta elemzése előtt – a korábbi kutatási eredmények ismeretében – egy nullhipotézist állítottunk fel. Eszerint a minta biomorf összetétele egy, a környezetéből enyhén kiemelkedő löszhát növényzeti képét mutatja majd. Összesen 105 növényi opál szemcsét számoltunk (2. táblázat), amelyből 33 (~ 31%) a sztyeppei fajokra utaló indikátorcsoportba sorolható. Ebben a mintában megközelítőleg 4%-nyi az üdébb, rétiesebb vegetációtípus jelző indikátorformáknak az aránya, amely a legalacsonyabb érték a vizsgálatban szereplő 3 minta közül. Mindemellett az egyes hosszúsejt fitolitok minőségi elemzése során több, a xeromorfizmus jegyeit (4.b. ábra) mutató növényi opál szemcsét találtunk, amely megfigyelés szintén egy szárazabb vegetációs folt egykori jelenlétére utalhat. Sem fadetritusszal, sem fás élőhelyet indikáló fitolit formákkal nem találkoztunk, így ez alapján nem valószínűsíthető, hogy a halom eltemetésének időpontjában, amely megközelítőleg 6000 évvel ezelőtt volt – zárt erdőtakarulás jellemezte volna a halom alatti terület ezen pontját.

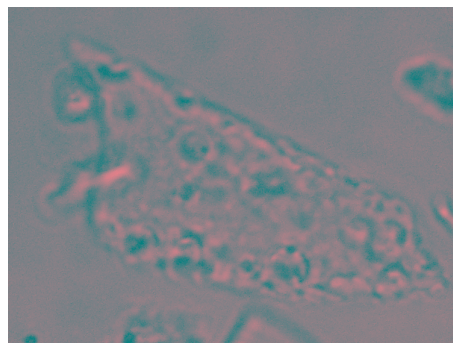
A halom déli oldalán (III./1. – Ap) indított fúrásból származó minta egyik érdekessége, hogy szivacsfajok (*Porifera* spp.) kovatüskéi is megjelennek benne (5. ábra), amelyek a terület többletvízhatás általi evolúciójára utalnak. A nagy mennyiségű fűdetritusz jelenléte (2. táblázat) az egykori növényzet nagy biomassza termelékenységét jellemzi. A 114 fitolithból összesen 6 formát határoztunk meg „réti élőhely pázsitfűfajainak indikátoraként”, azonban 36% felett van a sztyeppei indikátorok száma is. A mintában kis számban megjelenő, fás szárú vegetációt jelző indikátor formák felszíne egytől-egyig erősen korrodálódott (3. ábra). A sérült növényi opál szemcsék mintabeli

előfordulása lehet odahordódás (vízáltali, amit a szivacsüstök alátámaszthatnak), odamosódás eredménye, de származhat egy jóval korábbi vegetációs fázisból is. Egy lehetséges magyarázat lehet a fent említett indikátorformák megjelenésére a tiszai ártéri ligeterdőkből történő kimosódás, hiszen egy-egy kiöntés alkalmával a Tisza áradása elérte ezt a területet. Ez magyarázattal szolgálhat mind a rossz minőségi állapotra, illetve a kisszámú, szabálytalan előfordulásra is. Amennyiben azt a megközelítést fogadjuk el, hogy időben korábban, de helyben keletkeztek ezek az erdőt indikáló formák, akkor is csupán egy ritkás ligettel jellemezhető táj képe rajzolódhat ki. Erre utalhat többek között a minta fadetrítusz tartalma is.

A nyugati lejtőn indított fúrás (V./1. – Ap) talajanyagából került elő a legkevesebb fitolit, illetve biomorf részecske ( $n = 45$ , 2. táblázat). A réties vegetációtípust jelző indikátorformák (2. ábra) mennyiségének növekedése azonban figyelemre méltó. Epidermális hosszúsejt fitolitokat és sztyeppei indikátorformákat egyaránt nagy számban találtunk, ellenben a fás szárú vegetációt jelző indikátorok teljes hiánya jellemzi ezt a mintát.



2. ábra Réti vegetáció típus indikátor fitolitja az V./1. - Ap mintából (elektronmikroszkópos felvétel: A. A. GOLYEVA©)  
Figure 2. Indicator form of meadow-type habitats from sample V./1. - Ap (SEM image: A. A. GOLYEVA©)

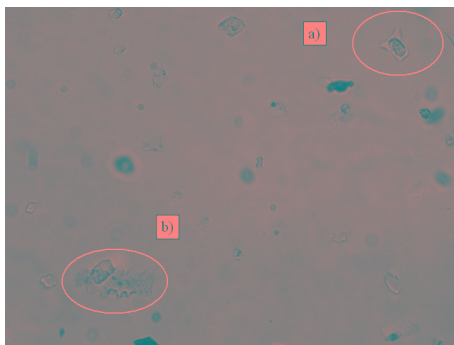


3. ábra Felszínén korrodálódott erdei vegetációt jelző fitolit a III./1. - Ap mintából (nagyított, szerkesztett fénymikroszkópos felvétel: PETŐ Á.©)  
Figure 3. Strongly corroded indicator form of forest habitats from sample III./1. - Ap (enlarged, modified lightmicrophotography: Á. PETŐ ©)

A vizenyős mozaikos térszínből kiemelkedő löszhátak, relatív szárazulatok, alkalmas felületet jelenthettek a kor kultúrájának, hogy halottaikat eltemessék, számukra megfelelő sírdombot emelhessenek. A talajtani és geokémiai vizsgálatok bebizonyították, hogy a halom építéskor a területet nem erdőtalajok, hanem döntően csernozjomok, réti és szolonyeces réti talajok mozaikja tarkították. A térszínből kimagasodó löszhátakon csernozjomosódás, míg a mélyebb, nedvesebb térszíneken réti talajképződés, illetve enyhe szikesedés meglétét feltételezik az eredmények. Zárt erdei társulásokra utaló talajképződési nyomokat a korábbi kutatások nem mutattak ki.

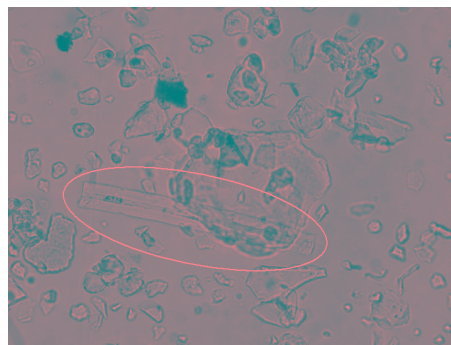
A fitolit elemzés az alábbiakban szerint egészíti ki a halom paleoökológiai rekonstrukciójával kapcsolatos eredményeket:

- A központi fúrás fitolit és malakológiai elemzése egyértelműen alátámasztja egy korabeli száraz, sztyeppei vegetációs folt meglétét. A malakológiai vizsgálatok során szárazságtűrő *Mollusca* fajok kerültek elő a magmintából (BARCZI et al. 2004),



4. ábra a) Sztyeppei indikátor forma és b) a xeromorfizmus bélyegéit mutató hosszúsejt fitolit a III./1. - Ap mintából (fénymikroszkópos felvétel: PETŐ Á.©)

Figure 4. a) Steppe indicator and b) xeromorphic, elongated epidermal herbaceous phytolith form from sample III./1. – Ap (lightmicrophotography: Á. PETŐ ©)



5. ábra Szivacsstüske a III./1. - Ap mintában (fénymikroszkópos felvétel: PETŐ Á.©)

Figure 5. Spicule of sponge from sample III./1. - Ap (lightmicrophotography: Á. PETŐ ©)

míg a vizsgált talajanyag biomorf összetétele is egyértelműen a (száraz) sztyeppei jellegű élőhelyre utal. Ezt mind a mennyiségi, mind az egyedi, minőségi megfigyelések is alátámasztják. Ebben a tekintetben igazolódik, hogy a halom középpontja ténylegesen egy szárazulat felett található, és valószínűsíti, hogy ez a középpont nem vándorolt, így nem vált a sírdomb decentrikussá. A rekonstruált élőhely folt pedig alátámasztja a csernozjom talajképződéssel kapcsolatban felvázolt elméleteket.

- A kunhalom középpontjától távolodva nedvesedő, változatosabb vegetációs képet rajzol ki számunkra a talajminták fitolit-összetétele. Ezt hangsúlyozzák a déli fúrás talajanyagából előkerült szivacsstüskék is, amelyek előfordulása jól kiegészíti a korábban leírt hidromorf jellegű talajok meglétét.
- A halom köpenyén indított fúrások adataiból egyértelműen rekonstruálható a nedves és száraz élőhelytípusok mozaikjainak váltakozásával jellemezhető őskörnyezet. Ezen „sztyeppré” jellegű füves élőhelyek növényzetében egyaránt előfordulhattak a szárazabb környezetet kedvelő sztyeppei, illetve a mikrodomborzati adottságok folytán a mélyebb, nedvesebb foltokat kedvelő pázsitfűfajok egyaránt.
- Az Alföld egykori vegetációjának rekonstruálása egyetlen halom környezetrekonstrukciós adataiból nem valószínűsíthető meg. Mindazonáltal bizonyosnak tűnik – hiszen több, egymástól független módszer is alátámasztotta (talajtan, botanika, malakológia, geokémia, fitolit elemzés stb.) – hogy a ma Csípő-halomként ismert sírdomb építésének idején, azaz megközelítőleg 6000 évvel ezelőtt sztyeppré uralta e tájat. Érdekes azonban a déli fúrás talajmintájában talált erdei élőhelyet jelző indikátorformák felbukkanása. Állaguk alapján egyértelműnek tűnik, hogy nem egykorúak a többi kovavázis növényi opál szemcsével és/vagy nem helyben keletkeztek. Ez esetben vagy egy korábbi vegetációs fázis hírnökei, vagy a Tisza ártéri ligeterdeiből kerültek a halom területére egy áradás segítségével (hydrochor hatás). Ebben az esetben a halom szűkebb-tágabb környezetében kellett, hogy fásszáruak egy csoportja önálló élőhelyet alkosson.

