IDŐJÁRÁS

AZ ORSZÁGOS METEOROLÓGIAI SZOLGÁLAT FOLYÓIRATA
90. ÉVF. ★ 2—3. SZÁM ★ 1986. MÁRCIUS—JÚNIUS

ÖSSZEVONT SZÁM

A LÉGKÖRI SAVAS ÜLEPEDÉS OKAI ÉS KÖVETKEZMÉNYEI

SPECIAL ISSUE

CAUSES AND CONSEQUENCES OF ATMOSPHERIC ACID DEPOSITIONS

JOURNAL OF THE HUNGARIAN METEOROLOGICAL SERVICE

VOL. 90. ★ NO 2—3. ★ MARCH—JUNE 1986 ★ BUDAPEST

IDŐJÁRÁS

Az Országos Meteorológiai Szolgálat folyóirata
Journal of the Hungarian Meteorological Service

SZERKESZTŐ BIZOTTSÁG – EDITORIAL BOARD

AMBRÓZY P. (Budapest)
ANTAL E. (Budapest)
BENGTSSON, L. (Reading)
BÖHME, W. (Potsdam)
BUDYKO, M. I. (Leningrad)
FISHER, B. (Leatherhead)
GEORGII, H.–W. (Frankfurt a. M.)
GÖTZ G. (Budapest)
GULYÁS O. (Budapest)
HAMAN, K. (Warsaw)
HUSAR, R. (St. Louis, Missouri)
KAPOVITS A. (Budapest)
KONDRATYEV, K.YA. (Leningrad)
MAJOR GY. (Budapest)
MESINGER, F. (Beograd)
MILOSHEV, G. (Sofia)
PRÁGER T. (Budapest)
PRUPPACHER, H. R. (Mainz)
RÁKÓCZI F. (Budapest)
RENOUX, A. (Paris-Créteil)
ŠAMAJ, F. (Bratislava)
SPÄNKUCH, D. (Potsdam)
STAROSOLSZKY Ö. (Budapest)
SZEPESI D. (Budapest)
TAYLOR, F. W. (Oxford)
TÄNCZER T. (Budapest)
VARGA-HASZONITS Z. (Budapest)
VITEK, V. (Praha)
WHELPDALE, D. M. (Downsview, Ont.)
WIRTH E. (Pécs)

Elnök – Chairman of the Editorial Board:
MÉSZÁROS ERNŐ (Budapest)
Szerkesztő – Editor:
SZEPESINÉ LŐRINCZ ANNA (Budapest)

Szerkesztőség: 1525 Budapest, Postafiók 38.
Előfizetés: 1 évre 300 Ft. Megrendelhető: Az Országos Meteorológiai Szolgálat Pénzügyi Osztályán Budapest, 1024 Kitaibel Pál utca 1. Levélcím: 1525 Budapest, Pf. 38. Megjelenik kéthavonként.
Egyes szám ára 50 Ft

Editorial Office: H-1525 Budapest P. O. B. 38. This journal, published bimonthly can be purchased from the distributor: KULTURA, H-1389 Budapest P. O. B. 149
The actual subscription rate is determined by the distributor

IDŐJÁRÁS

Az Országos Meteorológiai Szolgálat folyóirata. 90. évf. 2–3. szám. 1986. március–június
Journal of the Hungarian Meteorological Service, Vol. 90. No 2–3. March–June 1986 Budapest

TARTALOM

Mészáros Ernő: Előszó 65
Láng István: Elnöki megnyitó az 1985. november 21–22-i Meteorológiai Tudományos Napok előadás-sorozatán.. 67
Mészáros Ernő: A légköri savas ülepedés 69
Bede Gábor–Gács Iván: Hazai forrásokból származó kén-dioxid és nitrogén-oxid emissziók jelenlegi és várható értékei 77
Donáth Béla: A kén-dioxid és a nitrogén-oxid emisszió csökkentésének lehetőségei Magyarországon 84
Szepesi Dezső: Savas anyagok nagyléptékű transzmisszió ja Európában 89
Fekete Katalin: A savas eső országos modellje 103
Haszpra László: A légköri salétromsav képződésének numerikus modellezése.. 115
Mészáros Ágnes: Szulfátionok képződése légköri koromrészecskék felületén 122
Popovics Mária–Szepesi Dezső–Horváth László: A levegő- és csapadékminőség területi és időbeli változása Európában 131
Horváth László–Mészáros Ernő: Savas ülepedés Magyarországon 143
Jakucs Pál: A légköri eredetű savasodás hatása a természetes élővilágra 150
Somlyódy László–Zotter Katalin: A savas csapadék várható hatása vizeink minőségének alakulására 159
Várallyay György–Rédly Lászlóné–Murányi Attila: A légköri savas ülepedés hatása a talajra Magyarországon 169
Solymos Rezső: Erdeink egészsége és a savas ülepedés 181

CONTENTS

Mészáros, E.: Editorial 65
Láng, I.: Opening address for the sessions of the Meteorological Scientific Days, held in November 21–22, 1985 67
Mészáros, E.: Atmospheric acid deposition 69
Bede, G.–Gács, I.: Present and future SO_2 and NO_x eimssions from sources in Hungary 77
Donáth, B.: Possibilities of the reduction of SO_2 and NO_x emissions in Hungary 84
Szepesi, D.: Long-range transmission of acid pollutants in Europe 89
Fekete, K.: Simulation of acid deposition on a regional scale 103
Haszpra, L.: Numerical modeling of the production of atmospheric nitric acid 115
Mészáros, Á.: Sulfate formation on elemental carbon particles 122
Popovics, M.–Szepesi, D.–Horváth, L.: Territorial and temporal variations of air and precipitation quality for Europe 131
Horváth, L.–Mészáros, E.: Acid deposition in Hungary 143
Jakucs, P.: The impact of atmospheric acidification on living organisms 150
Somlyódy, L.–Zotter, K.: The expected effects of acid precipitation on the quality of water resources in Hungary 159
Várallyay, Gy.–Rédly, L.–Murányi, A.: The influence of acid deposition on soils in Hungary 169
Solymos, R.: The health of Hungarian forests and the acid deposition..... 181

IDŐJÁRÁS

Az Országos Meteorológiai Szolgálat folyóirata. 90. évf. 2–3. szám, 1986. március–június
Journal of Hungarian Meteorological Service, Vol. 90. No 2–3. March–June 1986. Budapest

ELŐSZÓ

Folyóiratunk jelen kettős száma az MTA Föld- és Bányászati Tudományok Osztályának Meteorológiai Tudományos Bizottsága és az Országos Meteorológiai Szolgálat által 1985 novemberében rendezett Meteorológiai Tudományos Napok ülésein a légköri savas ülepedés okairól és következményeiről elhangzott előadássorozat anyagát tartalmazza. Tekintve a kérdéskör komplex voltát az előadások nem csak a légköri savas ülepedés kialakulásával, mérésével és numerikus modellezésével, hanem a savas légszennyező anyagok kibocsátásával és hatásaival is foglalkoztak. Folyóiratunk az összes elhangzott előadás anyagát közli. Összevont számukból így a savas ülepedéssel kapcsolatos minden kérdésről felvilágosítást nyerhet az olvasó. Jelen kötet ezért nem csak meteorológusoknak, hanem minden érintett szakembernek, így környezetvédelmi mérnököknek, biológusoknak, hidrológusoknak, talajkémikusoknak és erdészeknek ajánljuk.

Mészáros Ernő
a Szerkesztő Bizottság elnöke

EDITORIAL

The present special issue of the IDŐJÁRÁS contains the lectures on the causes and consequences of the atmospheric acid depositions, presented at the Meteorological Scientific Days in November, 1985, organized by both the Scientific Commission on Meteorology of the Department of Earth Sciences and Mining of the Hungarian Academy of Sciences as well as the Meteorological Service of Hungary. Considering the complexity of the problem the lectures dealt not only with the formation, measurement and numerical modeling of atmospheric acid depositions, but also with the emission and effects of acidifying pollutants. In this special issue all the lectures presented are published. In this way, the Hungarian readers become aquainted with all the questions related to acid deposition. Our foreign readers are encouraged to contact the authors directly for obtaining details which can not be found in the English summaries. This volume is recommended not only to meteorologists but also to engineers and scientists interested in acidification of our environment.

E. Mészáros
Chairman of the Editorial Board

IDŐJÁRÁS

Az Országos Meteorológiai Szolgálat folyóirata. 90. évf. 2–3. szám, 1986. március–június
Journal of Hungarian Meteorological Service, Vol. 90. No 2–3. March–June 1986. Budapest

Megnyitó az 1985. november 21—22-i Meteorológiai Tudományos Napok előadás-sorozatán

Megtiszteltetésnek tartom a felkérést, hogy a mai tanácskozás megnyitásaként mondjak néhány gondolatot a légköri savas ülepedés okai és következményei c. témakörrel kapcsolatban.

Először is azt kell kiemelni, hogy rendkívül aktuális a témaválasztás. Nagyon jó, hogy megfelelő áttekintésre kerül ma és holnap sor. Üdvözölni tudom azt a gondolatot, hogy a problémát, a feladatot a maga komplex egészében tűzik vitára, kezdve az emisszió kérdéseitől a savas ülepedés környezeti hatásáig, beleértve a biológiai és korróziós hatásokat is. Azt hiszem, ez a komplex szemlélet az, amely cselekvéseinket a jövőben befolyásolni fogja; hiszem, hogy ebben az irányban kell a továbbiakban is előremennünk.

A környezetszennyeződés jelentős mértékben módosítja a légkör összetételét, valamint a földi és a vízi ökoszisztémák számára oly fontos légköri ülepedést. A szén-dioxidnak nagyobb mértékű levegőbe kerülése különböző gondokat okoz. Világszerte felerősödtek azok az irányzatok, amelyek erre felfigyeltek. Egyébként teljes joggal meghúzták helyenként a vészharangokat is. A kormányokat abba a helyzetbe hozták, hogy komolyan gondolják végig rövidebb és hosszabb távú cselekvési programjukat ezeknek a gondolatoknak figyelembe vételével. Utalni szeretnék arra a felvetésre is, amelyet az ún. globális felmelegedés kérdéseként emlegetnek, amely végső soron szintén ezekkel a tényezőkkel kapcsolatos. Az utóbbi esztendőben világszerte több elemző tanulmány jelent meg a globális felmelegedés kérdéseiről, érvek és ellenérvek hangzottak el. Úgy vélem, nekünk magyaroknak különösen nagy gondossággal kell ezeket a munkákat figyelemmel kísérni. Amennyiben ilyen tendencia valóban kialakul, akkor a mi sajátos természeti adottságaink következtében valószínűleg hamarabb a sérülékeny országok csoportjába fogunk tartozni. Ez a felmelegedési tendencia ugyanis nem is annyira a hőmérséklet, mint inkább a csapadék eloszlás következtében hozhatja kritikus helyzetbe a magyar mezőgazdaságot. Figyelemmel kell kísérnünk ezeket a munkákat, hiszen megfelelő adaptív stratégiák kidolgozása válhat szükségessé.

Visszatérve a mai és holnapi tanácskozás főbb problémaköréhez, úgy gondolom, megállapíthatjuk, hogy a savas esőknek nevezett jelenség tulajdonképpen nem új. Irodalmi hivatkozások már a múlt században is találhatók erről. Igaz, hogy az utolsó évtizedben halmozódtak fel és váltak világossá elsősorban azok az adatok, tények, károsodások, amelyek nagyon alapos gondolkodásra késztettek mindenkit. Európa különösen nehéz helyzetbe került. Közép-Európa több országában, NSZK-ban, NDK-ban, Lengyelor-

ságban, Csehszlovákiában elsősorban, valamint Belgiumban az erdőpusztulás méretei jelentőssé, a korróziós problémák és a humánegészségügyi kérdések akuttá váltak. Nem véletlen, hogy ezekkel a kérdésekkel az Európai Gazdasági Bizottság illetékes környezetvédelmi fórumain évek óta foglalkoznak. Megnyugtató számunkra és egy kicsit a Helsinki Záróokmány végrehajtásának is az eredménye, hogy ezen a területen nemzetközi megállapodások születtek. A megállapodások korlátozni óhajtják a veszély továbbterjedését, csökkentéseket irányoznak elő. Hazánk szintén csatlakozott ezekhez a csökkentési megállapodásokhoz. Egy évvel ezelőtt vált szükségessé, hogy Magyarországon is pontosabb képet alkossunk magáról a jelenségről és hatásairól. Akkor született az a döntés, hogy az Országos Környezet és Természetvédelmi Hivatal elnöke, illetve a Magyar Tudományos Akadémia elnöke együttes bizottságot hozzon létre, amelynek az a feladata, hogy a magyar környezet savasodásával kapcsolatos helyzetet feltárja és javaslatokat dolgozzon ki a kormány számára. A munka végéhez közeledik, a jelentés első változata elkészült, hamarosan szélesebb-körű szakmai vitára kerül. Bízom abban, hogy hozzá fog járulni majd a következő időszak hazai környezetvédelmi koncepciójának, cselekvési programjának konkretizálásához, módosításához, az ennek megfelelő tényszerű cselekvéshez.