- Ezen egyetlen mintában megtalált erdei indikátor fitolitok száma alapján – erre utalnak a talajtani-malakológiai vizsgálatok is – nehezen képzelhető el zárt erdei vegetáció halom egykori helyén és/vagy környezetében, legfeljebb lokális jelentőséggel bíró, ligetszerűen megjelenő fák, vagy egyéb fásszárúak csoportjai hozhattak létre egy, a sztyeppei környezettől eltérő élőhelyfoltot.

### Összegzés

Annak értékelésére, hogy a fitolit elemzés segítségével mennyivel jutottunk közelebb az alapprobléma megoldásához az alábbi válasz adható. A fitolit elemzés módszerével nyert eredmények sok esetben nemcsak kiegészítik az őskörnyezeti rekonstrukció elméleteket, hanem új adatokkal is szolgálhatnak. Jelen tanulmányban bemutatott Csípő-halom jó példája ennek, hiszen az egykori növényzetről közvetlen információval nem rendelkezünk a fitolit elemzés elvégzése előtt. Az egykori élőhelyet a *Mollusca* fajok elemzésén keresztül sikerült rekonstruálni, amely az ősi növényzeti képről közvetett információt szolgáltatott. Ebben a tekintetben a módszer alkalmazása szerencsés, és újabb eredményekre vezetett, hiszen pontosította a korábban kialakított képet. A Csípő-halom alatti paleotalaj vizsgálata „pontosított információ forrása” a holocén Alföld növényzeti képének, hiszen mind térben, mind időben rögzített a térszín, amelynek paleobotanikai rekonstrukcióját bemutattuk. Az eredmények tükrében valószínűbbnek tűnik, hogy a rézkorban, megközelítőleg 6000 évvel ezelőtt, az Alföld azon pontján, ahol ma a Csípő-halom áll nem zárt erdők fái magasodtak, hanem a szárazabb mikrodomborzati „magaslatokon” sztyeppei füvek lengedeztek, míg a mélyebb, nedvesebb térszíneket dúsabb, nedvességkedvelő fajok népesítették be.

### Köszönetnyilvánítás

A szerzők köszönetüket fejezik ki JOÓ KATALINNAK és BARCZI ATTILÁNAK, hogy észrevételeikkel és magyarázataikkal segítették a cikk megírását. A fitolit elemzés témakörében nyújtott pótolhatatlan segítségéért köszönet illeti ALEXANDRA A. GOLYEVÁT, az Orosz Tudományos Akadémia Földrajztudományi Kutató Intézetének kutató professzorát.

### Irodalom

- ALEXANDROVSKIY A.L., 1996: Natural environment as seen in soil. Eurasian Soil Science 29: 245–254.
- ALEXANDROVSKIY A.L., 2000: Holocene development of soils in response to environmental changes: the Novosvobodnaya archaeological site, North Caucasus. Catena 41: 237–248.
- BARCZI A., SÜMEGI P., JOÓ K. 2003: Adatok a Hortobágy paleoökológiai rekonstrukciójához a Csípő-halom talajtani és malakológiai vizsgálata alapján. Földtani Közlemények 131: 421–431.
- BARCZI A., 2004a: The importance of pedological investigations in Holocene palaeoecological reconstructions. Antaeus 27: 129–134.
- BARCZI A., PENKSZA K., JOÓ K. 2004b: Alföldi kunhalmok talaj-növény összefüggés-vizsgálata. Agrokémia és Talajtan 53: 3–16
- BARCZI A., SÜMEGI P., JOÓ K. 2004c: Adatok a Hortobágy paleoökológiai rekonstrukciójához a Csípő-halom talajtani és malakológiai vizsgálata alapján. In: TÓTH, A. (szerk): A kunhalmokról más szemmel. Alföldkutatásért Alapítvány, Kisújszállás-Debrecen. p. 13–25.
- BARCZI A., PENKSZA K., JOÓ K. 2004d: Alföldi kunhalmok talaj-növény összefüggés-vizsgálata. In: Tóth A.: Kunhalmokról – más szemmel. Kisújszállás – Debrecen pp. 27–43.

- BARCZI A., PENKSZA K., JOÓ K. 2004: Research of soil-plant connections on Kurgans in Hungary. *Ekológia (Bratislava)* 23: 15–22.
- BARCZI A., TÓTH T. M., CSANÁDI A., SÜMEGI P., CZINKOTA I. 2006: Reconstruction of the paleo-environment and soil evolution of the Csípő-halom kurgan, Hungary. *Quaternary International* 156–157: 49–59.
- CSONTOS P. 2007: Dolomitgyepek magbankja ültetett feketefenyvesek talajában. *Tájökológiai Lapok* 5: 117–129.
- GOLYEVA A.A. 1997: Content and distribution of phytoliths in the main types of soils in Eastern Europe. In: PINILLA A., JUAN-TRESSERAS J., MACHADO M. J. (eds.): *Monografías del centro de ciencias medioambientales, CSCI (4), The state of-the-art of phytoliths in soils and plants*, Madrid, p. 15–22.
- GOLYEVA A.A. 2001a: Biomorph analysis as a part of soil morphological investigations. *Catena* 43: 217–230.
- GOLYEVA A.A. 2001b: Phytoliths and their information role in natural and archeological objects. Moscow, Syktyvar Elista, p. 200
- GOLYEVA A.A., ALEXANDROVSKIY A.L., TSELISHCHEVA L.K. 1995: Phytolithic analysis of Holocene Paleosoils. *Eurasian Soil Science* 27: 46–56.
- GOLYEVA A.A., KHOKHLOVA O.S. 2003: Biomorph indicators of human-induced transformation of soils under early nomad burial mounds in southern Russia. *Revistas Mexicana de Ciencias Geológicas* 20: 283–288.
- HERCZEG E., POTTYONDY Á., PENKSZA K. 2005: Cönológiai vizsgálatok eltérő gazdálkodású dél-tiszántúli löszgyepekben. *Tájökológiai Lapok* 3: 259–265.
- HERCZEG E., BARCZI A., PENKSZA K. 2006: Examinations on the correlation between soil and plants in grasslands of the South-East Hungary (floristacsl summary and the vegetation of Sáp kurgan) *Tájökológiai Lapok* 4: 95–102.
- JOÓ K. 2002: Kunhalmok felépítése talajtani vizsgálatok alapján (Hortobágy, Csípő-halom), szakdolgozat, Gödöllő, p 43.
- JOÓ K. 2003: Adatok a Csípő-halom flórájához és vegetációjához. *Tájökológiai Lapok* 1: 87–95.
- JOÓ K., BARCZI A., SZÁNTÓ Zs., MOLNÁR M. 2004a: A hortobágyi Csípő-halom talajtani vizsgálata. In: TÓTH A. (szerk.): *A kunhalmokról más szemmel. Alföldkutatásért Alapítvány, Kisújszállás-Debrecen.* p. 27–43
- JOÓ K. 2004b: Kunhalmok és környezetük talajtani vizsgálata, különös tekintettel a talajképződési folyamatok rekonstruálására Doktori értekezés 34 p.
- MADELLA M. 1997: Phytoliths from a Central Asia loess-paleosol sequence and modern soils: their taphonomical and paleoecological implication. In: PINILLA A., JUAN-TRESSERAS J., MACHADO M. J. (eds.): *Monografías del centro de ciencias medioambientales, CSCI (4), The state of-the-art of phytoliths in soils and plants*, Madrid, p. 49–56.
- MAROSI S., SOMOGYI S. (szerk.) 1990: *Magyarország kistájainak katasztere I.* MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest
- MOLNÁR M., JOÓ K., BARCZI A., SZÁNTÓ Zs., FUTÓ I., PALCSUM L., RINYU L. 2004: Dating of total soil organic matter used in kurgan studies. *Radiocarbon* 46: 413–419
- NYILAS F. I., SÜMEGI P., 1991: The Mollusc fauna of the Hortobágy at the end of the Pleistocene (Würm 3) and in the Holocene. *Proc. 10<sup>th</sup> Intern. Malacol. Congr. (Tübingen 1989)*, p. 481–486.
- PEARSALL D.M. 2000: *Paleoethnobotany. A handbook of procedures.* Academic Press, London
- PENKSZA K., JOÓ K. 2002: Kunhalmok botanikai és talajviszonyainak vizsgálata. V. Aktuális flóra- és vegetációkutatás a Kárpát-medencében konferencia, Pécs, 65 p.
- PETŐ Á. 2007: Introducing the phytolith analysis: A suitable method in palaeoecology and landscape ecology. *Tájökológiai Lapok* 5(1): 91–102.
- PIPERNO D. R. 1988: *Phytolith analysis: An Archeological and Geological Perspective.* Academic Press, Harcourt Brace Jovanovich, Publishers, San Diego, p.268
- PIPERNO D. R. 2006: *Phytoliths. A comprehensive guide for archaeologists and palaeoecologists.* Altamira Press
- SOÓ R. 1931: A magyar puszta fejlődéstörténetének problémája. *Földrajzi Közlemények* 59: 1–17.
- SÜMEGI P., KOZÁK J., MAGYARI E., TÓTH, Cs. 1998: A Szakáld-Testhalmi bronzkori tell geoarcheológiai vizsgálata. *Acta Geographica, Geologica et Meteorologica Debrecina*, 34: 165–180.
- SÜMEGI P., MOLNÁR A., SZILÁGYI G., 2000: Szikesedés a Hortobágyon. *Természet Világa*, 2000. május, p. 213–216.
- SZÉKELY Gy. (szerk.) (1984). *Magyarország története. Előzmények és magyar történet 1242-ig.* Akadémiai Kiadó, Budapest
- VÁRALLYAY Gy. 2002: *A mezőgazdasági vízgazdálkodás talajtani alapjai.* Budapest, egyetemi jegyzet

ADDITIONAL DATA CONCERNING THE PALAEOECOLOGICAL RECONSTRUCTION  
OF THE CSÍPÓ-MOUND KURGAN

<sup>1</sup>ÁKOS PETŐ, <sup>2</sup>TAMÁS BUCSI

<sup>1</sup>Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management,  
Department of Nature Conservation and Landscape Ecology  
2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1., e-mail: Peto.Akos@mkk.szie.hu

<sup>2</sup>Agricultural Administrative Authority, Directorate for Plant Protection  
and Soil Conservation of Budapest and Pest County  
H-2103 Gödöllő, Kotlán Sándor u. 3.

**Keywords:** phytolith analysis, palaeosoil, palaeo-environment, palaeoecological reconstruction

Pedogenesis and the evolution of soils is a result of the interaction of Earth's spheres and materializes on their boundaries. Soils bear the characteristics of the impacts that *'brought them to live'*. They contain the memories of ancient times in various forms and phenomena. To understand their meaning they need to be *'translated'* by highly different methods. This leads us to the recognition that the examination of well-preserved soil profiles are of high-value in reconstructing the former, ancient environment. The work presented in this paper would like to contribute with new data to the palaeoecological survey of a burial mound situated on the Great Hungarian Plain. Phytolith analysis was used to examine the buried palaeosoil profile underneath the kurgan. Though former studies have covered broad spectra of methods and resulted in valuable data, we hope that the direct paleobotanical survey will serve as a good source in the better understanding of the palaeovegetation and ancient environment of the Copper Age Great Hungarian Plain.



## A VILÁG TERMÉSZETVÉDELMEINEK TÖRTÉNETE A II. VILÁGHÁBORÚ ALATT (1940–1945, VÉDETT TERÜLETEK ALAPÍTÁSA)

CENTERI CSABA<sup>1</sup>, PENKSZA KÁROLY<sup>1</sup>, GYULAI FERENC<sup>2</sup>

<sup>1</sup>SzIE-Gödöllő, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék  
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: Centeri.Csaba@kti.szie.hu, Penksza.Karoly@kti.szie.hu

<sup>2</sup>SzIE-Gödöllő, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Földhasználati és Tájgazdálkodási Tanszék  
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: Gyulai.Ferenc@kti.szie.hu

**Kulcsszavak:** természetvédelem, történet, világ, védett területek, II. világháború, 1940–1945.

**Összefoglalás:** 1872-től a védett területek számának és kiterjedésének folyamatos növekedését követhettük nyomon. 1934-től a II. világháború kezdetéig eltelt közel hat év alatt több mint 400 védett természeti terület alapítása történt, míg az előtte eltelt húsz év alatt 300-nál kevesebbet hoztak létre. Azt gondolhatnánk, hogy a II. világháború miatt a védett terület alapítások gyakorlatilag megszűnhettek Európában, és legalábbis lelassultak a világ más részén, ehhez képest a területek alapításában az USA-n, Kanadán és Indonézián kívül éppen európai államok jártak az élen. Legtöbb területet a Német Szövetségi Köztársaság alapította, de Észtországban 22, Svédországban 11, Magyarországon 9, Romániában pedig 6 védett terület alapítására került sor az IUCN adatbázisa szerint. A cikkben közölt minden adat az IUCN kategóriarendszerébe sorolt védett területekre vonatkozik. Ez részben hiányos, pl. hazánkban 200 fölött volt az alapított védett területek száma.

### Előzmények

1872 (bolygónk első nemzeti parkja, a Yellowstone megalapítása) és 1939 között eltelt 68 évben számos védett terület alapítása történt (CENTERI és GYULAI 2006, CENTERI et al. 2007, PENKSZA et al. 2007). A világ természetvédelmének történetében, a területalapításokat tárgyaló korábbi, 1939-ben záruló fejezet (PENKSZA et al. 2007) egyik nagy hiányossága, hogy nem számolt be hazánk egyik legfontosabb történelmi eseményéről a természetvédelemben: a Debreceni Nagyerdő Természetvédelmi Terület megalapításáról, mert az nem szerepelt az IUCN listáján. Magyarországon ettől a dátumtól számítjuk a védett területek alapításának a történetét. Igaz, fontos természetvédelmi törekvések korábban is történtek, de területek kijelöléséről csak innentől kezdve beszélhetünk. A világban előbb-utóbb minden ország eljutott arra a következtetésre, hogy védett területek kijelölése, az élőhelyek védelme nélkül nehéz a fajvédelmi törekvések gyakorlati kivitelezése. Azt már a mai történelmi ismereteink alapján tudjuk, hogy sok esetben még ez sem elég, illetve a globalizáció miatt is jelentős változások következtek be.

### Anyag és módszer

Az adatok ismertetésénél az IUCN legfrissebb adatait vesszük alapul, amelyet a legutóbbi, durbani konferencia alkalmával hoztak nyilvánosságra (HTTP1). Az adatok a 2003-ban megjelent adatbázisban szerepelnek, melyek elérhetők a WDPA (World Database on Protected Areas) honlapján is (HTTP2). Ezen belül az IUCN kategóriába besorolt területekkel foglalkozunk. A védett területek gyakran nem egybefüggők, hanem több kisebb

részből állnak. Az adatbázisnak azon állományát elemeztük, amely a területeket egy ponttal vagy egy folttal jelöli, és nem a több részből álló terület egységeket jeleníti meg. Az utóbbiak jóval nagyobb számúak, de ezekből több részterület tartozik egy-egy védett területhez. Jelen cikksorozatunkban nem áll szándékunkban a részterületeket elemezni. Az IUCN adatbázisban elemzett adatok száma az 1940 és 1945 közötti időszakra vonatkozóan 355.

### Eredmények

Előző cikkünkben beszámoltunk arról, hogy 1934. január 1. és 1939. szeptember 25. között összesen 42 országban történtek új védett terület alapítások.

1940 és 1945 között 36 ország alapított új védett területeket, amelyekből 355 került be az IUCN nyilvántartásába. Ezek IUCN kategóriák szerinti megoszlását az 1. táblázat ismerteti.

1. táblázat Az 1940 és 1945 között alapított védett területek kategóriáinként  
Table 1. The number of protected lands by categories founded between 1940 and 1945

<i>IUCN kategória</i>	<i>Alapított területek száma</i>	
Ia	vad terület	18
Ib	szigorú természeti rezervátum	2
II	nemzeti park	38
III	nemzeti emlékmű	31
IV	biotóp/védett fajok területe kezeléssel	173
V	védett táj	30
VI	védett erőforrás területkezeléssel	63
<b>Összesen:</b>		<b>355</b>

Az 1. táblázatban látható, hogy az IV-es kategóriából hoztak létre legtöbbet, a VI-es kategóriából kevesebb, mint fele annyit; míg a harmadik leggyakoribb kategória a II-es (nemzeti park) volt. A 2. táblázatban látható, hogy a védett természeti területek nemzeti osztályozása milyen sokféle kategóriát eredményezett.

2. táblázat Az 1940 és 1945 között alapított védett területek kategóriái és az alapított kategóriák száma  
Table 1. The type and number of protected land categories by types founded between 1940 and 1945

<i>Védett terület besorolása</i>	<i>Alapítások száma</i>	<i>Védett terület besorolása</i>	<i>Alapítások száma</i>
Állami biológiai rezervátum	2	Szigorú természeti rezervátum	4
Állami erdő	1	Tájvédelmi terület	4
Állami park	26	Tartományi faunarezervátum	1
Állami természeti rezervátum	2	Tartományi park	13
Állandó vadászati rezervátum	1	Természeti emlék vagy hely	1
Erdőrezervátum	7	Természeti emlékmű	2
Érintetlen Esőerdő Rezervátum	1	Természeti park	1
Faunarezervátum	3	Természeti* rezervátum	1
Fő védett terület	2	Természeti** rezervátum	132

2. táblázat folytatása  
Contd. Table 1.

<i>Védett terület besorolása</i>	<i>Alapítások száma</i>	<i>Védett terület besorolása</i>	<i>Alapítások száma</i>
Közösségi legelő	15	Természetvédelmi terület	9
Menedék	7	Vad terület	1
Nemzeti csatamező	1	Vadmenedék	1
Nemzeti park	19	Vadvilág megőrzési terület	1
Nemzeti rezervátum	1	Vándormadár menedék (refuge)	1
Nemzeti természeti tereptárgy	2	Vándormadár menedék (sanctuary)	6
Nemzeti történelmi park	3	Védelmi rendelet által védett	1
Nemzeti vadmenedék (refuge)	18	Véderdő	39
Ökológiai rezervátum	1	Védett természeti emlék	22
Speciális faunarezervátum	1	Vízgyűjtő erdőrezervátum	1

\*eredetileg „natural”, \*\*eredetileg „nature”

A vizsgált időszakban csak 36 országban történtek védetté nyilvánítások, de 19 országban csak egy vagy két területet jelöltek ki. A védett területek mérete változó, de a jelentős részük (45,35 %) a kisebbek (0-99 ha) közé tartozik (3. táblázat).

3. táblázat Az 1940 és 1945 között alapított védett területek nagysága kategóriánként  
Table 3. The size of protected lands by categories founded between 1940 and 1945

<i>Terület nagysága (ha)</i>	<i>Alapított területek száma</i>	<i>Százalékos eloszlás</i>
0–99	161	45,35
100–999	62	17,46
1000–9999	79	22,25
10000–99999	40	11,27
100000–999999	12	3,38
1000000–	1	0,28
<b>Összesen</b>	<b>355</b>	<b>100</b>

A védett területek alapításának számát tekintve – hasonlóan a korábban vizsgált 1934–1939 időszakhoz – Németország járt az élen. Az egyes országok által alapított védett területek számának alakulását a 4. táblázatban tanulmányozhatjuk.

4. táblázat Az 1940 és 1945 között alapított védett területek országonként  
Table 4. The number of protected lands by countries founded between 1940 and 1945

<i>Ország</i>	<i>Alapított területek száma</i>
Bolívia, Brunei, Elefántcsontpart, Cseh Köztársaság, Francia Guyana, Örményország (Georgia), Guinea, Jamaica, Malajzia, Új-Kaledónia, Új-Zéland, Orosz Föderáció, Svájc, Türkmenisztán, Uganda	1
Bulgária, India, Marokkó, Dél-Afrika	2
Ausztria, Közép-Afriai Köztársaság	3

4. táblázat folytatása  
Contd. Table 4.