A Meteorológiai Tudományos Napok c. rendezvény keretében elhangzó előadások a kibocsátástól a környezeti hatásig teljes képet igyekeznek felrajzolni, segítik azt, hogy a következő ötéves tervidőszakban végrehajtandó nagyobbszabású környezetvédelmi kutatási programjainkban ez a kérdéscsoport kellő súlyt kapjon. Meggyőződésem, akárcsak sokaknak a jelenlévők között, hogy az országnak feltétlenül szüksége van jól meghatározott, alaposan átgondolt és a jövő problémáit megközelítő, azoknak elébemenő környezetvédelmi kutatási programra, amely a következő időszak, a 90-es évek környezetvédelmi kormányzati politikájának tudományos megalapozását szolgálja. Szeretném kifejezni azt a reményemet és meggyőződésemet, hogy a tanácskozás eredményes lesz és hozzá fog járulni ismereteink megvitatásához, elterjesztéséhez és a megfelelő következtetések levonásához. Kívánok eredményes tanácskozást. Köszönöm.

Láng István
az MTA rendes tagja, főtitkár

IDŐJÁRÁS

Az Országos Meteorológiai Szolgálat folyóirata. 90. évf. 2—3. szám, 1986. március—június
Journal of Hungarian Meteorological Service, Vol. 90. No 2—3. March—June 1986. Budapest

A légköri savas ülepedés

MÉSZÁROS ERNŐ, *Központi Légkörfizikai Intézet, 1675 Budapest, Pf. 39*

Atmospheric acid deposition. The aim of this paper is to summarize the causes, formation and damages of acid deposition. After presenting the temporal variations of SO_2 and NO_x emissions, the chemical transformation, deposition and transport of acidifying pollutants are briefly discussed. The bases of numerical modeling of the transmission are outlined. Finally, the consequences of the acidification of the environment are enumerated.

⁂

A légköri savas ülepedés. A tanulmány röviden összefoglalja a légköri savas ülepedés okait, kialakulását és káros hatásait. Ismerteti az SO_2 és NO_x emisszió időbeli változását, a kibocsátott savképző anyagok kémiai átalakulását, ülepedését és terjedését. Felvázolja a transzmisszió numerikus modellezésének alapjait. Végül felsorolja a környezet savasodásának következményeit.

⁂

Bevezetés. A savas eső, pontosabban szólva a savas ülepedés korunk egyik legsúlyosabb környezeti problémája. A jelenséget, mint ismeretes, az emberi tevékenység, elsősorban az energiatermelés folyamán a levegőbe kerülő savképző tulajdonságú kén- és nitrogén-oxidok okozzák. Ezek a gázok ugyanis egyrészt a tereptárgyakon, a talajban és a vizekben, másrészt a levegőben és csapadékvízben savakká alakulnak át.

Jelen tanulmány célja a kén- és nitrogén-oxidok emissziójának, átalakulásának, ülepedésének és légköri transzportjának rövid áttekintése, illetve az okozott károk felvázolása. Az egyes kérdések részleteivel, illetve a hazai vonatkozásokkal az e számban közölt tanulmányokból ismerkedhet meg az olvasó.

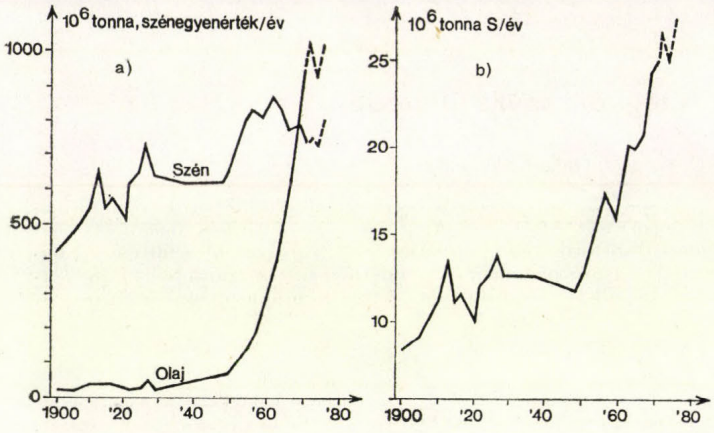
1. Emisszió

A kén-dioxid antropogén emisszióját elsősorban a fosszilis tüzelőanyagok (szén, olaj) elégetése okozza. Ezek az anyagok kis mennyiségben (0,1—1 súly %) ként tartalmaznak, amelynek egy része a tüzelési technikától és egyéb tényezőktől függően kén-dioxid formájában a levegőbe kerül. Viszonylag kisebb egyes ipari folyamatok (olajfinomítás, ércfeldolgozás, kénsavgyártás) kibocsátása. Az emisszió megbecslésében az egyes folyamatokra ún. emisszió faktorokat állapíthatunk meg. Ezek pl. tüzelőanyagok esetén megadják, hogy egységnyi tömegű szén vagy olaj elégetése mekkora kibocsátással jár.

Az *1. ábra Dovland* és *Semb* (1980) alapján az európai szén és olajfogyasztást, illetve a teljes kén-emissziót adja meg. Látható, hogy az ötvenes évektől

az emisszió kb. két és félszeresére emelkedett. Ez az időszak egybeesik a környezet savasodásának időszakával.

A magyar kén kibocsátást az *I. táblázat* alapján ítélhetjük meg. Az adatok 1 lakosra vonatkoznak, így egymással közvetlenül összevethetők. Először sorrendben a hat legjelentősebb európai kibocsátót tűntettük fel, majd a szaggatott vonal alatt az egyik magas emisszióval rendelkező nyugat-európai



1. ábra: Szén- és olajfelhasználás (*a*), valamint kén-emisszió (*b*) Európában 1900 és 1972 között (*Dovland* és *Semb*, 1980)

I. TÁBLÁZAT

Néhány európai ország 1 lakosra jutó kénemissziója Grennfelt (1981) *szerint*

Ország	kg év.fő
NDK	118
Csehszlovákia	103
Magyarország	71
Jugoszlávia	69
Luxemburg	67
Bulgária	57
– – – – – –	
Egyesült Királyság	44
Svédország	34
NSZK	29
Ausztria	29

ország, az Egyesült Királyság következik. Végül a sort három, viszonylag kis relatív emissziójú ország zárja. Látható, hogy Magyarország kibocsátása meglehetősen nagy, kb. két és félszer haladja meg az ausztriai értéket. A magyar emisszió-adat azonban meglehetősen bizonytalan, mint ezt *Bede* és *Gács* (1986) részletesebben kifejti.

A nitrogén-oxid (elsősorban NO) kibocsátás főként a tüzelőanyagok elégetésekor keletkező magas hőmérséklet eredménye. Magas hőmérsékleten ugyanis a levegő nitrogénje oxidálódik. A nitrogén-oxid kibocsátást jelentős mértékben mobil források (autók) hozzák létre. Jóval jelentéktelenebb emissziója van az ipari (pl. salétromsav és műtrágya gyártás) és mezőgazdasági (pl. hulladékégetés) forrásoknak.

A *II. táblázat* az Egyesült Államok nitrogén-oxid kibocsátását tartalmazza 1940 és 1970 között (*Urone*, 1976). Mint az értékekből kitűnik, az emlí-

II. TÁBLÁZAT

Az Egyesült Államok NO_x-kibocsátása 1940 és 1970 között 10^6 tonna/év nitrogénegyenértékben (Urone, *1976*)

Forrás	1940	1950	1960	1970
Stacionárius (tüzelés)	1,0	1,3	1,6	3,0
Közlekedés	1,0	1,6	2,4	3,6
Egyéb	0,3	0,3	0,2	0,3
Σ	2,3	3,2	4,2	6,9

tett harminc év alatt különösen a közlekedési kibocsátás emelkedett meg jelentősen. Összehasonlításképpen közöljük, hogy becsléseink szerint (*Bónis* et al., 1980) a teljes európai antropogén NO_x—N kibocsátás 1970-ben 3,5—8,0 10^6 tonna volt.

2. Kémiai átalakulás

Mint láttuk, jelentős mennyiségű antropogén kén- és nitrogén-oxid kerül a légkörbe. Tekintve, hogy a légkör oxidatív közeg, ezek az anyagok a levegőben oxidálódnak, majd savakká alakulnak át. Az oxidáció oka azonban nem közvetlenül az oxigén, hanem valamilyen szabad gyök, általában hidroxil (OH), vagy hidroperoxil (HO_2). Ezek az elektromos töltéssel nem rendelkező atomok, vagy atomcsoportok igen reakcióképesek, mivel páratlan számú elektront tartalmaznak.

A folyamat lényegének megértése céljából tételezzük fel (részletesebben lásd *Heicklen*, 1976), hogy a fűtés miatt kén-dioxid és nitrogén-monoxid, a közlekedés miatt nitrogén-monoxid és szén-monoxid kerül a levegőbe (az egyszerűség érdekében tekintsünk el a szerves vegyületektől). Ezek az elsődleges szennyezőanyagok számos kémiai átalakuláson mennek keresztül, amelyek lényegét az 1—11 reakcióegyenletek írják le (a * jelölés a gerjesztett állapotra utal):

$$2\,NO + O_2 \Rightarrow 2\,NO_2 \quad (1)$$
$$NO_2 + h\nu \Rightarrow NO + O \quad (2)$$
$$O + O_2 + M \Rightarrow O_3 + M \quad (3)$$
$$O_3 + h\nu \Rightarrow O_2 + O^* \quad (4)$$
$$NO + O_3 \Rightarrow NO_2 + O_2 \quad (5)$$
$$O^* + H_2O \Rightarrow 2\,OH \quad (6)$$
$$CO + OH \Rightarrow CO_2 + H \quad (7)$$
$$H + O_2 + M \Rightarrow HO_2 + M \quad (8)$$
$$NO + HO_2 \Rightarrow NO_2 + OH \quad (9)$$
$$NO_2 + OH \Rightarrow HNO_3 \quad (10)$$
$$SO_2 + 2\,OH \Rightarrow H_2SO_4 \quad (11)$$

A folyamat kulcsa az ózonkeletkezés, amelyet fotókémiai folyamatok segítenek elő. Ehhez azonban NO_2 molekulákra van szükség. Tekintve, hogy az (1)-es reakció igen lassú, a nitrogén-dioxid keletkezést az (5)-ös, illetve a (9)-es reakció gyorsítja fel. Az ózon szerepe azért meghatározó, mivel belőle keletkeznek az OH gyökök, amelyek jelenléte végül is savképződéshez vezet (10. és 11. reakció). A keletkezett salétromsav és kénsav gőz-halmazállapotú. A savmolekulák a vízgőzzel együtt kondenzálódnak és aeroszol részecskéket hoznak létre. A telítettségi gőznyomás értékének különbsége miatt a kénsavgőz teljes egészében, a salétromsavgőz csak részben kondenzálódik. Amennyiben a levegőben ammónia is van, a kondenzálódott kén- és salétromsav cseppecskék részben, vagy egészben semlegesítődnek.

A felvázolt folyamatot hazai méréseink is alátámasztják. Az átalakulásra jellemző szulfát és kén-dioxid koncentráció aránya ugyanis a nyári félévben egyenes arányban van a fotókémiai reakciókat meghatározó napsugárzás intenzitásával (*Mészáros*, 1973). Télen azonban nem kaptunk ilyen összefüggést. Ebben a félévben a szulfát koncentrációja elsősorban az aeroszol részecskék tömegével (és felületével) korrelál (*Mészáros*, 1974). Nem kizárt ezért, hogy a

kén-dioxid átalakulás, adszorpció után a részecskék felületén megy végbe. Újabb vizsgálatok szerint (*Novakov*, 1984) ebben a folyamatban az elemi szén részecskék alapvető szerepet játszanak, mint ezt a részecskék elektronmikroszkópos megfigyelése is valószínűvé teszi (*Mészáros, A.* 1986).

Másik lehetőség, hogy az SO_2 a felhő- és ködcseppekben oxidálódik. Az oxidáns ebben az esetben a levegőből szintén elnyelt ózon, vagy hidrogénperoxid (*Penkett* et al., 1979). Ez utóbbi anyag a (9)-es reakcióval keletkezett HO_2 gyökökből jön létre:

$$HO_2 + HO_2 \Rightarrow H_2O_2 + O_2 \quad (12)$$

$$SO_2 + H_2O_2 \Rightarrow H_2SO_4. \quad (13)$$

A kénsavat alkalikus anyagok részben vagy egészben semlegesíthetik. Amennyiben a felhő vagy köd elpárolog, a szulfát a levegőben aeroszol fázisban marad jelen. Ha a felhőből csapadék hullik, akkor a szulfát nedves ülepedéssel a felszínre kerül.

3. Száraz és nedves ülepedés

Az elsődleges és másodlagos szennyező anyagok száraz és nedves ülepedéssel kerülnek ki a légkörből. A száraz ülepedés alapvető oka a turbulens diffúzió, amely a gázokat és aeroszol részecskéket a felszín közelébe szállítja. Minden felületet vékony lamináris réteg borít. Ezen a rétegen a gázok molekuláris diffúzióval, az aeroszol részecskék Brown-féle mozgással, vagy szedimentációval jutnak át. A nehézségi erő miatti szedimentáció az igen nagy részecskék ülepedését a lamináris réteg fölött is meghatározza.