<i>Ország</i>	<i>Alapított területek száma</i>
Brazília, Dánia, Mexikó, Fülöp-szigetek	4
Argentína, Chile, Sri Lanka	5
Románia	6
Magyarország	9
Svédország	11
Észtország	22
Kanada, Indonézia	42
USA	51
Német Szövetségi Köztársaság	112

### **Védett területek alapítása külföldön**

A védett területekről, az ottani természeti értékekről, kutatásokról szóló információk egyre nagyobb számban elérhetőek írott és internetes forrásokban, de még mindig elmondhatjuk, hogy 15–20 ország kivételével nehézkes ezekhez hozzájutni. Vannak kiemelt értékek, mint a világörökségek, bioszféra rezervátumok és a nemzeti parkok, amelyek megismertetésére nagyobb hangsúlyt fektetnek az egyes országok, míg a kisebb kiterjedésű vagy ritka területi kategóriákról szóló ismeretek nehezen elérhetőek vagy kis-számúak. Ennek megfelelően a nemzetközi történethez kapcsolódóan néhány nemzeti park rövid bemutatásával szeretnénk ízelítőt adni arra vonatkozóan, hogy a vizsgált időszakban milyen jellegű területek kerültek védelem alá.

#### **Isle Royale Nemzeti Park, USA, Michigan Állam, 1940**

A Felső-tó észak-nyugati részén fekvő Royale-sziget Nemzeti Park csak vízi és légi úton elérhető. Gyakorlatilag a kanadai határ mentén találjuk. Mivel a park egy sziget, a környéke legkönnyebben vízi úton járható be. A nemzeti parkhoz tartozik a Nemzeti Park Szolgálat legnagyobb hajója, a Ranger III, amely 1958 óta áll szolgálatban. A nemzeti parkban 1958-ban kezdődött a jávorszarvasok és a farkasok kapcsolatát elemző kutatás, amelyet a világ legrégebbi ilyen programjaként hirdet a park. Az USA nemzeti parkjainak kezelése példaértékű, így a programról is külön honlapon olvashatunk. Michigan Állam 14. ún. vad területtel rendelkezik, amelyek közül a nemzeti park területe a legnagyobb.

#### **Bosencheve Nemzeti Park, Mexikó, 1940**

A nemzeti park 15300 ha területű, Mexikóvárostól 160 km-re nyugatra fekszik. A hegyvidéki területet fenyőerdő borítja. A Laguna del Carmen is része a parknak, amely a vándormadarak kedvelt gyülekezőhelye. A vízi madarakon kívül a harkályfélék és a sólymok jelentenek kiemelt madártani értékeket.

### **Nevado de Colima Nemzeti Park, Mexikó, 1940**

A vulkánok fontos szerepet töltenek be a mexikói emberek életében. A vulkánok többségét védett területté nyilvánították, többségében nemzeti parkok. A Colima és Jalisco államok határán fekvő nemzeti park két vulkáni csúcsot rejt. A Nevado de Colima inaktív, csúcsa 4220 m magas és az év jelentős részében hó borítja. A Volcan del Fuego 3960 m magas, aktív, folyamatosan füstölgő vulkán. Aktivitása miatt a környező falvak lakosságát már többször is ki kellett telepíteni. A nemzeti park ideális helyszín hegymászáshoz és kempingezéshez.

### **Puyehue Nemzeti Park, Chile, 1941**

Az Andokban található terület már 1914-ben védelem alá került, mint erdőrezervátum. 1941 április 8-án kelt a nemzeti parkot létrehozó rendelet. Az eredetileg 65000 ha-os park területét 1981 augusztus 5-én 106 772 ha-ra növelték (HTTP3).

A park területét a 2236 m magas Puyehue vulkán uralja. A közeli Casablanca vulkán 1990m-en fekszik, de számos krátert és aktív vulkánt találunk még a környéken. A legtipusosabb gleccservölgy a Gol-Gol és a Chanleufú folyók völgye.

A park alsóbb régiója a valdíviai mérsékeltövi esőerdők típusához tartozik, ennek megfelelő növény- és állatvilág található itt. Ebben hasonlít déli szomszédjához a Vicente Pérez Rosales Nemzeti Parkhoz, amely Chile legidősebb nemzeti parkja. A parkot számos vízfolyás keresztezi, amelyeken vízeséseket is találunk. Ezek közül az egyik híres a Salto del Indio (HTTP4). A park híres forróvizes forrásairól, síkőzpontjáról, gyalogösvényeiről és kempingjeiről is.

### **Abel Tasman Nemzeti Park – Új-Zéland, 1942**

Az 1942-ben alapított park a Tasmán-öböl közepén fekszik. Ez a déli sziget északi részén alapított park az ötödik volt az új-zélandi nemzeti parkok sorában. A park a 22 500 ha területű, a legkisebb kiterjedésű új-zélandi park. A tengerparton két nemzeti parkot alapítottak, ez az egyik. A vegetáció növekedésére égetéssel vagy favágással próbálták hatni. Ez a legnépszerűbb park az országban, ha a látogatók számát vesszük alapul. A park földtani felépítése zömében gránit, de találunk még márványt és argillitet is. A sziklaformációk alakja, valamint a jellemzően terméketlen talajtakaró a gránit alapkőzetnek köszönhető. Itt alakult ki Új-Zéland legmélyebb és leghosszabb barlangja is.

### **Toubkal Nemzeti Park, Marokkó, 1942**

A marokkói, 38 000 ha területű Toubkal Nemzeti Park 1942 január 19-én csatlakozott a nemzeti parkok világméretű hálózatához. A marokkói király már 1934 szeptember 11-én engedélyt adott a nemzeti park megalapítására, de a hivatalos kinevezés közel egy évtizedet késett. Az Atlasz-hegységben fekvő park (1. ábra) magába foglalja az 1230 ha kiterjedésű Takherkhort Vadmenedéket is. A park legalacsonyabb pontja 1100 méteren fekszik, míg legmagasabb pontja 4167 m.



1. ábra A Toubkal Nemzeti Park lát képe a csúcs közelében, Marokkó (Fotó: Pottyondy Á.<sup>®</sup>)  
 Figure 1. View of the Toubkal National Park near the peak, Marocco (Photo: Pottyondy Á.<sup>®</sup>)

Ez a platószerű csúcs, a Jbel Toubkal, a park névadója. A park élővilágát befolyásolja az Atlanti-óceán és a Szahara közelsége, valamint a tengerszint feletti magasság, hiszen Észak-Afrika legmagasabb csúcsai ezek. Egy 1980-as beszámoló szerint a nemzeti park területének 15 %-át jelentős mértékben degradált erdő borítja (EAUX ET FORÊTS 1980), a domináns fajok a magyaltölgy (*Quercus ilex*) és az aleppóifenyő (*Pinus halepensis*), melyeket az aljnövényzetben *Juniperus* fajok kísérnek, nagyobb magasságban pedig már dominálnak. A következő zónában hegyi réteket találunk, végül a zord körülmények között már csak a mohák és zuzmók képesek megélni. A hegyi réteken természetvédelmi szempontból kiemelten értékes, veszélyeztetett endemikus és reliktum fajokat is találunk, ilyen pl. a *Campanula maroccana*, a *Genista florida* spp. *maroccana*, a *Cirsium chrysacanthum*, az *Euphrasia minima*, a *Prunus prostrata*, az *Erodium atlanticum* és a *Medicago suffruticosa* spp. *maroccana* (DRESCH és DE LEPINEY 1938; EAUX ET FORÊTS 1980).

### Sajama Nemzeti Park, Bolívia, 1942

A 3900 m tszf. magasság fölött fekvő nemzeti park a bolíviai altiplano számos inaktív vulkáni csúcsát foglalja magába. A vulkánok övezte platón egykor az erős aymara királyságok lakói éltek, még az inkák és a spanyol hódítók előtt. A Sajama vulkán 6540 m-es csúcsa a legmagasabb Bolíviában. A legelőkön lámák (*Lama glama*), alpakák (*Lama*

*pacos*), guanakók (*Lama huanachus*) és vikunyák (*Lama vicugna*) (ÉNIK 1992). Számos védett vagy veszélyeztetett faj él itt az altiplano és az Andok élővilágából, mint a veszélyeztetett andoki reha (*Rhea americana*) és három flamingófaj. A történelmi értékek közé tartoznak a pre-inka temetkezési helyek (chullpa) és számos kis templom a XVII. századból a spanyol időkből (HTTP5). A Sajama vulkán körül egy keñua (*Polylepis tarapacana*) fák alkotta erdőt találunk. A fafélék közül ez az egyetlen, amely 5200 m magasságban erdőt alkot (HTTP6).

### **Muddus Nemzeti Park, Svédország, 1942**

A nemzeti park az ország egyik legjobb állapotban megmaradt érintetlen esőerdeje. A fenyőfák korábbi erdőtüzek okozta sebeket hordoznak. A parkban mocsaras területeket is találunk, ahol gazdag a madárvilág. A svéd tajga egy részét védi a terület. A nemzeti parkok fontos célja a felüdülés. Négy kabin és két egyszerűbb kunyhó szolgál szállásként. Muddusloubbal madármegfigyelő toronnyal segíti a madarak és a mocsári élővilágának megfigyelését. A fészkelő madarak védelme érdekében a Muddusjaure-, Sörstubbya- és Måskokárså folyók mentén március 15-től július 31-ig minden évben tilos a túrázás. A parknak közel fele vizes terület, a domborzat sík, csak néhány csúcsot találunk. A tűz időről időre elpusztítja a terület egy részét, ennek nyomát őrzi számos fatörzs. Számos mély szakadékot találunk a déli részen, ilyen pl. a Måskokárså, amely 50–70m mély és 2,5 km hosszú. A Muddus jellemző képe fenyőerdőkből, mozaikszerű mocsaras területekből, sziklás szakadékokból áll. A Muddusjokk vízesség az egyik jelentős víztani érték. A park Lappföldön helyezkedik el, a Világörökségek közé tartozó Lapp területhez tartozik (HTTP7).

### **Big Bend Nemzeti Park, USA, Texas Állam, 1944**

A 324200ha területű park a mexikói határ mentén terül el, ahol a természetes határ a Rio Grande. Nevét is a folyó egyik nagyobb kanyarulatának köszönheti. A park a Chihuahua-sivatag északi harmadában fekszik. A kőzetek nagy része üledékes eredetű (mész, homokkő és palák). A fiatalabb mészkősziklákban a Tornillo-síkságon portyázó ősi emlősök fossziliáit találjuk. A kajmánhal (*Lepidosteus osseus*) és néhány teknős pedig élő fossziliaként jelzik az 50 millió évvel korábbi buja szavannás és mocsári környezetet. Fiatal, kb. 8000 éves, viszonylag zöld és üde sivatagnak számít. A legtöbb csapadékot a nyári hónapokban kapja. A fő indikátor növény a lechuguilla (*Agave lechuguilla*), melynek durva, erős rostjai kötelek, táskák és szőnyegek kiváló alapanyaga.

A Chisos-hegység csúcsai zöld szigetként jelennek meg a sivatagi környezetben. Igen ritka élőlények is megtalálhatók területén. Az izolációs folyamat a nagy jégkorszak alatt zajlott, ahogy a hideg páradús éghajlati zóna északra visszavonult. Számos élőlény lett elvágva környezetétől. Növényvilágát az arizóniai fenyő (*Pinus arizonica*), duglász fenyő (*Pseudotsuga menziesii*), rezgő nyár (*Populus tremula*), arizóniai ciprus (*Cupressus arizonica*), közönséges boróka (*Juniperus communis*) alkotja. Néhány növényfaj csak itt található meg, a világon sehol máshol (pl. chisos tölgy (*Quercus graciliformis*)). Él itt a rajzfilmekből is jól ismert amerikai futókakukk (*Geococcyx californianus*), amely 32 km/h-val képes futni. Tápláléka gyíkok és kisebb csörgőkígyók.

## Hazai védett területek alapítása

A védett területek alapításának sorában fontos fordulópont következett be a hazai helyzetben 1939-ben: megszületett hazánk első védett természeti területe, a Debreceni Nagyerdő Természetvédelmi Terület. A területalapítás nem került be az IUCN adatbázisba, így nemzetközi felismerése hiányzik. Az IUCN listában 9 hazai terület szerepel, amelyek alapítása 1940 és 1945 között lett hatályos, s ezek mindegyike természetvédelmi terület (TT) (természetesen, hiszen az első tájvédelmi körzetünk alapításáig 1952-ig kellett várnunk): Csévharaszi borókás TT, Abaligeti-Barlang felszíne TT, Baláta-tó TT, Szentendrei rózsza termőhelye TT, Nagycenki hársfasor TT, Tapolcai tavasbarlang felszíne TT, Szarvasi arborétum TT, Szársomlyó TT és Pálvölgyi-barlang felszíne TT.

## Csévharaszi Borókás Természetvédelmi Terület

A hazai védett természeti területeink és a hozzájuk kapcsolódó tájak tragédiája, hogy a mezőgazdasági művelésre kiválóan alkalmas területeket mindig műveltük, a művelésre kevésbé alkalmas területeket pedig igyekeztünk művelhetővé, gazdaságilag hasznosíthatóvá tenni: az árvízzel sújtott vizes területeket folyószabályozással, a szikeseket és a savanyú talajokat talajjavítással, a homokos szövetű talajokat erdősítéssel, a mocsarakat és lápokot lecsapolással, csak hogy a legfontosabb (nagy kiterjedésű vagy nagyszámú) eseteket említsük.

Az Alföldön egyre több turján, mocsár és egyéb vizes élőhely tűnt el; de a homokos, löszös élőhelyek, a buckák, futóhomok foltok által alkotott élőhelyek is megfogyatkoztak. A korábban nagy kiterjedéssel jellemezhető foltok kis, pár hektáros foltjai mind a mai napig híven őrzik ezen fogyatkozó élőhelyeknek a legértékesebb növény- és állatfajait, tájképi értékeit.

A Pesti-síkság délkeleti határában, Inárcs és Nyáregyháza között húzódó Csévharaszt is ezek közé tartozik (2. ábra). A homokbuckákkal tagolt terület túlélést biztosított a melegkedvelő és szárazságtűrő homokpusztagyep-társulásoknak és pusztai tölgyeseknek. Ezek korábban jellegzetes társulásai voltak a környéknek. A szemet gyönyörködtető, idilli hangulatot árasztó táj legértékesebb növényei a homoki árvalányhaj (*Stipa borysthena*), a naprózsa (*Fumana procumbens*), a homoki pimpó (*Potentilla arenaria*) és a homoki nőszirm (*Iris arenaria*).

A 105 hektáros terület kiemelkedő szépsége a méltán híres borókás-nyáras társulásnak köszönhető. A boróka sötétzöldje és a fehér nyár igazán festői látványt nyújt az ide látogatóknak. Külön említést érdemel a Kitaiabel Pál által e vidékről feljegyzett tartós szegfű (*Dianthus diutinus*). Ez a pannóniai endemizmus fokozottan védett, eszmei értéke 100 000 Ft (HTTP8).

A természetvédelem hazai sajátosságai közé tartozik, így feltétlenül meg kell említenünk, hogy a csévharaszi terület jelenlegi élővilága elsősorban az emberi tevékenységnek köszönheti kialakulását. Eredetileg a vidéket erdősztyepp fedte, a természetes zonációnak megfelelően. A jelenleg is látható homokos, futóhomokos táj a török időkben gyakori háborúskodásnak köszönhetően alakult ki. Ekkor gyakori volt az erdőirtás és a túllegetetés, ami az eredetileg sem túl jó minőségű, homokos, de egy minimális borítást adó növényzettel jellemezhető talaj felszínét tönkretette, így teremtett lehetőséget a száraz meleget jól tűrő társulások megjelenésére. Így váltották fel a tölgyeseket a borókások.





2. ábra A Csévharaszi Borókás látképe (Fotó: Szelényi G.®)

Figure 2. View of the Borókás (protected area with *Juniperus* sp.) of Csévharaszt (Photo: Szelényi G.®)

### Abaligeti-barlang felszíne TT

Az Abaligeti-barlang egyike fokozottan védett barlangjainknak. Hosszúsága 1750m, mellyel a Mecsek közel 200 barlangja közül a leghosszabb, de ez egyben az egyik legismertebb mecseki barlang is. Az Abaligeti-barlang egyike azon kevés kiépített barlangjainak is, amelyek a nagyközönség által is látogathatók. Az idegenforgalom az 1950-es évek végén indulhatott meg, a barlang főágát 1957-ben építették ki. A barlangok ismeretek tiszta levegőjükről, az abaligetit is hasznosítják légúti megbetegedésekben szenvedők gyógykezelésére. A speciális barlanglakó élővilág is nagy egyedszámban képviselheti itt magát, a nagy patkósorrú denevérek (*Rhinolophus ferrumequinum*) jelentős állománya fordul itt elő. Gazdag alacsonyabbrendű állatvilágának legnevezetesebb képviselője a vakbolharák (*Niphargus* sp.).

### Baláta-tó TT

A Baláta-tó egy valamikori nagyobb tó maradványa. Jelenleg egy láperdővel övezett őslápot találunk itt, amely a Belső-Somogyban jellemző homokhátak között, egy mélyedésben kialakult tómaradvány. Egyike volt az első hazai védett területeknek, 1942-ben nyilvánították védetté. A terület egyik kiemelt jelentőségű növényzeti értéke, hogy hazánkban csak itt él az aldrovanda (*Aldrovanda vesiculosa*), de ezen kívül is találunk fontos természeti értékeket, mint a szívlevelű hídór (*Caldesia parnassifolia*) és a tőzegeper (*Potentilla palustris*). Az állatvilágból a keresztes vipera (*Vipera berus*), az erdei sikló (*Elaphe longissima*), a lábatlan gyík (*Anguis fragilis*) és a fekete gólya

(*Ciconia nigra*) alkot említésre méltó állományt. Az ősláp körüli erdő egy kisebb foltján megtaláljuk a kárpáti sáfrány (*Crocus heuffelianus*) populációját is.

### Nagycenki hársfasor TT

A jelenleg a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság kezelésében lévő TT területét Széchenyi Antal és Barkóczy Zsuzsanna (Széchenyi István gróf nagyszülei) alapították az 1750-es években. A kislevelű hársakból (*Tilia cordata*) álló, 40 m széles és 2300 m hosszú fasor európai kuriózum. Eredetileg 645 fából állt a fasor, de az idők folyamán ezek száma jelentős mértékben lecsökkent. A pótlásokkal együtt is csak 450–470 fa alkotja manapság a fasort, ezekből több csenevész.

### Szarvasi Arborétum TT

Az 1800-as évek elején Szarvas környékén még gyakori vendég volt a szabályozatlan Körösök vize. Az áradások évről évre friss iszappal borították a területet. Bolza József gróf (1782–1862) felesége, Batthyány Anna grófnő volt az, aki a mai Anna-liget fásítását kezdte.

A Körösök szabályozása után Bolza József unokaöccse, Bolza Pál (1861–1947, 3. ábra) kezdett itt nagyobb arányú fatelepítéseket. Az arborétumot is ő tette világhírűvé. Az arborétumot a magyar államnak ajánlotta fel, amely jelenleg hazánk egyik legnagyobb és legjelentősebb élőfagyűjteménye.



A Szarvasi Arborétum ma 82 ha területű, öt fás növénygyűjteményt gondoz. Az országosan védett területen három látogatható rész található: a Bolza Pál alapította Pepi-kert, az 1951-ben a parkhoz csatolt ún. Mitrowssky-kert és az ún. konyhakerti rész.

A fás növénygyűjtemény kb. 1600 fa- és cserjefaj, illetve -fajta és fajtaváltozat őrzője. 1200 a lomblevelűek száma (1100 lombhullató és 100 örökzöld) és 400 a fenyőféléké, amelyekből 7 tűhullató. Az arborétum jelentős értéke, hogy a fák és a cserjék mellett 250 honos és 52 telepített lágyszárú növényfaj és 211 kalapos gomba található a területen. Az arborétum elsődleges feladata a növényállomány megőrzése (országos génbank), valamint a tudományos kutatás, az oktatás és a közművelődés. Ma a Batthyány Anna grófnő után nőágon tovább öröklődött kastély ad otthont a Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóságnak.

3. ábra Bolza Pál mellszobra az arborétum

fogadóépületénél (Fotó: Centeri Cs.®)

Figure 3. Half-length statue of Pál Bolza

at the welcome building of the arboretum (Photo: Centeri Cs.®)

## Szársomlyó TT

A Villányi-hegység triász, jura és kréta időszi mészkő rétegekből áll. A Mecsektől annyiban különbözik, hogy ezek a rétegek nem gyűrődtek meg, hanem többszörösen egymásra pikkelyeződtek. A beszivárgó víz a felszíni rétegeket legömbölyítette, így alakította ki a szántáshoz hasonló karrmezőt, az ördögszántást. A váz- és rendzina talajokon a szubmediterrán klíma egyedülálló növényvilága él.