Az anyagok turbulens fluxusa (F) a következő egyszerű formulával írható le (*Garland*, 1978)

$$F = K \frac{\delta C}{\delta z} \quad (14)$$

ahol K a kicserélődési állandó, C az illető anyag koncentrációja, míg z a magasság. A fluxus tehát úgy határozható meg, hogy a talaj fölött megmérjük a koncentráció gradiensét, illetve a szélsebesség és hőmérséklet függélyes változásából kiszámítjuk K értékét. Az áramlás lefelé irányul, ha a koncentráció kisebb a talaj közvetlen közelében. Feltételezve, hogy ez a fluxus a száraz ülepedéssel (D_{sz}) egyenlő, definiálható egy sebesség dimenziójú szám, amelyet ülepedési sebességnek (v) nevezünk:

$$v = \frac{D_{sz}}{C} \quad (15)$$

Amennyiben a mért ülepedési sebesség értékeit adott felszínre általánosítjuk, akkor D_{sz} értéke a koncentrációból egyszerűen adódik.

Fűfelszín felett végzett megfigyelések szerint (*Garland*, 1978) a kéndioxid száraz ülepedése (kb. 1 cm s^{-1}) gyorsabb, mint a szulfát tartalmú aeroszol részecskéké. Ezt az első pillanatra meglepő eredményt az okozza, hogy egyes talajok (és növények) a kén-dioxidot erősen elnyelik, lecsökkentve így a talajközeli koncentrációt. Másrészt a kondenzációval keletkezett szulfát részecskék sugara kisebb, mint 1 μm, így szedimentációs sebességük elhanyagolható. A nitrogén-oxidok családjából elsősorban a salétromsavgőz száraz ülepedése jelentős (*Huebert*, 1983).

A nedves ülepedés a csapadékvízzel egységnyi területre egységnyi idő

alatt érkező anyagmennyiséget jelenti. Számszerűen értéke a csapadékvízben levő koncentráció és a lehullott vízmennyiség szorzatával egyenlő.

A felhő- és csapadékvízbe az aeroszol részecskék és gázok a következő, ún. kimosódási folyamatok hatására kerülnek. A felhőcseppek aeroszol részecskéken, kondenzációs magvakon keletkeznek. Tekintve, hogy a vízben oldódó anyagok igen aktív kondenzációs magvak, a szulfát és nitrát jelentős része ily módon már a felhőkeletkezés pillanatában a felhővízbe kerül. A felhőelemek ezt követően Brown-féle koagulációval további aeroszol részecskéket fognak el, míg az esőcseppek és hópelyhek a felhő alatt tehetetlenségi okok miatt ütköznek a részecskékkel.

A vízben oldódó gázok a felhő- és csapadékvízben abszorbeálódnak. Az elnyelt kén-dioxid a folyadékban kénsavvá alakul (lásd előző fejezet). Tekintve, hogy a vízben a salétromsav-gőz is elnyelődik, ezek a folyamatok tovább növelik a csapadékvíz savasságát, különösen akkor, ha semlegesítő anyagok (pl. ammónia, karbonátos porrészecskék) nem állnak elegendő mennyiségben rendelkezésre. Európai és hazai vizsgálatok szerint a csapadékvíz savasságát elsősorban a kénvegyületek okozzák (*Horváth* és *Mészáros*, 1986), és a nitrogén-oxidok csak másodlagos szerepet játszanak. Ez utóbbiak emissziója azonban egyrészt az elmúlt években jelentősen emelkedett, másrészt az NO_x, mint láttuk, a kén-dioxid kénsavvá alakításában is fontos szerepet játszik. Kibocsátásának csökkentése ezért igen lényeges a savas esők elleni küzdelemben.

A savas ülepedés vizsgálatának fontos kérdése a száraz és nedves ülepedés arányának meghatározása. Általában azt mondhatjuk, hogy a savas ülepedést források közelében elsősorban a száraz, a forrásoktól távol főleg a nedves ülepedés szabályozza. Közepesen szennyezett területek fölött, mint Magyarországon is (*Horváth* és *Mészáros* 1986), a száraz és nedves ülepedés értéke összehasonlítható nagyságú.

4. Transzmisszió

A kibocsátott szennyező anyagok a forrástól távolodva, a levegőben kémiailag átalakulnak, majd a száraz és nedves ülepedéssel elhagyják a légkört. Az említett folyamatokat együttesen transzmissziónak nevezzük. Adott emissziós- és terepviszonyok esetén a transzmisszió teljes egészében a levegő mozgásától és állapotától, egyszóval a meteorológiai helyzettől függ. A transzmissziót ezért meteorológiai modellekkel írjuk le. Ezek nagy jelentősége az, hogy segítségükkel az emisszió és immisszió (légköri koncentráció) összekapcsolható. Ilyen meteorológiai modellekkel számítható ki a megengedhető emisszió, hogy az ülepedés savassága adott érték alatt maradjon. Azt is kiszámíthatjuk, hogy meghatározott területen honnan származnak a savas anyagok. Végül azt is megbecsülhetjük, hogy a várható energiatermelés, közlekedés és településfejlesztés a környezetre milyen hatással lesz.

A savasságot okozó anyagok napos nagyságrendű tartózkodási idejét figyelembe véve ezek a modellek általában regionális, sőt kontinentális léptékűek. Legismertebb közülük *Eliassen* (1978) kénvegyületekre kidolgozott modellje, amelyet az OECD, az Európai Gazdasági Bizottság (ECE) és az International Institute for Applied System Analysis (Laxenburg, Ausztria) megfelelő programjaiban alkalmaznak.

A modell lényege a következő. Adott nyomásfelületen megfigyelt légáramlással (trajektóriával) egységnyi alapterületű légoszlop mozog együtt,

amelynek magassága a keveredési réteg vastagságával egyenlő. A trajektóriát emisszió-kataszter térképre helyezzük rá, amelyből kivehető, hogy a légoszlopba minden időintervallumban mennyi kéndioxid kerül. Igy a levegő kén-dioxid (C_1) és szulfát (C_2) koncentrációjának időbeli (t) változása a következő lesz:

$$\frac{dC_1}{dt} = \frac{Q}{H} - k_1C_1 - k_2C_1 - k_3C_1 \tag{16}$$

$$\frac{dC_2}{dt} = k_1C_1 - k_4C_2 - k_5C_2, \tag{17}$$

ahol Q az emisszió, H a keveredési rétegvastagság ($\sim$ 1 km), k_1 a $SO_2 \Rightarrow SO_4$ átalakulás sebessége (értéke $3{,}10^{-4}s^{-1}$ körül mozog), k_2 és k_3, illetve k_4 és k_5 a kén-dioxid illetve szulfát időegységnyi fogyása a száraz és a nedves ülepedés miatt. Száraz ülepedésnél $k = v/H$, míg nedves ülepedés esetén k értéke pl. a levegő és csapadékvíz koncentrációjának csapadékhullás alatti változásából becsülhető meg (értéke 10^{-5} s^{-1} nagyságrendű). Mint látjuk, a modell elvileg igen egyszerű. A „k" értékek meghatározása azonban közel sem könnyű.

Nem lezárt kérdés a koncentrációk nedves ülepedéssé történő átszámítása sem. Száraz ülepedés esetén ez egyszerűen a (15)-ös formula segítségével végezhető el. Nedves ülepedésnél erre a célra általában méréseken alapuló regressziós egyenleteket használnak. Ezek azonban csak statisztikus érvényűek. Az említett problémák ellenére a számított *átlagos* kén ülepedési értékek jól megegyeznek a mérési adatokkal. Igy pl. kiszámítható, hogy a Magyarországon leülepedő kén kb. 60%-a külföldi forrásokból származik (lásd: *Szepesi*, 1986).

Hangsúlyoznunk kell, hogy ilyen jellegű modelleket elsősorban kénvegyületekre dolgoztak ki. A nitrogén-oxidok nagyléptékű transzmissziójának matematikai szimulálása a jövő feladatai közé tartozik. Másrészt nyilvánvaló, hogy a kapott kén- és nitrogén ülepedési adatokat hidrogénion ülepedésekké kell átszámolni. Ez utóbbi problémát megkönnyíti az a méréseken alapuló feltételezés, hogy a talajok savassága közvetlenül a kénülepedéssel hozható összefüggésbe (*Ulrich*, 1983).

5. A környezet savasodásának következményei

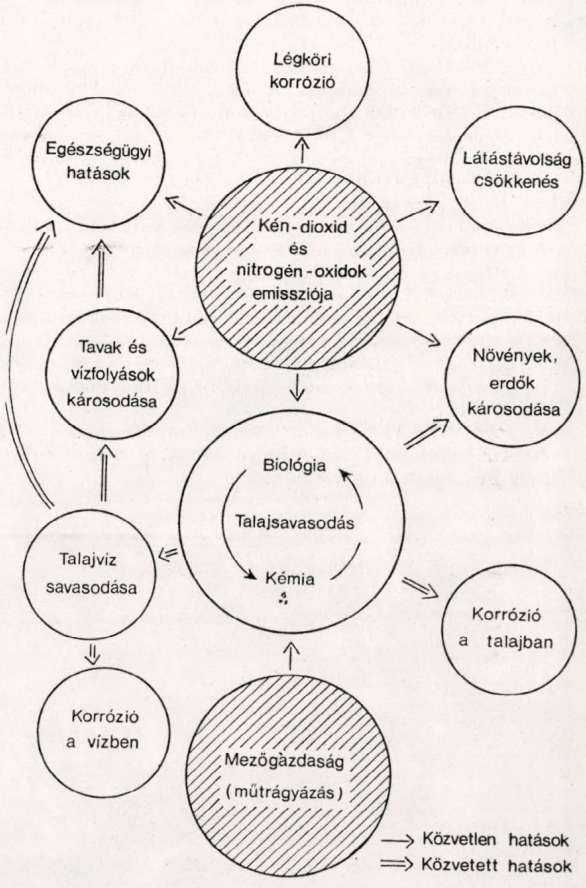
A kén- és nitrogén-oxid kibocsátás közvetlen és közvetett hatásait a *2. ábra* foglalja össze. Az ábrán a teljesség kedvéért a műtrágyázás esetleges talajsavanyító hatását is feltűntettük.

Az ábrából látható, hogy a légköri ülepedés közvetlenül hat a talaj, a tavak és vízfolyások savasságára, illetve a növények és erdők növekedésére. A savas aeroszol részecskék csökkentik a látástávolságot, valamint belélegezve károsan befolyásolják az egészséget. Végül a savas anyagok komoly korróziós károkat okoznak.

A közvetett hatások szintén igen sokrétűek. A talaj kémiai és biológiai folyamatainak megváltoztatásán keresztül a savasodás a talajban és vízben levő műtárgyak korróziójától az ivóvíz összetételének módosításáig számos káros következménnyel jár.

A káros hatások egyszerű felsorolása is érzékelteti, hogy milyen lényeges környezetvédelmi problémáról van szó. A hatások részletes tanulmányozása ezért a kérdéskör fontos részét képezi. Erről jelen konferencia ezzel a kérdés-

sel foglalkozó előadásai is tanúskodnak. Anélkül, hogy a részletekbe bocsátkoznánk megjegyezzük, hogy az ilyen jellegű kutatások végső célja az egyes hatások matematikai szimulálása a légköri ülepedés függvényében. A légköri ülepedést viszont transzmissziós modellekkel írjuk le, amelyek az ülepedést az emisszióval kötik össze. A savasodás folyamatát leíró modell így lényegében három részből, három szubmodellből áll: emisszió, légköri transzmisszió



2. ábra: A kén- és nitrogén-oxid-emisszió közvetlen és közvetett káros hatásai *(Schwedish Ministry of Agriculture*, 1982)

és környezeti hatások. Kidolgozásuk elengedhetetlen a savképző anyagok kibocsátása és a káros hatások összefüggésének megállapításához, és végső soron a környezet savasodásának mérséklését célzó környezetvédelmi intézkedések megalapozásához.

IRODALOM

Bede G. és *Gács I.*, 1986: Hazai forrásokból származó SO_2 és NO_x emissziók jelenlegi és várható értékei. *Időjárás 90.* 77–83.

Bónis K., *Mészáros E.* and *Putsay M.*, 1980: On the atmospheric budget of nitrogen compounds over Europe. *Időjárás 84,* 57–68.

Dovland, H. and *Semb, A.*, 1980: Atmospheric transport of pollutants. In *Ecological impact of acid precipitation* (Eds.: D. Drablos and A. Tollan), 14–21. SNSF Project, Oslo.

Eliassen, A., 1978: The OECD study of long range transport of air pollutants: long range transport modelling. *Atmospheric Environment 12*, 479–487.

Garland, J. A., 1978: Dry and wet removal of sulphur from the atmosphere. *Atmospheric Environment 12*, 349–362.

Grennfelt, P., 1981: Sources and sinks of acidifying compounds. *Report of the European Conference of Acid Rain*, 31–47, Göteborg, 9–12 May 1981.

Heicklen, J., 1976: *Atmospheric chemistry*. Academic Press New York, San Francisco and London.

Horváth L. és *Mészáros E.*, 1986: Savas ülepedés Magyarországon. *Időjárás 90*. 143–149

Huebert, B. J., 1983: The dry deposition of HNO_3 vapour as sink of NO_y. Presented at the *CACGP Symposium on Tropospheric chemistry*. Oxford, U. K.

Mészáros Á., 1986: Szulfátionok keletkezése légköri koromrészecskék felületén. *Időjárás 90*. 122–130.

Mészáros, E., 1973: Evidence of the role of indirect photochemical processes in the formation of atmospheric sulphate particulate. *J. Aerosol Science 4*, 249–434.

Mészáros, E., 1974: On the formation of atmospheric sulphate particulate in the winter months. *J. Aerosol Science 5*, 483–485.

Novakov, T., 1984: The role of soot and primary oxidants in atmospheric chemistry. *The Science of the Total Environment 36*, 1–10.

Penkett, S. A., Jones, B. M. R., Brice, K. A. and *Eggleton, A. E. J.*, 1979: The importance of atmospheric ozone and hydrogen peroxide in oxidising sulphur dioxide in cloud and rainwater. *Atmospheric Environment 13*, 123–137.

Swedish Ministry of Agriculture, 1982: *Acidification today and tomorrow*. The 1982 Stockholm Conference on the Acidification of the Environment.

Szepesi D., 1986: Savas anyagok nagyléptékű légköri transzmissziója Európában. *Időjárás 90*. 89–102.

Ulrich, B., 1983: Soil acidity and its relations to acid deposition. In *Effects of accumulation of air pollutants in forst ecosystems* (eds.: B. Ulrich and J. Pankrath), 127–146. D. Reidel Publ. Co. Dordrecht.

Urone, P., 1976: The primary air pollutants-gaseous. Their occurrence, sources and effects. In *Air pollution* (Third edition) (ed. A. C. Stern) vol. I, 23–75. Academic Press, New York, San Francisco and London.

IDŐJÁRÁS

Az Országos Meteorológiai Szolgálat folyóirata. 90. évf. 2—3. szám, 1986. március—június
Journal of Hungarian Meteorological Service, Vol. 90. No 2—3. March—June 1986. Budapest

Hazai forrásokból származó kén-dioxid és nitrogén-oxid emissziók jelenlegi és várható értékei

BEDE GÁBOR és GÁCS IVÁN, *BME Hő- és Rendszertechnikai Intézete, H—1521 Budapest, XI. Műegyetem rkp. 3.*

Present and future SO_2 and NO_x emissions from sources in Hungary. The paper deals with some methodologycal problems of the determination of SO_2 and NO_x emissions, the actual, and desired calculational methods. Specific emission data are presented as well as their uncertanities for different fuels. The direct emission measurements and data obtained are evaluated. The difficulties in the actual Hungarian emission data collecting system are described and the importance of the data calculatted on the basis of the used fuels is emphasized. For the determination of the future emissions, problems arise not only from the specific emission factors' accuracy but also from the forecasted values of the fuel consumption. Calculated emission data are presented till the end of this century.

⁂

Hazai forrásokból származó kén-dioxid- és nitrogén-oxid-emissziók jelenlegi és várható értékei. A dolgozat tárgyalja az SO_2 és NO_x emissziók meghatározásának néhány metodikai kérdését, a jelenlegi és a kívánatos számítási módszereket. Bemutatja az egyes tüzelőanyag-fajták fajlagos emisszióit és ezek bizonytalanságát. Értékeli a közvetlen emisszió-méréseket és a mérésekkel kapott adatokat. A szerzők vázolják a „saját bevallás" alapján a közelmúltban készült emisszióbecslések buktatóit és a felhasznált tüzelőanyagfajták alapján számított értékek jelentőségét. Rámutatnak arra, hogy a jövőben várható emissziók meghatározásánál nemcsak a fajlagos emisszióadatok, hanem a várható tüzelőanyag-fogyasztás bizonytalansága is problémát okoz. Végül számított adatokat mutatnak be, amelyek az emissziót az ezredfordulóig adják meg.

⁂

Bevezetés. A légszennyeződés — ezen belül a savas ülepedés — forrásai közül a legjelentősebb a különféle égési folyamatokból származó emisszió. Az égési folyamatokban szilárd, folyékony és gáz halmazállapotú energiahordozókat használunk fel, alapvetően két berendezési típusban: tüzelő berendezésekben (kazánok, kályhák stb.), vagy motorokban. Az égési folyamatokból származó emisszió nagyobb része — a tüzelőanyag felhasználás arányaiból következően — a tüzelőberendezésekből származik.

A továbbiakban a tüzelőberendezések SO_2 és NO_x emisszió meghatározásának módszereivel foglalkozunk, majd a hazai energiahordozó felhasználás jelenlegi és várható alakulása alapján becsléseket mutatunk be a kén- és nitrogén-oxid kibocsátások alakulására.

1. A kibocsátások meghatározása

A levegőt szennyező anyagok kibocsátásának meghatározása kétféleképpen lehetséges: „pontosnak" tekintjük a méréssel történő megállapítást,

„közelítőnek" a számításon alapuló értékeket. A számítások megkönnyítése érdekében pedig általában valamilyen fajlagosított értékkel („emissziófaktor") dolgozunk. Tanulságos az előbbiek átgondolása.

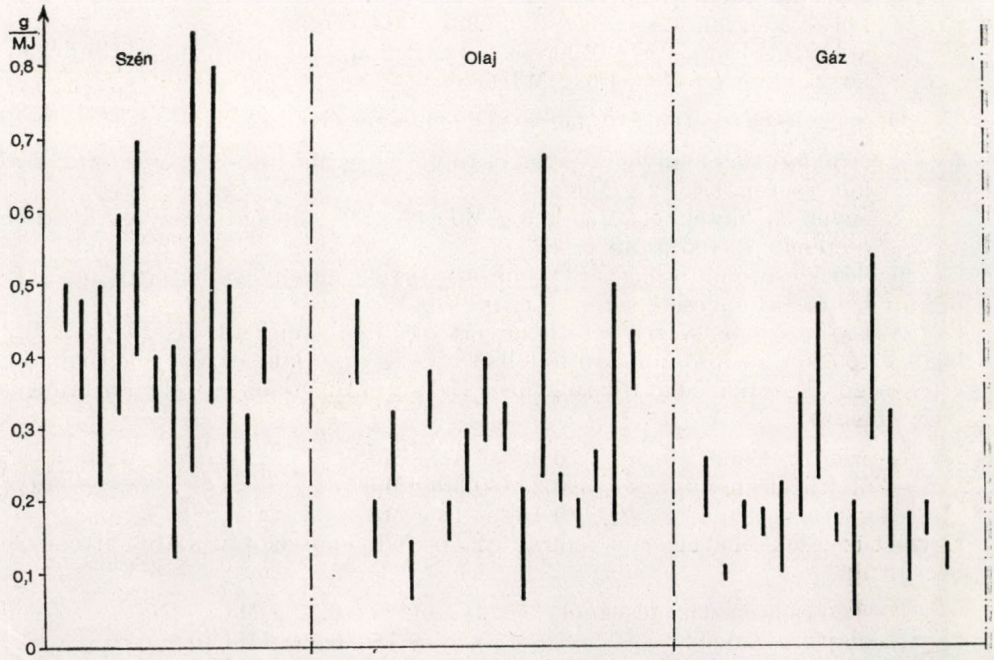
A méréssel történő kibocsátás-meghatározás a leginkább elfogadott eljárás. Hazánkban is szabványsorozat rögzíti (MSZ 21853) a légszennyezőanyagok hordozógázban mért koncentrációjának meghatározására szolgáló eljárásokat és berendezéseket.

Nagyméretű erőművi füstcsatornák, kémények esetében azonban az egyszeri koncentrációmérés önmagában semmit nem ér, a füstgáz koncentráció-, hőmérséklet- és sebességeloszlása ugyanis soha nem homogén. Az emisszió meghatározásához mindhárom eloszlás elegendően pontos kimérése szükséges (ehhez az MSz 21853/2 szabvány ad útmutatást). A legnagyobb problémát a füstgázmennyiség meghatározása jelenti, ugyanis a gyakorlatban érvényesíthetetlen az egyetlen sebességmérésből történő mennyiségmeghatározás — szerkezeti okok miatt. A teljes sebességmező felvétele pedig részben konstrukciós okokból nehéz, részben pedig azért, mert a keresztmetszeti eloszlás maga is mennyiségfüggő. Tovább bonyolítja a helyzetet, hogy a kazánterhelés, a tüzelőanyagminőség, a tüzelési körülmények — erőművi viszonyok között elég gyakori — megváltozása az említett jellemzőket és eloszlásaikat is megváltoztatja. Így még a legrészletesebb egyszeri felmérés sem ad elégséges információt az emisszionak még a becsléséhez sem, nemhogy a meghatározáshoz. A folyamatos, teljes körű, részletes mérés előírása megoldhatatlan feladat elé állítaná az üzemeltetőket. A kibocsátásokat legjobban befolyásoló jellemzők — mint paraméterek — szerinti vizsgálatok pedig még a nemzetközi irodalomban is csak elszórtan állnak rendelkezésre, az adatok pedig nem kellően dokumentáltak ahhoz, hogy azokból általánosítható összefüggések felállítását lehessen megkísérelni.

A kibocsátás elvben számítással is meghatározható. Ennek megbízhatósága esetenként szélsőségesen eltérő lehet. Jól meghatározható pl. az olajtüzelésből származó kén-dioxid kibocsátás, hiszen a felhasznált olajmennyiség és annak kéntartalma általában elegendően pontosan ismert és feltehető, hogy az olajjal a kazánba bevitt teljes kénmennyiség kén-dioxidként a füstgázokkal távozik (a füstgázjárat fémfelületein kiváló, azt elmaró kén-dioxid mennyisége igen kevés). Bizonytalanságot csak a kén-oxid formák (SO_2 ill. SO_3) aránya jelent. Ugyanakkor széntüzelés esetén már 20—50% bizonytalanságot okozhat, hogy az esetek többségében nem, vagy csak közelítően ismerjük a tüzelőanyag kéntartalmának a salakban és pernyében szilárd formában visszamaradó hányadát. Régebben a problémát úgy hidalták át, hogy bevezették és az összes kéntartalom helyett alkalmazták az ún. éghető kén fogalmát. (A szén éghető kéntartalmát laboratóriumi körülmények között az MSz 12000/12, ill. az MSz 18000 szerint lehet meghatározni.) Az elmúlt évek során azonban beigazolódott az a már régebbi keletű feltevés, hogy az így meghatározott éghető kéntartalom általában nem azonos a kazánokban üzemi viszonyok között kén-dioxid képződést okozó résszel. A tényleges tüzelési körülmények között keletkező kén-oxid mennyiség — a tüzelőberendezéstől, annak üzemállapotától, a hamuösszetételtől, a légfeleslegtől stb. függően — nagymértékben akár felfelé, akár lefelé, eltérhet az éghető kéntartalomból számított értéktől, sőt adalékanyagokkal is befolyásolható.

Ennél is bizonytalanabb a helyzet a nitrogén-oxidok képződése területén (itt még olyan fogódzókat sem találunk, mint pl. a szén éghető vagy összes

kéntartalma a kén-oxid kibocsátás esetére). Nem lehet anyagmérlegből kiindulni, viszont rendelkezésre állnak reakciókinetikai egyenletek a különféle nitrogén-oxidok képződésére, de ezeket eddig még nem sikerült valóságos körülményekre igazán eredményesen alkalmazni. Vannak egyes berendezéseken — sokszor nem kellően dokumentált körülmények között — végzett mérésekből származó eredmények, amelyek nem általánosíthatók. Újabban szovjet kutatók több — mérési adatokkal is alátámasztott — számítási eljárást hoztak nyilvánosságra a nitrogén-oxidok kibocsátásának becslésére,



1. ábra: Fajlagos emisszió-adatok tüzelésekre

azonban ezek mind egy-egy kazánra, legjobb esetben kazántípusra vonatkoznak, és nem biztos, hogy a hazánkban alkalmazott kazántípusokra egyszerűen alkalmazhatók lennének (az adaptációhoz, vagy ugyanannak lehetetlensége bizonyításához szükséges mérésekbe eddig még senki nem fogott!)

Az „emissziós faktorok" (fajlagos kibocsátási értékek) alkalmazása is sok buktatót rejt. Nem vitatva az általunk ismert irodalomban publikáló szerzők lelkiismeretességét, úgy gondoltuk, érdemes megmutatni — egymás mellett — az egyébként nem kielégítő alapossággal dokumentált néhány, szakmai körökben elismert közlemény adatait a nitrogén-oxid emissziók fajlagos értékeiről. (A közlemények hivatkozásától is eltekintünk, felsorolásuk megtalálható *Bede* és *Gács* (1981) tanulmányában.) Az *1. ábrán* szén, olaj, illetve gáztüzelés esetére meghatározott nitrogén-oxid emissziós tényezőket tűntettünk fel, erőművi méretű berendezésekre. A vonalak a tényezők értéksávját mutatják, közép-, vagy várható értéket nem lehet egyedileg megjelölni, a szerzők sem tették ezt. Pontszerű adatot az előzőkben részletezett okok miatt nem ábrázoltunk. Az ábrán is látható (bár számszerű értékkel igen nehezen jellemezhető) a tényező bizonytalansága.

Az ország kén- illetve nitrogén-oxid kibocsátására vonatkozó vizsgálatainkban — a fentiek figyelembevételével — az alábbiakból indulunk ki.