A szubmediterrán klímának köszönhető, hogy a hegyen eddig 75 védett növényfajt találtak, amelyek közül 7 csak itt nő az országban: a mecseki varjúháj (*Sedum neglectum* subsp. *sopiana*), a bakszarvú lepkeszeg (*Trigonella gladiata*), a korongos lucerna (*Medicago orbicularis*), a csőrös boglárka (*Ranunculus psilostachys*), az apró vajvirág (*Orobanche nana*), egy mediterrán jellegű mohafaj, valamint a sziklagyepet alkotó dalmát csenkesz (*Festuca dalmatica*). Ebben és a kései perjével jellemezhető lejtősztyeppben él a fokozottan védett magyar kikerics (*Colchicum hungaricum*). A faj legközelebb csak az Adriánál lelhető fel, nálunk melegidőszi reliktum. A pannóniai endemikus magyar méreggyilok (*Vincetoxicum pannonicum*) példányait a Szársomlyón találták meg először.

A Szársomlyó száraz oldalában él a haragos sikló (*Coluber caspius*). Egy déli elterjedésű csigafaj egyetlen hazai előfordulása is itt van. Az impozáns méretű sisakos sáska (*Acrida hungarica*), valamint a fűrészlábú szöcske (*Saga pedo*) is a terület fontos állattani értéke. A hegység maga fokozottan védett. Közvetlenül veszélyeztetett ragadozó madara a kígyászölyv (*Circaetus gallicus*). A madárvilág különlegességei még a sövényármány (*Emberiza cirrus*), a bajsos sármány (*Emberiza cia*) és a kövirigó (*Monticola saxatilis*). A Villányi-hegység endemikus állatfaja egy bagolylepke-alfaj. A Szársomlyón fedezték fel a tudomány számára a hengeres fémfürkész (fémfürkészfélek: *Eurytomidae*).

A hegy csúcsán az 1200-as évektől vár állt, de a török időkben elpusztult. 1910 óta bányászat folyik a hegyen.

Összességében elmondhatjuk, hogy a védett területek sokféleségétől függetlenül a nemzeti parkok, bioszféra rezervátumok és világörökségek állnak a figyelem középpontjában. Hiába került sor nagyszámú védett terület alapítására Németországban, az alapított területekről elérhető információ vagy teljesen hiányzik vagy nehezen elérhető. Mindenesetre fontos tény, hogy a II. világháború alatt is folytatódott a védett területek alapítása.

### Köszönetnyilvánítás

A védett területekről sok esetben nagyon nehézkes információkhoz jutni, éppen ezért kiemelten szeretnénk köszönetet mondani Vona Mártonnak és Pottyondy Ákosnak, hogy a Toubkal Nemzeti Parkban készített fotókat rendelkezésünkre bocsátották és megosztották velünk ottani tapasztalataikat.

### Irodalom

- CENTERI Cs., GYULAI F. 2006: A világ természetvédelmének történelmi kezdetei a védett területek kialakítására vonatkozóan. *Tájökológiai Lapok*, 4: 427–432.
- CENTERI Cs., GYULAI F., PENKSZA, K. 2007: A világ természetvédelmének története 1913–1933 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 5: 5–11.
- PENKSZA, K., GYULAI F., CENTERI Cs. 2007: A világ természetvédelmének története 1934–1939 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 5: 239–347.
- DRESCH, J., DE LEPINEY, J. 1938: Le massif du Toubkal. Service du Tourisme, Rabat. 233 pp.
- EAUX ET FORÊTS 1980: Sur le Parc National du Toubkal. Fiche de la Direction des Eaux et Forêts. Ministère de l'Agriculture et de la Reforme Agraire, Rabat. 6 pp.
- ÉHÍK Gy. (szerk.) 1992: Brehm: az állatok világa. Emlősök. Második kötet. Kassák Kiadó, Budapest, p. 232–243.

HTTP1: <http://www.iucn.org/>

HTTP2: <http://www.unep-wcmc.org/wdpa/>

HTTP3: [http://en.wikipedia.org/wiki/Puyehue\\_National\\_Park](http://en.wikipedia.org/wiki/Puyehue_National_Park)

HTTP4: <http://www.gochile.cl/eng/Guide/ChileNationalParks/Puyehue/Puyehue-2.asp>

HTTP5: <http://www.aboutio.com/americanweb/sajama-titicaca.html>

HTTP6: [http://www.enjoybolivia.com/english/actividades/naturaleza/SAJAMA\\_IN.shtml](http://www.enjoybolivia.com/english/actividades/naturaleza/SAJAMA_IN.shtml)

HTTP7: [http://www.fjallen.nu/parker/index\\_en.htm](http://www.fjallen.nu/parker/index_en.htm)

HTTP8: <http://www.geographic.hu/index.php?act=kepgaleria&id=9733>

#### THE HISTORY OF NATURE CONSERVATION DURING THE SECOND WORLD WAR (1940-1945, DESIGNATION OF PROTECTED AREAS)

C. CENTERI<sup>1</sup>, F. GYULAI<sup>2</sup>, K. PENKSZA<sup>1</sup>

<sup>1</sup>SIU, Institute of Environment and Landscape Management,  
Dept. of Nature Conservation and Landscape Ecology

H-2100 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: Centeri.Csaba@kti.szie.hu, Penksza.Karoly@kti.szie.hu

<sup>2</sup>SIU, Institute of Environment and Landscape Management, Dept. of Land Use and Landscape Management  
H-2100 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: Gyulai.Ferenc@kti.szie.hu

**Keywords:** nature conservation, history, world, protected areas, Second World War, 1940-45.

We could follow the continuous growth of both the number and the area of protected lands from 1872. During the six years from 1934 until the beginning of the Second World War there were more than 400 protected natural area established while in the previous 20 years only 300 were created. We might think that because of the Second World War creation of the nature conservation areas has ceased in Europe and at least slowed down on other parts of the World but besides USA, Canada and Indonesia, European countries were among the leaders. Most of the areas were created in the German Republic, but 22 were created in Estonia, 11 in Sweden, 9 in Hungary and 6 in Romania, based on the database of the IUCN. All data in the article belong to nature conservation areas classified by the IUCN. This database does not contain all protected areas totally, e.g. more than 200 were designated in Hungary.

TRADÍCIÓ ÉS INNOVÁCIÓ – NEMZETKÖZI TUDOMÁNYOS (AGRÁR)  
KÖZGAZDÁSZ KONFERENCIA  
SZENT ISTVÁN EGYETEM, GÖDÖLLŐ, 2007. DECEMBER 3–4.

2007. december 3–6. között a Szent István Egyetem Gazdaság- és Társadalomtudományi Kara (SZIE GTK) jubileumi rendezvénysorozatot szervezett, amelynek célja volt, hogy méltón megünnepelje a gödöllői agrárközgazdász képzés fél évszázada történet elindítását, s ugyanakkor a Gazdaság- és Társadalomtudományi Kar 1987-ben történt megalapításának 20. évfordulóját. A rendezvénysorozat címe is utalni kívánt e jeles időpontra, s az azokban fellelhető kettőségre: a hagyományok őrzésére és a megújulás szükségességére.

A rendezvénysorozat a Tradíció és Innováció – Nemzetközi Tudományos Konferencia köré szerveződött. A tudományos tanácskozás a hagyományok alkotó megőrzését, s a megújulás követelményét helyezte középpontba. A SZIE GTK, az (agrár)közgazdász képzés is magában hordozza ezt a kettőséget: magának vallja azokat a hagyományokat, amelyeket az 1950-ben alapított, többször átszervezett s néhány év után hatalmi döntéssel megszüntetett agrárközgazdász képzés jelent, majd más alapokon, de újrászervezett üzemszervező agrármérnök, majd a mára kialakított közgazdász képzés jelent. Az intézmény számos jeles tudóst és szakembert adott az eltelt fél évszázad alatt a hazai agrárfejlődés megalapozásához.

A gödöllői közgazdász képzés folyamatában néhány dátum mindenképpen figyelmet érdemel. Ilyen 1969, amikor megindult az oktatás az üzemszervező szakon. A Gazdaság- és Társadalomtudományi Kar 1987-ben került megalapításra, akkor még Társadalomtudományi Kar néven, amely vállalatgazdasági agrármérnököket, üzemmérnököket, mérnök tanárokat, műszaki tanárokat, mezőgazdasági szakokat bocsátott ki. A megváltozó körülményeknek és követelményeknek megfelelően a képzés súlya a kezdeti vállalatgazdasági agrármérnök képzésről folyamatosan áthelyeződött a mezőgazdasághoz egyre kevésbé kötődő humán és közgazdasági területekre. Ennek megfelelően megnövekedett a marketing, pénzügy, közgazdaságtan, emberi erőforrások, európai uniós tanulmányok, vidék- és térségfejlesztés szerepe a képzésben. Napjainkban a kar a Szent István Egyetem legtöbb diákot oktató egysége, amely a folyamatosan átalakuló felsőoktatás olykor zilált viszonyai között az intézmény egészében is stabilizáló szerepet tölt be. Ez csak úgy következhetett be, hogy a képzési szerkezet jelentősen átalakult az elmúlt két évtizedben. A GTK mai célja olyan gyakorlati ismeretek átadása, amely a nemzetközi szinten, különösen az Európai Unió országaiban is használható tudást kínál a hallgatóknak úgy a gazdasági élet, mint a kormányzati adminisztráció szinte minden területén. Mind a múlt, mind a kar küldetése megjelent a konferencia témaköreinek kiválasztásában is. A kar fő célkitűzése a korszerű, a gyakorlatban hasznosítható ismeretek átadása, olyan szintű elméleti és gyakorlati tudással ellátott szakemberek képzése, akik a világ gazdaságának, ezen belül különösen az EU elvárásainak, pályázati lehetőségeinek, gazdaságfejlesztési irányainak is megfelelően, a gazdasági élet szinte valamennyi területén járatosak lesznek. A konferencia témaköreinek megválasztásával cél volt a Kar oktatási és kutatási spektrumának, széles hazai és nemzetközi kapcsolatrendszerének bemutatása, amelyben a kar tevékenységét folytatja.