A kén-oxidok vonatkozásában feltételeztük, hogy az csak SO_2 formában képződik (az SO_3 formában keletkezés mértéke csekély és bizonytalan). Széntüzelések esetében a fajlagos SO_2-emisszió az *összkénből* kiindulva és a *kénlekötés* figyelembevételével (hazai szeneinkre):

— energetikai szénre az átlagnak vehető 2,6 g/MJ össz-kéntartalom, valamint 20% körüli kénlekötés esetén 4—4,5 g/MJ érték,
— ipari háztartási szenekre 2,1 g/MJ össz-kéntartalom, valamint 20% körüli kén-lekötés esetén 3,2—3,6 g/MJ érték,
— koksztüzelésre, 0,8 g/MJ össz-kéntartalom, valamint 10% körüli kénlekötés esetén 1,3—1,6 g/MJ érték.

Olajtüzelések esetén a fajlagos SO_2 emisszió értéke:

— erőművi tüzelőanyagra: átlagosan 0,8—1 g/MJ (3—4%) össz-kéntartalom esetén 1,6—2 g/MJ érték,
— egyéb tüzeléseknél 0,25—0,3 g/MJ (1—1,2%) átlagos össz-kéntartalom esetén 0,5—0,6 g/MJ érték.

Gáztüzelések esetén a fajlagos SO_2 emisszió értéke elhanyagolható (pl. 50—100 mg/m^3 kéntartalom esetén 2,8—5,6 10^{-3} g/MJ).

Nitrogén-oxidok keletkezését „kevert oxidban" fejezzük ki (NO_x). A fajlagos értékeket az irodalomban fellelhető (és egymásnak sokszor ellentmondó) értékmező „közepén" határoztuk meg. Erőművi tüzelések esetében a fajlagos NO_x emisszió:

— széntüzelésnél	0,38—0,45 g/MJ
— olajtüzelésnél	0,25—0,30 g/MJ
— gáztüzelésénél	0,15—0,18 g/MJ

Egyéb tüzeléseknél átlagértékként a fajlagos NO_x emissziót az alábbi értékekre becsültük:

— szén és koksztüzeléseknél	0,25—0,32 g/MJ
— olajtüzelésnél	0,18—0,22 g/MJ
— gáztüzelésnél	0,10—0,12 g/MJ

Mégegyszer hangsúlyozni szeretnénk, hogy a fenti fajlagos NO_x emisszió értékek nem tekintendők alsó-felső határnak (ezektől lényegesen kisebb és nagyobb adatok is léteznek), inkább a nemzetközi szakirodalomban fellelhető értékmező „közepe" jellemzésére alkalmasak, emiatt bizonytalanságuk lényegesen nagyobb, mint az SO_2 esetén. (A belső égésű motorok nitrogén-oxid kibocsátását más szerzők adataira támaszkodva [*Flamisch*, 1983] 0,9—1,1 g/MJ-ra tehetjük, ez a szénhidrogén tüzeléseknél adódó értékek háromötszöröse).

2. *A hazai energiahordozók felhasználásának jelenlegi és várható alakulása*

Az energiahordozó-felhasználás adatainak gyűjtése a KSH és az AEEF felé kötelező adatszolgáltatás alapján történik. Az eltérő statisztikai feldolgozási módszerek miatt azonban a két helyen feldolgozott adatok csak nehezen vethetők össze. A távlati becslésekben további gondot okoz, hogy a hazánkban alkalmazott eljárás más felosztást alkalmaz a fogyasztói csoportok vonatkozásában, mint a KGST ajánlás (bár e nomenklatura szerint is készülnek számítások).

Hazánk jelenlegi és az ezredfordulóig tervezett tüzelőanyag felhasználásának adatait a „Hazai energiaellátásunk alternatívái 2000-ig" című OMFB tanulmányból (száma: 1—8101-Et; megjelenési idő 1984. július), valamint „A szénfelhasználás és a levegőtisztaság-védelem összefüggései" című OMFB tanulmányból (száma: 20—8301-T; megjelenési idő 1984. november) vettük át. Az energiaellátás múltbeli és tervezett adataiból csak a levegőszennyezésre vezető energiahordozók igény-adatait vettük figyelembe. Vizsgálatainkban különválasztottuk az erőművek igényeit, az egyéb tüzelések (ipar, mezőgazdaság és a lakossági-kommunális szektor) energiafelhasználását a közlekedési célú energiahordozó igényeket, és a nem energetikai jellegű felhasználásokat (pl. alapanyagkénti alkalmazások). Az adatokat táblázatos formában adjuk meg *(I. táblázat)*.

I. TÁBLÁZAT

A savas emissziót okozó tüzelőanyag-felhasználás alakulása Magyarországon

Tüzelőanyag	1980	1985	1990	2000
	Összes felhasználás			
Szén	309	306	303	449
Koksz	66	60	56	48
Kőolajtermék	453	418	432	399
Gáz	334	348	334	376
Összesen	1162	1132	1125	1272
	Ebből erőművi felhasználás			
Szén	160	161	156	283
Kőolajtermék	43	11	31	10
Gáz	109	115	107	128
Összesen	312	287	294	421

A táblázatban csak az erőművi felhasználás adatait választottuk külön, tekintettel az iparág nagy energiahordozó felhasználására, továbbá arra, hogy ez hordozza az előrebecslésekben a legnagyobb bizonytalanságot. A feltüntetett változat abból indul ki, hogy az 1990-es évek első felében megkezdődik és 2000-ig tart a Bükkábrányi Erőmű folyamatos üzembelépése. Ettől eltérő erőműépítési változat az energiahordozó felhasználásokat lényegesen módosíthatja.

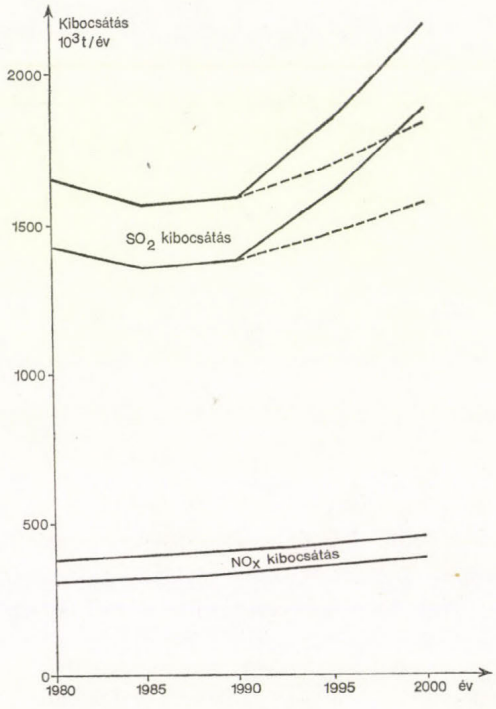
Újólag hangsúlyozzuk, hogy a táblázatban nem tüntettük fel azokat az energiahordozókat, amelyek alkalmazása nem (atomenergia, import villamos energia), vagy csak elhanyagolható mértékben vezet savas emisszióra (fatüzelések stb.). Így a táblázatban szereplő összesítés nem az ország adott időpontra vonatkozó összes energiahordozó igényét adja meg, hanem annál lényegesen alacsonyabb értéket.

A táblázatból az is látható, hogy a nem erőművi emissziók adatait területi bontásban ma nem lehet megadni, és ennek az az oka, hogy a lakossági tüzelőanyag fogyasztásról, valamint az ipari tüzelőanyag felhasználásról sincs olyan adatsor, amely a forrást is megjelölné a felhasználás helyén, így még arra vonatkozóan is igen megbízhatatlan adatok állnak rendelkezésre,

hogy valamely földrajzi helyen felhasznált összes energiahordozó milyen módon tevődik össze az energiahordozó fajtákból (talán a legpontosabb a vezetékes gáz adatsora, ez azonban önmagában kevés).

3. *Becslés a hazai, savasodást okozó, légszennyező emisszióra*

Az I. táblázatban feltüntetett adatok (ezeket a becslésnél a már említett részletesebb bontásban használtuk fel), valamint az előzőkben megadott kibocsátási tényezők értékei alapján végzett kén-dioxid és nitrogénoxid emissziók várható alakulását a *2. ábrán* mutatjuk be. Látható, hogy a kén-



2. ábra: Hazai kén-dioxid- és nitrogén-oxid-kibocsátás 1980–2000 évek során

oxid emisszió-értéke — ha csak ellene valamilyen műszaki intézkedés nem történik — a jelenleg tapasztalható enyhe csökkenés helyett (ennek oka az atomerőmű üzembelépése, és az elmúlt időszakban az ipari fejlesztések visszafogása) jövőben növekedni fog. A nitrogén-oxid kibocsátások értékei az egész vizsgált időszakban monoton nőnek.

A kén-oxid kibocsátásoknál is, a nitrogén-oxid kibocsátásoknál is a feltüntetett sáv az alapadatokban adott „tűrésmező" eredménye. A kén-oxid emissziók esetében 1990 után egy újabb lehetőség — kénleválasztó létesítése az esetleg létesítendő széntüzelésű erőműbe, vagy az erőmű létesítésének elmaradása (ez a kettő kén-oxid kibocsátás vonatkozásában alig ad eltérést) — esetén várható értékek is feltüntetésre kerültek (az ábrán szaggatott vonallal jelölve), azonban látható, hogy e lehetőség sem oldja meg az emisszió növekedésének gondját.

4. *Következtetések és javaslatok*

Amint az a megelőző fejezetekből látható, mind az SO_2, mind az NO_x kibocsátások várható alakulásának becslése sok bizonytalanságot tartalmaz. A pontosabb adatok megállapítása elsősorban mérési eredményeken kell alapuljon. Ezért: *Létre kell hozni egy reális emissziókatasztert az országra,* időbeni, területi és forrás-magasság szerinti bontásban. Ennek megalapozásához tudományos alapossággal meg kell határozni:

— a széntüzelésekből származó SO_2 emisszió függését a szén és hamu összetételtől és a tüzelőberendezéstől a tüzelőanyag fajtánként és főbb felhasználó típusonként,

— mérési eredmények alapján az SO_2 emisszió széntüzelések esetén érvényes számítási metodikáját (éghető kén alapján, vagy az összes kéntartalomból kiindulva),

— tüzelőanyagfajtánként és tüzelőberendezésenként az NO_x képződés mennyiségi viszonyait.

A fenti feladat megoldásához:

— részletes, jól átgondolt és dokumentált, széles körű méréssorozattal fel kell mérni minden fontosabb kazántípus kibocsátásainak alakulását az összes befolyásoló tényező (kazánterhelés, tüzelőanyag jellemzők, légfelesleg stb.) figyelembevételével,

— a mérési eredmények alapján elméletileg is jól megalapozott, általánosításra is lehetőséget adó törvényszerűségeket kell kimunkálni,

— a fentiek alapján kidolgozható emisszió meghatározási módszereket kell rögzíteni számítási segédletekben, műszaki irányelvekben vagy szabványokban,

— minden további — szokásostól nem túlzottan eltérő — esetben az emisszió meghatározására a fenti metodika szerinti számítást kell végezni.

Az előző gondolatokból is látható, hogy a jelenlegi, önbevalláson alapuló levegőszennyezési adatsorok nem alkalmasak tudományos alaposságú vizsgálatokra. A levegőtisztaság-védelemmel kapcsolatos előírások módosításának (ez most van folyamatban) is csak akkor lesz valóban kézzelfogható és érezhető eredménye, ha a javasolt teendők elvégzésre kerülnek.

IRODALOM

Bede G. és *Gács I.*, 1981: Az MVMT budapesti erőműveiből származó légszennyezés vizsgálata. *BME–HRI K–13.*

Flamisch, O., 1983: *Gépjárműmotorok gazdaságos üzeme.* Műszaki Könyvkiadó, Budapest.

IDŐJÁRÁS

Az Országos Meteorológiai Szolgálat folyóirata. 90. évf. 2–3. szám, 1986. március–június
Journal of Hungarian Meteorological Service, Vol. 90. No 2–3. March–June 1986. Budapest

A kén-dioxid és a nitrogén-oxid-emisszió csökkentésének lehetőségei Magyarországon

DONÁTH BÉLA, *Országos Környezet- és Természetvédelmi Hivatal, H—1365 Budapest, Pf. 732*

Possibilities of the reduction of SO_2 and NO_x emissions in Hungary. The anthropogenic SO_2 and NO_x pullution in the atmosphere is mostly due to fossil fuel burning. While sulfur emission depends primarily on the sulfur content of fuels, NO_x formation is influenced by burning technology and temperature. Technological effluents are much more concentrated then stack gases, what makes scrubbing more rational. Satisfying results are foreseen by taking coordinated measures on the followings: a) efficient scrubbing of flue gases; b) desulphurisation of fossil fuels, for NO_x: modifikation of burning processes; c) energy saving: application of more effective boilers and technical equipment in the industry and households as well, utilization of waste-heat, reuse of wastes etc; d) more general use of nuclear and renewable energy sources (biomass, geothermal, solar and hydro energies). The implementation of the measures requires much investment, moreover the operational costs of some control technologies are considerable, therefore a well elaborated strategy is essential. This is reflected in the concepts of the next national five years plans in which the environment protection, including air quality management, is considered as an essential task.

⁂

A kén-dioxid- és a nitrogén-oxid-emisszió csökkentésének lehetőségei Magyarországon. A légkör antropogén SO_2 és NO_x szennyezése döntő mértékben a fosszilis energiahordozók elégetéséből származik. Míg a kén-kibocsátás elsődlegesen a tüzelőanyag kéntartalmától függ, addig a nitrogén-oxidok keletkezését a tüzelés technológiája, a magas égési hőmérséklet befolyásolja. A technológiai emissziók szennyező gázkoncentrációja a füstgázokéhoz képest nagyságrendekkel nagyobb lehet, ami a leválasztás szempontjából kedvező. Eredmény az alábbi módszerek összehangolt alkalmazásától várható: *a)* hatékony füstgáz, ill. véggáz tisztítás; *b)* a fosszilis energiahordozók kéntelenítése, NO_x esetén az égési folyamat módosítása; *c)* energiatakarékosság (jobb hatásfokú tüzelőberendezések, kisebb fogyasztású technológiák, valamint ipari és háztartási berendezések, hulladékhő-hasznosítás, hulladékok újra hasznosítása stb.); *d)* egyéb: nukleáris és megújuló energiaforrások (biomassza, geotermikus, nap- és vízi energia stb.) fokozottabb hasznosítása. A megoldások többsége erősen beruházásigényes, sőt egyesek – pl. a leválasztó berendezések – üzemköltségei is számottevők, ezért megalapozott intézkedésekre, stratégiára van szükség. Középtávú feladatainkat a VII. ötéves tervkoncepció tartalmazza, amelyben a környezetvédelem és azon belül a levegőtisztaság-védelem a fő témák közé került.

⁂

Bevezetés. A kén-emisszió csökkentésének megoldási lehetőségei már mintegy 100 éves múltra tekintenek vissza. Továbbfejlesztett formái még ma is használatosak a technológiai (kénsavgyári, metallurgiai, kőolajipari, vegyipari stb.) kén-hidrogén és kén-dioxid szennyezés hatékony visszafogására. Lényegesen nagyobb problémát jelentett a füstgázok kéntelenítése, hiszen az előbbieknél számottevően nagyobb mennyiségű, de kisebb koncentrációjú gázok kezelése speciális műszaki megoldásokat igényelt és igen költségesnek bizonyult. Európában a 30-as évek közepén úttörő kísérletnek számított

a dél-londoni Batter Sea erőmű füstgáz-mosása, amelyet azonban pár nap múlva le kellett állítani, mert a lehült páradús füstgáz beterítette a környéket, mivel ekkor még nem oldották meg a füstgáz újra melegítését.

Az utóbbi évtizedekben megnövekvő környezeti károk a kéntelenítési technológiák terén is felgyorsították a fejlesztést, ami egyben a költségek csökkentését is eredményezte. A még mindig igen jelentős — a porleválasztásnál nagyságrenddel nagyobb — ráfordításokat vállalva ipari-erőművi kénleválasztók tucatjai létesültek Japánban, Észak-Amerikában, sőt az utóbbi évtizedben Európa számos országában is.

Egyre fokozódik az igény és a nemzetközi elvárás a nitrogén-oxidok csökkentésére is: nemcsak a savas csapadékokban levő, mintegy 30%-os részvételük, hanem az általuk képződő, erősebben egészségkárosító és növénypusztító fotó-oxidánsok (ózon, PAN stb.) miatt is.

Az Összeurópai Magasszintű Környezetvédelmi Tanácskozáson (Genf, 1979. nov.) a nagy távolságra, országhatárokon átterjedő légszennyezés csökkentésére aláírt Konvenció végrehajtásának lépéseként ez év júliusában Helsinkiben az ENSZ—EGB-hez tartozó 21 ország — köztük hazánk is — vállalta, hogy kén-kibocsátását 1993-ig 30%-kal csökkenti, az 1980. évi szinthez képest. Következő lépésként hasonló megállapodás előkészítése folyik az NO_x kibocsátásra is.

Mivel a légszennyezés nem ismer országhatárokat, a környezeti károk fokozódásának megelőzése, vagy legalább mérséklése csak kontinentális méretű nemzetközi összefogással oldható meg.

A nemzetközi vállalások teljesítése az országok többségétől jelentős intézkedéseket, anyagi ráfordításokat igényelnek. Az energiastruktúra, a rendelkezésre álló tüzelőanyagok minősége, az árviszonyok és a gazdasági szabályozók országonként erősen eltérnek, ezért széles körű elemzésen alapuló stratégia kidolgozásával érhető el, hogy a ráfordítások révén a lehető legjobb eredményeket érjük el.

A témakör ismeretanyaga óriási, ezért az emissziót csökkentő technológiákról, valamint a nem kevésbé fontos alternatív megoldásokról vázlatos áttekintést adunk, a teljesség igénye nélkül. Mivel a technológiai emissziók országos viszonylatban mindössze néhány százalék részarányt képviselnek, elsődlegesen az energetikai kibocsátások csökkentési lehetőségeit ismertetjük.

1. *Füstgázok tisztítása*

Jelenleg világszerte legracionálisabbnak tartott megoldás, hogy a kis fogyasztókat jó minőségű tüzelőanyaggal látják el, a rossz minőségű, nagy kéntartalmú szenet és olajat pedig nagy erőművi létesítményekben tüzelik el és a füstgázokat jó hatásfokú technológiával tisztítják.

A füstgáz kéntelenítésére száznál több módszer ismeretes, de eddig mindössze tucatnyi került nagyüzemi alkalmazásra. Az eljárásokat csoportosíthatjuk aszerint, hogy azok száraz, vagy nedves módszerrel üzemelnek, továbbá aszerint, hogy azok jelentős elhelyezési problémát okozó hulladékot, vagy hasznosítható melléktermékeket eredményeznek.

Az eljárások közötti különbségeket a legelterjedtebb mészköves mosás és a Wellman-Lord eljárás példájával lehet érzékeltetni. Míg egy 350 MW teljesítményű barnaszéntüzelésű erőmű esetén a mészköves eljárásnál napi 690 tonna mészkőre van szükség és 1300 tonna gipsz keletkezik, addig a

Wellmann-Lord eljárás napi 19 tonna nátronlúgot igényel és 200 tonna, az iparban használható kén, a végtermék.

A nedves gáztisztító berendezéseknél szükséges a füstgáz hőcserélő segítségével történő előzetes lehűtése, majd a kéménybe bocsátást megelőző ismételt felmelegítése is. Természetesen nem maradhat el a ma már szokásos porleválasztó berendezés sem.

A már üzemelő erőműveknél a gáztisztító technológiák utólagos létesítése költségesebb, sőt számos esetben helyhiány miatt nem oldható meg.

A *száraz* kéntelenítések közül az aktívszenes adszorpciós eljárás — amelynek révén tömény SO_2, kénsav, vagy elemi kén nyerhető — magas költségei miatt aligha jöhet számításba.

A mészkőporos adszorpció hatásfoka erősen függ a mészkő fajtájától és minőségétől, 50%-nál jobb kéntelenítést csak kivételes esetben biztosít. Viszonylag olcsó módszer és nincs szükség a füstgáz újramelegítésére, de a megnőtt portartalom leválasztása és a hulladék elhelyezése problémát jelent.

A *nedves módszerek* közül viszonylag legolcsóbb a mésztejes, vagy mészkőpor-szuszpenziós mosás, ezért hazai viszonylatban is elsősorban ez jöhet számításba. A számos eljárás közül kiemelhető még az ammóniás vizes eljárás, amelynek semleges ammónium-szulfit melléktermék műtrágyaként hasznosítható, míg a nátronlúgos és Mg-hidroxidos eljárásokkal tiszta SO_2 gáz, kénsav, vagy elemi kén nyerhető.

A kéntelenítési eljárások egyidejű NO_x csökkentése általában nem jelentős. Az utóbbi években felgyorsult fejlesztések az NO_x-ra a szelektív katalikus eljárást helyezik előnybe. Az első nagyüzemi berendezések Európában a közelmúltban létesültek.

Az SO_2 és NO_x együttes leválasztására kísérletek folynak kettős aktívszenes reaktorral.

Egy teljesen új, Japánban kidolgozott elektron besugárzásos eljárás a gázokból elektrofilterrel leválasztható aeroszol keletkezik. Ez a jövő szempontjából ígéretes megoldással kecsegtet.

Az NO_x emissziók csökkentése terén fejlettebb, kidolgozott technológiák léteznek a gépjármű kipufogógázok vonatkozásában. Az USA-ban a benzinmotorokhoz kifejlesztett 3 utas platina katalizátor az NO_x mellett a CO és CH vegyületeket is mintegy 90%-os hatásfokkal ártalmatlanítja. Alkalmazásának előfeltétele ma még az ólommentes benzin használata, ennek megfelelően módosított motor és elektronikus gyújtás. Viszonylag magas ($\sim$ 500$) ára miatt több nyugat-európai országban kedvezményekkel ösztönzik elterjesztését, a 90-es években történő kötelezővé tétel előtt. A gépjárműparkunk jelenlegi és közeljövőben várható struktúrája ilyen katalizátor alkalmazását belátható időn belül nem teszi lehetővé. Benzinüzemű járműveink NO_x emissziójának részaránya az országoshoz képest 10—15%, így az e téren teendő intézkedések elsődlegesen a forgalmasabb települések levegőtisztaságvédelmi célkitűzései szempontjából lennének jelentősek.

2. *A tüzelési mód megváltoztatása*

Az SO_2 és különösen az NO_x szennyezés befolyásolható a tüzelési mód megváltoztatása révén is. Az együttes csökkentést segítik a fluid ágyas kazánok, amelyben az adagolt mészkőzúzalék biztosítja az SO_2 adszorpcióját. Mivel az égés ezekben a kazánokban alacsony hőmérsékleten történik, az NO_x keletkezés kb. 60%-kal kevesebb. A továbbfejlesztett, cirkulációs és magas-

nyomású típusok már megfelelő kis- és középméretű ipari berendezésnek tekinthetők. Erőművi méretű típusok kifejlesztése után — amelyet az ENSZ-EGB programba vett — a jövő egyik ígéretes környezetkímélő kazánjai lehetnek. A fluid ágyas kazánok a tüzelőanyagokat igen jó hatásfokkal hasznosítják, de a hagyományos kazánoknál jelenleg jóval drágábbak, még a hasonló kibocsátást biztosító por, illetve kén-dioxid leválasztó figyelembevétele esetén is.

A lépcsőzetes égetés, a légfelesleg csökkentés és részleges füstgáz recirkuláció révén a különféle kazántípusoknál sikerült mérsékelt NO_x csökkentést elérni. Az utóbbi években külföldön kifejlesztett olaj- és gázégők, szénporfúvók — alacsonyabb égési maghőmérséklet biztosításával — a NO_x keletkezését jelentősebben mérséklik.

Általánosságban megállapítható, hogy a tűztér, illetve az égő módosítása olcsóbb, mint a füstgáz tisztítás.

3. *Tüzelőanyagok kéntelenítése*

A tüzelőanyagok kéntelenítése a legtermészetesebb megoldásnak tűnik, bizonyos esetekben a fajlagos beruházási költség tekintetében egyenrangú, vagy kedvezőtlenebb a füstgáz kéntelenítési eljárásokhoz képest.

A szenek kéntartalmának csökkentési lehetősége nagymértékben függ azok fajtájától, pirittartalmának eloszlásától. Míg egyes külföldi szénféleségek fizikai és kémiai kezelésével 50% fölötti kénkinyerést is elértek, a *barnaszén dúsításával* — így hazai szénfajtáink esetében is — a csökkentés mértéke 5—15% közötti. Kedvező, hogy a visontai lignit tervezett dúsítása 20%-os kénkinyerést biztosít, az energetikai előnyök mellett.

A Központi Bányászati Fejlesztési Kutatóintézet kidolgozta a füst-és egyben *kénszegény brikett* gyártási technológiáját, amelynek elterjesztése feltétlenül kívánatos lenne hazánkban.

Gyakorlatilag 100%-os kéntelenítést eredményez a *szén gázosítása* vagy *cseppfolyósítása*. Ezen technológiák egyelőre igen magas fajlagos beruházásai csökkenthetők, ha megfelelő koopreációra képes vegyi üzemek vagy kőolajfinomítók közelébe telepítik.

A kőolaj kéntelenítése igen költséges eljárás. A kénes fűtőolaj elégetése helyett krakkolással történő további bontása kénsavmentes, vagy kénszegény könnyű frakciókra és a maradék kéntelenítése a javasolható megoldás. Az 1985. elején hazánkban üzembehelyezett krakkolómű révén a jelentős mennyiségű benzin kihozatal mellett lehetővé vált a diesel és tüzelőolajok 1%-os kéntartalmának 0,5% alá csökkentése. További feladatnak tartjuk a fűtőolajok 3%-os kéntartalmának jelentős mérséklését.

A hazai és importált szovjet *földgáz* kéntartalma jelentéktelen. Az utóbbi évtizedben kiszélesedő földgázprogram előrelépést jelent számos települések SO_2 szennyezettségének a csökkentése terén. A földgáz magas égési hőmérséklete következtében azonban valamelyest nő az NO_x szennyezettség.

4. *Alternatív energiaforrások alkalmazása, energiatakarékosság*

Kevés környezetsavasodást okozó megújuló energiaforrás a *biomassza*. A szalma és fahulladék energetikai hasznosításával már évente sokezer tonna olajat váltanak ki. A nemrég létesült biobrikett üzem több mint kétezer háztartás részére termel környezetkímélő tüzelőanyagot.

A referencia üzemek jó tapasztalatait felhasználva a mezőgazdaságban lassan terjed a *biogáz* hasznosítása is.