A konferencia a fent megfogalmazott alapelvek köré szerveződött. A plenáris ülés *Göncz Árpád* volt köztársasági elnök, az Agrártudományi Egyetem hajdani hallgatója üdvözlő beszédének felolvasásával kezdődött. Ebben úgy fogalmazott, hogy „Az elmúlt ötven év – különösen a rendszerváltás – sok változást hozott, átalakította a felsőoktatást is. A kis egyetemek, főiskolák terebélyes méretű intézményekké egyesültek, a diákság megszaporozódott, átvettük az Európai Unió egységes felsőoktatási rendszerét. Ebben a folyamatban egyetemek és tudományok vesztek teret és emelkedtek fel. A gödöllői Szent István Egyetem jól teljesített, s ebben meghatározó szerepe volt a Gazdaság- és Társadalomtudományi Karnak.”

A nemzetközi tudományos konferencián Nepáltól Indián át az Egyesült Államokig, Oroszországtól a Közép-európai országokon át a Dél-Afrikai Köztársaságig tizenhárom ország képviseltette magát. 17 szekcióban 143 előadás hangzott el, amelyből 6 angol nyelvű szekció volt, valamint 30 cikket jelenítettek meg a szerzők a poszter szekcióban. Az idegen nyelvű közlemények száma 75 volt. A résztvevők 17 hazai, 16 külföldi felsőoktatási, továbbá kutató és egyéb intézményeket képviseltek. A külföldiek közül az indiaiak, a csehek, a szlovákok és a lengyelek érkeztek nagyobb küldöttséggel, akik közül az utóbbiak a hazai tudomány képviselőivel együtt a visegrádi szekcióban vitatták meg a régiót érintő kutatási eredményeiket, illetve az indiai résztvevők az indiai-magyar szekcióban vettek részt.

A szekciók között – a teljesség igénye nélkül – megtalálhatók voltak az EU agrárpolitikájával, a Visegrádi országok agrárgazdaságának helyzetével, a földhasználattal és gazdaság szerkezettel foglalkozó szekciók. Nagy hangsúlyt képviselt és ezért két szekcióban foglalkoztak a fenntarthatóság és versenyképesség, valamint szintén két szekcióban a mezőgazdasági termelés ökonómiájával a konferencia résztvevői. Az elhangzott előadások foglalkoztak az agrárgazdaság fenntarthatóságának makro- és mikro gazdasági dilemmáival, régiók

példáján is bemutatva a fenntarthatóság elemeit, a vidéki versenyképesség és a hatályos EU támogatások közötti összefüggésekkel, a vidék népesség megtartó-képességének elemeivel, a mezőgazdálkodási formák térségeken, régiókon belüli változásával, vagy akár az alternatív energiaforrások és a vidék közti kapcsolattal.

Az előadások jó áttekintést adtak a hazai és nemzetközi agrárközgazdaság, vidékfejlesztés, a fenntarthatóság és versenyképesség kérdései mellett az értékesítés, innováció, tudásmenedzsment, pénzügy fontosabb területeiről is. Az egyes szekciók elnöki tisztjét elismert hazai és külföldi kutatók töltötték be. A konferencia a Gazdaság- és Társadalomtudományi Karon az 1990-es években elkezdett konferencia sorozat méltó folytatása volt.

Dr. Villányi László  
dékán

Dr. Takácsné dr. György Katalin  
a szervező bizottság elnöke

## KÖLCSÖNHATÁSOK A TALAJ-NÖVÉNY RENDSZERBEN

Összefoglaló a "7<sup>th</sup> ALPS-ADRIA SCIENTIFIC WORKSHOP" tudományos rendezvényről

A Magyar Tudományos Akadémia Agrártudományok Osztályának három bizottsága – a Növénytermesztési-, a Növényvédelmi-, és a Talajtani és Agrokémiai Bizottság – által védnökölt hetedik Alpok-Adria Tudományos Tanácskozásra 2007. április 28. és május 3. között a szlovákiai Stará Lesnán került sor. A konferencia témája: "Soil-plant interrelations", vagyis a talaj-növény rendszer kölcsönhatása volt.

A csaknem évtizedes hagyományon alapuló tanácskozás újra egy tudományosan igen aktualitás témakört vitatott meg, jelentős nemzetközi és hazai részvétellel. A tanácskozáson 437 regisztrált résztvevő jelent meg, 31 ország képviselőjében, és ezzel rekordot döntött a nemzetközi konferencia sorozat eddigi történetében.

Igen sokrétűek a talaj-növény rendszer kölcsönhatásai. A világ bármely ökoszisztémája e kölcsönhatásokon alapul, illetve életciklusai ezeknek részét képezik. A növényi életet alapvetően meghatározzák a talaj tulajdonságai és folyamatai, de ugyanakkor a talaj is folyamatosan a növényi élet közvetett vagy közvetlen hatásainak van kitéve. A talaj-növény kölcsönhatások igen nagyszámú vertikális rendszert alkotnak, amelyek lehetnek szinergisták, antagonisták, vagy koevizisztensek. A tudományos tanácskozás célja lényegében e rendszerek és folyamatok áttekintése volt. A plenáris előadásokon és több különböző szekcióban kerültek bemutatásra a témával kapcsolatos legújabb kutatási eredmények, irányvonalak és megoldási javaslatok.

Prof. Dr. Igor Túnyi, a Szlovák Tudományos Akadémia elnökségének tagja nyitotta meg a konferenciát. A plenáris ülésen, amelyet Banczerowskiné Pelyhe Ilona elnökölt három key note előadás hangzott el; Vlasta Štekauerová a Szlovák Tudományos Akadémia intézetigazgatója, Németh Tamás az MTA Agrártudományok Osztályának elnökhelyettese, és Vlado Kovašević professzor, a konferencia tudományos tanácsának tagja foglalták össze gondolataikat a tanácskozással kapcsolatban. A plenáris tudományos előadást Várallyay György és Jolánkai Márton „Soil-plant interrelations” címmel tartották.

Hét tematikus körben 13 előadási és 4 poszter szekció adott keretet az igen nagyszámú tudományos munka bemutatásának. A „Water” 1–2 szekciókban, amelyek vezetését Hamid Custović és Vlasta Štekauerová látta el a talaj-növény kapcsolatok hidroszféra rendszerének kérdéskörét tekintették át. A Prokisch József, Milan Mesič és Zdenko Lončarić által elnökölt „Soil” 1-2-3 szekciók a talajok és a termőhelyek anyagforgalmi kérdéseivel, valamint folyamataival foglalkozott. A „Nutrients” 1–2–3 szekciókat Tóth Zoltán, Desimir Knežević és Kismányoky Tamás vezette. E szekció fogta össze a növénytáplálás és tápanyagutánpótlás kérdéseit. A Bence Szilvia és Takácsné Hájos Mária által vezetett „Plant” 1–2 szekciók egy igen széles terület – a növénytermesztés és a kertészet – agrotechnikai problémakörét vizsgálta. Az „Food and fodder” 1–2 szekciókban Marko Josipović és Václav Hejnák irányításával áttekintették a tápláléklánccal kapcsolatos igen fontos területet. A Fodor László és Ivica Kisić által elnökölt „Agronomy” 1–2 szekciók egyrészt a növénytermesztés, másrészt a növényvédelem területén végzett kutatások eredményeit foglalta össze. A talajművelés, a földhasználat és a tájgazdálkodás kérdéskörének előadásaira a „Land use” szekciókban került sor, amelyek elnökletét Takácsné György Katalin, Percze Attila és Pálmai Ottó látták el.

A négy poszter szekcióban (Nádasy Miklós, Ruzica Lončarić /1/, Blaženka Bertić, Rátónyi Tamás /2/, Schmidt Rezső, Danijel Jug /3/, Hoyk Edit és Kuti Csaba elnökletével) mintegy 400 tudományos dolgozat bemutatására került sor. A poszterek bemutatása komoly szakmai élményt jelentett a résztvevőknek. A konferencia szervező bizottsága – bátorítandó a poszterbemutatókat – eltérően a helytelen nemzetközi gyakorlattól, nem diszkriminálta a tablón bemutatott anyagokat, azokat az előadásokkal egyenértékűnek ismerte el, és egyidejűleg megkülönböztetés nélkül publikálta a konferencia kiadványában. Az utóbbi évek hagyományának megfelelően a konferencia Hidvégi Szilvia által szerkesztett proceedings kötetének kiadása és gondozása a Cereal Research Communications nemzetközi tudományos folyóirat 2008. évi Supplementum lapszámában történt. A dinamikus növekvő IF értékű referált nemzetközi tudományos folyóirat (az ismertetés nyomdábaadásakor került nyilvánosságra a konferencia kötetet gondozó CRC Philadelphia IF értéke – 1.19) nagyban hozzájárul a fiatal tudós generáció munkájának nemzetközi megismertetéséhez.

Rangos és ösztönző elismerése volt a tudományos kutatómunkának a Magyar Tudományos Akadémia által adományozott poszter díj, amellyel a Tudományos Tanács a legjobb színvonalú és leginformatívabb posztereket jutalmazza hagyományosan. Az első díjat a Rakonczai János, Bozsó Gábor, Margóczi Katalin, Barna Gyöngyi, Pál-Molnár Elemér szerzői kollektíva, a két második díjat a Dubravka Dujmović-Purgar, Zoran Sindrak, Ales Vokurka, Jurica Primorac, Snježana Bolarić, valamint a Pavla Pekarova, Michal Sebin, Jan Pekar, Milan Ondrejka, Pavol Miklanek kutatói csoportok, a három harmadik díjat pedig a Boris Đurđević, Miroslav Lisjak, Miro Stosić, Meri Engler, Brigita Popović, és a Pető Ákos, Barczy Attila, Joó Katalin és Grónás Viktor továbbá a Micskei Györgyi, Takács Nóra, Quoc Lap Dang és Berzsenyi Zoltán szerzőtársak kapták.



*1. ábra* Stará Lesná, a Szlovák Tudományos Akadémia kongresszusi központja a Magas Tátrában  
Figure 1. Stará Lesná, the Congress Center of The Slovakian Academy of Sciences in the High Tatras

A tudományos tanácskozásnak a szlovákiai Stará Lesná akadémiai kongresszusi központja adott otthont. A magas Tátra festői környezete, a Szepesség történelmi tájai, valamint a házigazdák vendégszeretete méltó körülményeket biztosított a rendezvényhez, amelynek okán külön elismeréssel kell adózni a vendéglátók fő szervezője, Viliam Nagy professzor úr állhatatos, kemény munkájának, zseniális és felülmúlhatatlan szervező tehetségének. Az Alpok-Adria tudományos tanácskozások hagyományaihoz híven a tanácskozás szervezői közös, a kapcsolatokat erősítő ünnepi vacsorával, illetve szakmai és kulturális kirándulással zárták a konferenciát.