Tiszta, alternatív energiaforrás a nukleáris –, a vízi –, a geotermikus –, a szél- és napenergia. Mint ismeretes, villamosenergia igényünk növekedését a századfordulóig szinte kizárólag nukleáris energiával — a PAV 80-as években létesülő 4 blokkján túlmenően, a 90-es években további bővítéssel — tervezzük fedezni. A Bős-Nagymarosi vízlépcsőrendszer elkészülte után a termelt villamosenergiából Csehszlovákia és Magyarország 50—50%-ban részesül.

Felgyorsultak a fejlesztések a *geotermikus energia* hasznosítása terén is, bár itt a beruházási források korlátozott volta miatt problémát jelent a melegvíz nagy ásványi tartalma is. Az üvegházi primőrtermesztésen túlmenően néhány településrész távfűtését oldják meg így.

A *napenergia* háztartási melegvíz ellátásra és kisegítő fűtésre történő felhasználásával kapcsolatban egyre több kísérletről hallunk. A szélenergia hasznosításának a lehetőségei nagyon korlátozottak hazánkban.

Az *enerigatakarékosság* is egy — közvetett, de nem lebecsülendő — módja a légszennyezés csökkentésének. A termelő ágazatok és a kommunális energiaracionalizálási, takarékossági programban foglaltak elterjedését kormányunk jelentős támogatással ösztönzi (5 évre 35 Mrd Ft). Főbb irányai:

— a melegvíz-ellátás és kommunális fűtés területén a hőellátó berendezések jellemzőinek és az épületek hőszigetelő-képességének a javítása (energiatakarékos háztartási készülékek, világítótestek);

— az ipari energiafelhasználás területén a technológiai folyamathő csökkentése, hulladékhő hasznosítása és a hulladékanyagok újrafelhasználása (utóbbira példa: vas- és színesfémhulladék esetében 50—70%, alumíniumnál 90% energiamegtakarítás);

— a távhőellátás részarányának a növelése, az erőművi energiatermelés lehetőségeinek a kihasználása.

5. *Tervek, elképzelések*

Az elkövetkezendő évek főbb elképzelései az alábbiak:

a) A kén-dioxid kibocsátás csökkentésére az ÁTB előírása alapján az IpM, az OKTH, MTA, OMFB bevonásával programot készít. Ebben feltárjuk az előzőekben ismertetett eljárások alkalmazásának műszaki és gazdasági lehetőségeit. Tekintettel a kén-dioxiddal súlyosan szennyezett térségeinkre, olyan beruházások megvalósítását szorgalmazzuk, amelyek az országos kibocsátás csökkentésén túlmenően a helyi légszennyezettség csökkentéséhez is aktívan hozzájárulnak. Igy kiemelten fontosnak tartjuk a kommunális célú tüzelőanyagok kéntartalmának mérséklését, és azon erőművek füstgázkéntelenítővel történő felszerelését, ahol a legsúlyosabb helyi problémák jelentkeznek.

b) A nitrogén-oxidok emissziójának csökkentésével kapcsolatos elképzelések még jóval kidolgozatlanabbak. A Magyar Szénhidrogén Ipari Kutató- és Fejlesztő Intézetben olyan kutatás indítását tervezzük, amely a kommunális ipari és erőművi gáz, illetve olajtüzelésű berendezésekhez dolgoz ki NO_x csökkentő eljárásokat.

c) Szorgalmazzuk, hogy a győri fluidágyas kazán sikeres beüzemelése után elkezdődjön e technika széles körű elterjedése. Kilátások vannak a hazai gyártás licenc alapján történő beindítására is.

d) Végül, de nem utolsósorban támogatunk minden energiamegtakarítást eredményező intézkedést, amely a légszennyezés csökkentésének is egyben a leghatékonyabb módja.

IDŐJÁRÁS

Az Országos Meteorológiai Szolgálat folyóirata. 90. évf. 2—3. szám, 1986. március—június
Journal of Hungarian Meteorological Service, Vol. 90. No 2—3. March—June 1986. Budapest

Savas anyagok nagyléptékű légköri transzmissziója Európában

SZEPESI DEZSŐ, *Központi Légkörfizikai Intézet, H—1675 Budapest, Pf. 39*

Savas anyagok nagyléptékű légköri transzmissziója Európában. A tanulmány levegőminőség-tervezők, ill. az országhatárokon átáramló légszennyeződés különböző aspektusaival foglalkozó szakemberek számára készült. A szerző értelmezi a légköri savas anyagok nagy léptékű transzmissziójának fogalomkörét, meghatározta a transzmisszió-potenciál értékét Európára, majd Budapest, Magyarország, Közép-Európa és az európai kontinens területére megadja a kén- és nitrogén-oxid regionális, kontinentális és hemiszférikus háttérszennyezettségének értékeit. Végül bemutatja Magyarország jelenlegi kén- és nitrogén-oxid egyenlegét.

⁂

Long-range transmission of acid pollutants in Europe. This study aims to air quality planners and specialists dealing with the different aspects of transboundary pollution. The concept of long-range transmission of the acid pollutants is interpreted. Quantitative values of transmission potential for Europe are given in areal details. Regional, continental and hemispheric scale background pollution values for the city of Budapest, Hungary, Central Europe and for the European continent are presented. Actual sulfur and nitrogen oxides budgets are also determined and presented.

⁂

1. *A savas anyagok transzmissziójának fogalomköre*

A savas eső okainak, keletkezésének és következményeinek vizsgálata legcélszerűbben dinamikus modell létrehozásával és annak interaktív működtetésével végezhető. Ilyen rendszeranalitikai alapon nyugvó multidiszciplináris jellegű szimulációs modell került kidolgozásra a IIASA savas eső programjának keretében (*Alcamo* et al., 1984), melynek szerkezeti felépítését folyamatábrán szemléltetjük *(1. ábra)*.

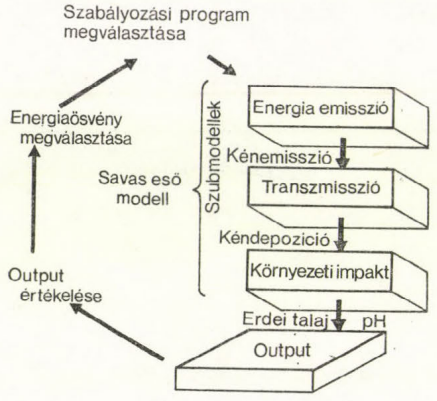
Az első generációs IIASA modell szemikvantitatív, azaz az impakt szintjét (jelentősebb, illetve mérsékelt kárhatás alatt álló terület) és nem mennyiségi egységben kifejezett mértékét becsli. A modell fő célja, hogy a savas eső hatását és a szabályozási stratégiát egész Európára becsülje. Arra való, hogy szűrési módszerként az érzékeny ökoszisztémájú és a nagyszennyezettségű területek valószínű egybeesését megállapítsa.

A bemutatott IIASA modell fő érdeme a kérdés rendszeranalitikai alapokon nyugvó interdiszciplináris közelítése. Korlátait jelenti viszont, számos vonatkozás túlzott egyszerűsítése, ill. az, hogy néhány feltételezése tudományos szempontból bizonytalan, sokszor ellentmondó nézeteken alapszik:

a) A modell kén-alapú, az NO_x, illetve más anyagok hatása csak később lesz figyelembe véve.

b) Az erdőkár, illetve az eshetőség arra, hogy erdőkár keletkezzen több okra visszavezethető jelenség. A talaj pH hatása nem izolálható más tényezőktől, mint például az ózon és a nehézfémek vagy az éghajlati tényezők hatása.

c) A IIASA jelenleg alkalmazott kontinentális léptékű savas eső modellje transzmissziós szubmodellként *Eliassen* és *Saltbones* (1983) által, 1978—79-re számított transzmissziós mátrixot használja. A mátrixban szereplő kéndepozició értékei a reálisan várhatónál lényegesen nagyobbak.



1. ábra: A IIASA savas eső modelljének folyamatábrája (*Alcomo*, et al., 1984)

A második generációs modell részletesebb területi bontásban, kîsebb területi fedéssel, részletesebb kár, illetve emisszió szabályozási költség becslésre lesz képes. Míg az első generációs modell egész Európára vonatkozó stratégiát értékel, a második generációs modell azt kutatja, hogyan lehet ezen stratégiákat egy adott országra vagy Európa szubrégiójára véghez vinni. Ilyen második generációs országos méretű savas eső modellt dolgozott ki Fekete K. 1986-ban.

A kontinentális méretekben alkalmazható savas eső modell energia/emisszió, transzmisszió, ill. impakt szubmodellekből áll. Az energia ösvény, az emisszió, a lerakódás és a környezeti impakt összefüggő következetes rendszerét itt szcenáriónak és ennek vizsgálatát szcenárióanalízisnek nevezik.

1.1 *Energia/emisszió szubmodell.* A szubmodell alkalmazása a következőképpen történik. A felhasználó először kiválaszt egy energia ösvényt minden egyes országra. Utána meghatározza az emissziószabályozás mértékét. A modell ezután kiszámítja mindenegyes országra az emissziókatasztert, majd az ebből várható szennyezőanyag lerakódást, és a várható környezeti impaktot.

Az eredménytől függően a modellező egy másik energia-ösvényt, illetve szabályozási program lehetőséget is választhat és ezekre értékelheti ki a modellt.

1.2 *Transzmissziós szubmodell.* A légszennyező anyagok transzmisszióját (T) célszerű az emisszió (E) és az immisszió (I) vagy depozició (D) alábbi szimbolikus összefüggéseinek felhasználásával értelmezni:

$$\left.\begin{matrix} I(t) \\ D(t) \end{matrix}\right\rangle \sim B + T \cdot E(t) \qquad (1)$$

$$\left.\begin{matrix} \Delta I(t) \\ \Delta D(t) \end{matrix}\right\rangle \sim T \Delta E(t) \qquad (2)$$

ahol B a háttérszennyezettség értéke és t az idő.

A T transzmissziós faktor $(0<T<1)$ a légköri mechanizmusok által a kibocsátott szennyező anyagokra gyakorolt komplex hatást foglalja magában, melynek eredményeként azok elszállítódnak, higulnak, átalakulnak, majd végül száraz, ill. nedves ülepedéssel kikerülnek az atmoszférából.

A transzmissziós tényező időben invariánsnak tételezhető fel, ha azt a meteorológiai elemek (szél, léghőmérséklet, csapadék stb.) reprezentatív adatsorai alapján értékeltük ki. Területi változása a régió diffúzióklimatológiai sajátosságaitól függ.

A transzmissziós tényező megbízható meghatározásának fontossága azonnal világossá válik, ha arra akarunk választ adni, hogy például egy kontinens kén emissziójának 30—50%-os tervezett csökkentése, vagy várható növekedése a levegő minőségét, ill. a leülepedett szennyezőanyagok mennyiségét milyen mértékben változtatná meg. Az adandó válasz fontosságát érzékelteti, hogy ilyen mértékű emissziócsökkentés költsége csak dollár milliárdokban fejezhető ki (*Hidy*, 1984). Az ilyen irányú vizsgálatoknál jelenleg a depozició és az emisszió között részarányos összefüggést tételezünk fel, mely csak első közelítésben fogadható el. A nem-linearitás fokának meghatározása az ez irányú meteorológiai kutatások egyik fontos célja.

Ha finomabb térbeli és időbeli ülepedés eloszlásra van szükség, a legfontosabb tényezőket megfelelően parametrizálni kell. Ez a parametrizálás nagymértékben a kellő pontosságú és felbontású adatbázis létezésétől és rendelkezésre állásától függ.

1.2.1 *Légszennyező anyagok transzmissziójának változékonysága.* Levegő- és csapadékkémiai adatok tér- és időbeli analízise világosan mutatja milyen jelentős azok éven belüli, illetve évről-évre történő változékonysága, melynek oka elsősorban a cirkulációs, csapadék, hőmérsékleti és sugárzási viszonyok eltéréseiben keresendők. Az adatok változékonyságának ismeretében lehet például egy emissziócsökkentési javaslat megfelelőségét, ill. megalapozottságát értékelni. Ha az évről-évre történő változékonyság kicsiny, a javaslatnak nyilván nagyobb a megbízhatósága.

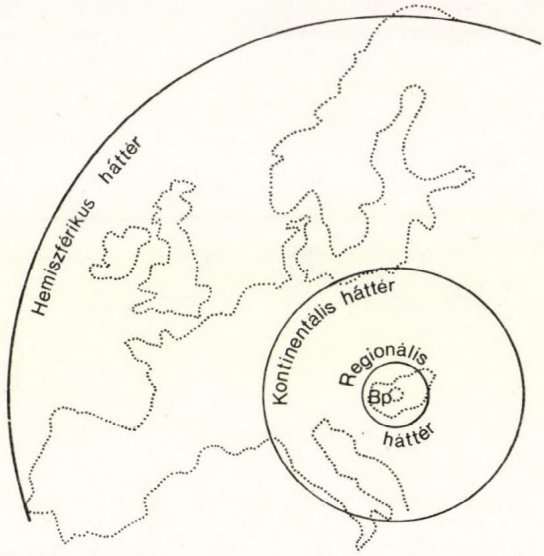
A *MOI* (1982) munkacsoport véleménye szerint Észak-Amerika keleti részén a depoziciós értékek évről-évre történő változékonysága 2-szeres szorzótényezőn belül van. *Samson* (1984) véleménye szerint egyes forrás/receptor kombinációkra kizárólag az eltérő transzmissziós viszonyok hatására egymást követő években a teljes kéndepozició 80—100%-os eltérést mutathat.