DR. JOLÁNKAI MÁRTON  
Szent István Egyetem, Gödöllő



## RÖVID BESZÁMOLÓ A III. MAGYAR TÁJÖKOLÓGIAI KONFERENCIÁRÓL

(Budapest, 2008. május 8–10.)

A 2004-es sziráki, illetve 2006-os debreceni I. és II. Magyar Tájökológiai Konferencia után, idén Budapestre került a rendezvény, amelynek a megszervezését a Budapesti Corvinus Egyetem, Tájvédelmi és Tájrehabilitációs Tanszéke vállalta magára.

A konferencia festői környezetben a budai hegyekben került megrendezésre május 8–10-e között.

Az esemény hivatalos honlapján közzétettek szerint a konferencia célja az volt „*hogyan lehetőséget biztosítson a tájökológiai kutatásokkal, illetve azok gyakorlati alkalmazásával foglalkozó számos szakterület szakembereinek, a témával kapcsolatos legújabb eredményeik bemutatására és más szakterületek kutatási eredményeinek megismerésére.*”

A tanácskozás – a megszokott foratókönyveket követve – 4 plenáris előadással kezdődött, amelyeken Vida Gábor (akadémikus) a globális ökológia kihívásairól, Miklós László (prof., RNDr) a Kárpát-medence környezetvédelmi feltételeiről, Csémez Attila (MTA doktora) a tájépítészet és tájökológia hazai összefüggérendszeréről, míg Dr. Tóth Albert (Mezőtúr) a Tisza-völgyének tájökológiai karakteréről ejtett szót.

A konferencia további programja az alábbi szekciókba tagolódva folytatódott:

1. szekció – Tájökológia, az interdiszciplináris tudomány
2. szekció – Tájökológiai kutatások a települési és térségi tájvédelemben
3. szekció – Tájvédelmi kutatások és tervezési módszerek
4. szekció – Tájökológiai kutatások a földtudományokban
5. szekció – Vizek és vizes élőhelyek kutatása
6. szekció – Tájléptékű vegetációkutatás
7. szekció – Tájökológiai kutatások az agrár- és erdőtájban
8. szekció – Tájképvédelem, Tájváltozás

További információ, illetve a konferencia programfüzete letölthető a <http://tajokologia3.fw.hu/> honlapról.

PETŐ ÁKOS  
Szent István Egyetem

**15<sup>TH</sup> INTERNATIONAL CONGRESS OF ISCO ON „SOIL AND WATER  
CONSERVATION, CLIMATE CHANGE AND ENVIRONMENTAL SENSITIVITY”**

The fifteenth congress of the International Soil Conservation Organization (ISCO) on soil and water conservation and management was held this year in Budapest between the 18<sup>th</sup> and 23<sup>rd</sup> of May.

The scope of the event is expressed in its informal title: „*Soil and Water Conservation, Climate Change and Environmental Sensitivity*”. According to the above mentioned topics, following sessions were on display during the conference:

**Topic 1 Climate change and environmental sensitivity**

- Climate change and land degradation
- Climate change and desertification in different environments
- Environmentally sensitive areas and their management

**Topic 2 Land use change**

- The role of land use change in soil degradation
- Deforestation, afforestation and forest fires

**Topic 3 Water management**

- Floods and their control
- Groundwater and its modelling
- Soil moisture dynamics
- Water management strategies
- Watershed management
- Water balance modelling

**Topic 4 Soil erosion**

- Measurement and modelling of soil erosion processes
- Gully erosion – forms and processes
- Wind erosion and its control
- Protection against water and wind erosion
- Mass movements

**Topic 5 Salinization**

- The role of environmental factors in salinization
- Secondary salinization
- Management of saline areas

**Topic 6 Desertification**

- Desertification processes in different environments
- Desertification indicators
- Desertification control

**Topic 7 Other land degradation processes**

- Extreme acidity
- Soil compaction
- Soil crusting

**Topic 8 Soil rehabilitation and management**

- Rehabilitation of degraded soils
- Management of degraded areas
- Farming techniques and productivity

**Topic 9 Socio-economic aspects of land degradation**

- Land degradation in the 3<sup>rd</sup> world
- Future of degraded areas
- Economic aspects of land degradation processes
- Economic aspects of control measures

**Topic 10 Legislative and institutional aspects of soil and water conservation**

- Legislative and legal problems
- Institutional organization of water and soil conservation
- Farming systems and soil and water conservation
- Training and research

(source: [www.isco2008.com](http://www.isco2008.com))

## TALAJTANI VÁNDORGYŰLÉS – 2008

A Magyar Talajtani Társaság, a Magyar Tudományos Akadémia Talajtani és Agrokémiai Bizottsága és a Nyíregyházi Főiskola 2008. május 28–29-én Talajtani Vándorgyűlést rendezett Nyíregyházán. A vándorgyűlés témája: „Talaj, víz, környezet”.

A vándorgyűlésen bemutatott poszterek és elhangzott előadások a következő témakörökből kerültek ismertetésre:

- hidrológiai viszonyok és a talajképződés,
- a talajok vízháztartásának változásai és hatásai,
- a talajok szerepe az agrár-környezetgazdálkodásban,
- a fenti témákhoz kapcsolódó talajdegradációt és talajvédelmet érintő szakmai kérdések.

A szervezőbizottság tagjai:

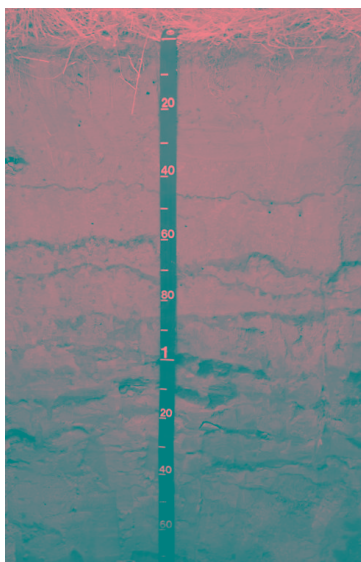
**Elnök:** Prof. Dr. Simon László

**Titkár:** Pappné Garai Anett (Nyíregyházi Főiskola Tájgazdálkodási és Vidékfejlesztési Tanszék)

**Tagok:** Dr. Bidló András, Dr. Dorka Dénes, Makádi Mariann, Prof. Dr. Michéli Erika, László Péter, Szabóné Kele Gabriella, Dr. Varga Csaba.

**A tudományos bizottság tagjai:** Prof. Dr. Stefanovits Pál, Prof. Dr. Várallyay György, Prof. Dr. Németh Tamás, Prof. Dr. Máthé Ferenc, Prof. Dr. Michéli Erika, Prof. Dr. Simon László, Szabóné Kele Gabriella, Dr. Bidló András

Az első nap került sor az előadások és a poszterek bemutatására. A második napon a résztvevők megismerkedhettek a térség jellegzetes talajtípusaival, pl. a kovárványos barna erdőtalajjal (1. ábra), de alkalmuk nyílt megtekinteni a Westsik vetésforgó 1929-ben beállított tartamkísérletét és a Tarpai Nagyhegyen kialakított tanösvényt is



1. ábra Kovárványos barna erdőtalaj Nyíregyháza határában (Centeri Cs.®)  
 Figure 1. The so called „kovárvány” brown forest soil (Lamelllic Arenosol)  
 in the outskirts of Nyíregyháza (Cs. Centeri®)

A vándorgyűlésen elhangzott poszterek és előadások anyagát a Talajvédelem című lektorált folyóiratban tervezik megjelentetni a szervezők.

DR. CENTERI CSABA  
 Szent István Egyetem, Gödöllő

ÖSSZEFOGLALÓ A NEMZETKÖZI FENNTARTHATÓ MEZŐGAZDASÁGI  
GAZDÁLKODÁS KONFERENCIÁRÓL – (TEMESVÁR, ROMÁNIA)  
INTERNATIONAL SCIENTIFIC SYMPOSIUM, MANAGEMENT OF DURABLE  
RURAL DEVELOPMENT (TIMISORA, ROMANIA)

A konferencia 2008. május 15-16-án került megrendezésre Temesváron a Banat's University of Agricultural Sciences and Veterinary Medicine Timisoara Egyetem Faculty of Farm Management karának szervezésében.

A konferencia az alábbi szekciókba szerveződött:

Agricultural Management, Marketing and Consultancy  
Rural Tourism  
Economy and Rural Development  
Agricultura financ, Accounting and Legislation

A résztvevők Romániából, Szerbiából, Csehországból, Magyarországról, Horvátországból, Norvégiából, Németországból érkeztek.

A jelentkezők igen nagy száma miatt a jelentkezők angol nyelvű cikkei alapján előadás és poszter részlege egyaránt volt a szekcióknak.

Az előadások igen széles vertikumát fedték le a kelet-közép európai fenntartható mezőgazdasággal foglalkozó szakembereket foglalkoztató kérdéseknek. Igen sok előadás témája volt a csatlakozás, a 2007–2013-as EU-s vidékfejlesztési program, valamint a támogatási források, támogatási mechanizmusok alkalmazhatóságának lehetőségei, nehézségei, valamint a közép-kelet európai tagállamok érdekvérvényesítési potenciája Unió vidékfejlesztési politikában.

Hazánkat a Szegedi Tudomány Egyetem, Szent István Egyetem, Kecskeméti Főiskola, Budapest Gazdasági Főiskola, Pécsi Tudomány Egyetem, Pázmány Péter Katolikus Egyetem, Corvinus Egyetem 36 kutatója, oktatója és PhD hallgatója képviselte.

A konferencia résztvevőinek lehetősége nyílt a *Lucrări Științifice* folyóiratban a poszter és szóbeli előadásai eredményeit megjelentetni. A kiadó a temesvári AGROPRINT Publishing House volt. A kötet ISSN száma: 1453-1410.

DR. VONA MÁRTON  
Szent István Egyetem