Szükség van tehát az egyes meteorológiai tényezők hatásának tisztázására, a mért levegő, illetve csapadékkémiai adatsorok transzmissziós hatásoktól független trendjének megállapítására, illetve emisszió csökkentési javaslatokhoz átlagos transzmissziós viszonyokra normált depoziciós értékekből való kiindulásra.

A levegő- és csapadékkémiai adatok normalizálása az általános cirkuláció, a kevert réteg vastagsága, a csapadék mennyisége és a levegő hőmérsékletének az átlagostól való eltérése alapján történik. Ilyen irányú vizsgálataink folyamatban vannak.

1.2.2 *A háttérszennyezettség figyelembe vétele.* A háttérszennyezettség számított, ill. mért értéke magába foglalja a természetes források, a vizsgálat

tárgyát nem képező közeli, ill. a távoli antropogén források szennyező hatását. A háttérszennyezettség általában jelentős részét képezi a szennyező források közvetlen hatása alatt nem álló alacsony szennyezettségű területeken mérhető koncentrációknak. Ezért a háttérszennyezettség figyelembevétele a levegő- és csapadékminőség regionális, ill. kontinentális méretű modellezésénél igen lényeges.



2. ábra: A háttérszennyezettség számításánál figyelembe vett különböző léptékű hatáskörzetek

A vizsgált légszennyezési folyamat méretétől függően megkülönböztetünk lokális regionális, kontinentális, hemiszférikus ill. globális háttérszennyezettséget (*Szepesi*, 1979, 1986). A háttérszennyezettség mérések, ill. számítások alapján határozható meg. A háttérszennyezettség számításánál figyelembevett hatókörzeteket a *2. ábra* szemlélteti. Értékelését célszerű kritikus átlagolási időtartamokra elvégezni (*EPA*, 1984).

A háttérszennyezettség fogalma a légköri csapadék vonatkozásában is értelmezhető. Ehhez azonban meg kell különböztetni a felhőképződés rétegében, illetve a felhő alatt lejátszódó kimosódási folyamatokat. A fenti állítást például a légköri kénvegyületek vonatkozásában a következő regressziós egyenlet bemutatásával igazoljuk:

$$D = \lambda_1 P_1 C_1 + \lambda_2 P_2 C_2 + \lambda_3 P_3 C_3, \qquad (3)$$

ahol D, mg $(SO_4—S)m^{-2}$ $év^{-1}$ a légköri csapadékkal a talajra került szulfát mennyisége,

λ_1, $\frac{\text{mg } (SO_4—S)l^{-1}}{\mu g(SO_2—S)m^{-3}}$ a felhőzóna alatti rétegben a kén-dioxid kimosódásának arányossági tényezője,

P, mm $év^{-1}$ a csapadék mennyisége,

C_1, μg $(SO_2—S)$ m^{-3} a felhőzóna alatti rétegben elsősorban a lokális és regionális antropogén forrásokból származó kén-dioxid átlagos koncentrációja,

λ_2, $\frac{\text{mg } (SO_4—S)\ l^{-1}}{\mu g\ (SO_4—S)\ m^{-3}}$ a felhőzóna alatti rétegben a szulfát aeroszol kimosódásának arányossági tényezője,

C_2, $\mu g\ (SO_4—S)\ m^{-3}$ a felhőzóna alatti rétegben elsősorban a lokális és regionális antropogén forrásokból származó szulfát aeroszol átlagos koncentrációja,

λ_3, $\frac{\text{mg S } l^{-1}}{\mu g\ S\ m^{-3}}$ a felhőképződés zónájában a kénvegyületek kimosódásának arányossági tényezője,

C_3, $\mu g\ S\ m^{-3}$ a felhőképződés zónájában elsősorban a természetes és távoli (kontinentális, ill. hemiszférikus) forrásokból származó kénvegyületek átlagos koncentrációja.

A nedves ülepedés háttérszennyezettségből származó részének számszerű értékét tehát, a regressziós egyenlet jobboldali harmadik tagjának felhasználásával határozhatjuk meg.

A szennyezőanyagok koncentrációjához a háttérszennyezettség jelentős hányaddal járul hozzá. Ezért — mint korábban megjegyeztük — a levegő- és csapadékminőségi vizsgálatok végrehajtásához, a háttérszennyezettség figyelembevétele elengedhetetlen.

Kén- és nitrogénoxidok koncentrációjának a háttérszennyezettségből származó hányadát az *I. táblázat* szemlélteti.

I. TÁBLÁZAT

Kén- és nitrogén-oxid koncentrációk háttérszennyezettségből származó komponensének számított értéke (számlálóban), mért tényleges értékének évi átlaga (nevezőben) és ebből a háttérszennyezettség százalékban kifejezve regionális (Reg.), kontinentális (Kont.) és hemiszférikus (Hem.) léptékben

Kén- és nitrogén-oxidok	Budapest				Magyarország				Közép-Európa		Európa	
	Reg.		Kont.		Kont.		Hem.		Hem.		Hem.	
	arány	%	arány	%	arány	%	arány	%	arány	%	arány	%
SO_2-S, $\mu g\ m^{-3}$	$\frac{7{,}0^a}{30{,}0^a}$	23	$\frac{3{,}85^b}{30{,}0^a}$	13	$\frac{3{,}85^b}{6{,}10^d}$	63	$\frac{1{,}25^c}{6{,}10^d}$	19	$\frac{1{,}25^c}{6{,}20^b}$	20	$\frac{1{,}25^c}{3{,}87^b}$	33
SO_4-S, $\mu g\ m^{-3}$	—		—	—	$\frac{1{,}44^b}{2{,}88^d}$	50	$\frac{1{,}00^c}{2{,}88^d}$	35	$\frac{1{,}00^c}{2{,}47^b}$	40	$\frac{1{,}00^c}{1{,}57^b}$	64
SO_4-S, $mg\ l^{-3}$	—	—	—	—	—	—	$\frac{0{,}385^c}{2{,}0^d}$	19	$\frac{0{,}385^c}{1{,}673^b}$	23	$\frac{0{,}385^c}{1{,}062^b}$	36
NO_2-N, $\mu g\ m^{-3}$	$\frac{2{,}1^a}{12{,}0^a}$	18	$\frac{1{,}51^b}{12{,}0^a}$	13	—	—	$\frac{0{,}40^c}{2{,}12^d}$	19	$\frac{0{,}40^c}{1{,}73^b}$	23	$\frac{0{,}40^c}{0{,}905^b}$	44
HNO_3-N, $\mu g\ m^{-3}$	—	—	—	—	$\frac{0{,}37^b}{0{,}60^e}$	62	$\frac{0{,}05^c}{0{,}60^e}$	8	—	—	—	—
NO_3-N, $\mu g\ m^{-3}$	—	—	—	—	—	—	$\frac{0{,}05^c}{0{,}50^e}$	10	—	—	—	—
NO_3-N, $mg\ l^{-3}$	—	—	—	—	—	—	$\frac{0{,}213^b}{0{,}59^d}$	36	$\frac{0{,}213^b}{0{,}569^b}$	37	$\frac{0{,}213^c}{0{,}366^b}$	58

A betűjelek a számadatok eredetére utalnak: *a* = *BFT*, *b* = *Szepesi—Fekete* (1986), *c* = *Fekete* (1985), *d* = *Popovics—Szepesi* (1985; A levegő és a csapadék háttérszennyezettsége Európában, kézirat), *e* = *Mészáros* (1985).

a) A táblázatból megállapítható, hogy Budapest kén-dioxid szennyezettségének 23%-a regionális, 13%-a kontinentális léptékű forrás területekről származik. A közép-európai források emissziójának 30%-os csökkentése tehát Budapest kénterhelésének 4%-os csökkenését eredményezné.

b) A kén-dioxid terhelésnek hemiszférikus háttérszennyezettségből Magyarországon 19%-a, Közép-Európában 20%-a és egész Európa viszonylatában 33%-a származik.

c) Magyarországon a csapadék szulfáttartalmának 19%-a és nitráttartalmának 36%-a hemiszférikus háttérszennyezettségből ered.

1.2.3 *Arányosság, linearitás.* A savas eső kialakulásának jelenleg alkalmazott modellezésénél feltételezik, hogy egy adott receptornál a koncentráció vagy depozició valamennyi forrás hozzájárulásának összege, és a hozzájárulások arányosak az emissziók mértékével. Az átalakulási és kikerülési folyamatok parametrizációja a modellekben lehetővé teszi a fenti közelítést, azonban az emisszió mértékével való lineáris összefüggés valószínűleg nem teljesen korrekt és további vizsgálatra szorul.

Minél magasabb rendű az SO_2 oxidációja, annál hatékonyabban csökkenti az emissziószabályozás a keletkezett SO_4^{2-} mennyiségét. Ha más szennyezőanyagok igen fontos tényezői az átalakulásnak (pl. a nehéz fémek), esetleg ezek emissziójának csökkentése, kisebb ráfordítással eredményesebben csökkentheti a keletkezett SO_4^{2-} mennyiségét.

Az emisszió/depozició közötti összefüggés linearitásának kérdésében számos kutató foglalt állást. *Eliassen*, (1982) szerint „a légköri kén átalakulása és kikerülése nem szélsőségesen nemlineáris". Szerinte a kén emisszió/depozició közötti nemlineáris kapcsolatot a kén-dioxid szulfáttá alakulásának nemlineáris összefüggése okozza. Ugyanis az $SO_2 \rightarrow SO_4$ átalakulást más szennyezőanyagok pl. nitrogén-oxidok, szénhidrogének jelenléte is befolyásolja. Mivel ezek tartózkodási ideje eltérő, az ülepedés területi megoszlása is módosulni fog. Eliassen szerint több szennyezőanyag kataszterét figyelembevevő transzmissziós modell futtatása csak esettanulmányokra terjedhet ki.

Az emisszió/depozició közötti összefüggés kérdésében az Egyesült Államok Tudományos Akadémiája (NAS) 1983-ban állást foglalt. Megállapította, hogy

a) az e téren rendelkezésre álló ismeretek komolyan akadályozzák a forrás/receptor összefüggés bármilyen érdemleges interpretálását,

b) nincs bizonyíték arra, hogy hosszabb távon és nagyobb területeken az emisszió és a szulfát depozició között nemlineáris (nonproportional) összefüggés állna fenn,

c) az SO_2 emisszió csökkentése a szennyezőforrások hatása alatt álló területeken a szulfát depozició csökkenéséhez fog vezetni.

A nem-linearitás kérdésének vitáját tehát a NAS állásfoglalás nyitva hagyta sőt még stimulálta is.

Levegő- és csapadékminőségi vizsgálatok gyakorlatban történő végrehajtása szempontjából a forrás/receptor összefüggés linearitásának kérdése a következőképpen foglalható össze:

a) A kénemisszió és a kén-dioxid immisszió megváltozása között közel részarányos (egy az egyhez) összefüggés tételezhető fel. Ettől való eltérés elsősorban a kibocsátás magasságának függvénye.

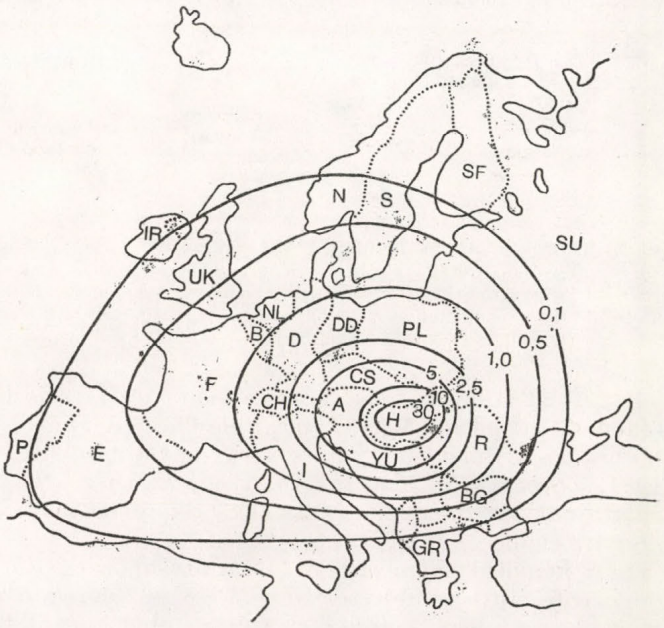
b) A kénemisszió és a csapadék szulfát tartalma közötti lineáris összefüggés feltételezésére *Popovics* et al., (1986) 30 évi mérési adatokon nyugvó vizsgálatai szerint már kevésbé korrekt. A nem-linearitás mértéke az átalakulási és kimosódási mechanizmusok egyéb tényezőktől is függő (kén-, nitrogén-oxidok, szénhidrogének egyidejű koncentrációi) időben nem lineárisan változó

paramétereinek alkalmazásával szimulálható csak. Amíg ilyen irányú verifikált vizsgálatok megbízható eredményekhez nem vezetnek, az emisszió és a depozició között részarányos (egy az egyhez) összefüggés alkalmazása javasolható.

1.2.4 *Transzmisszió potenciál.* Regionális, ill. kontinentális méretű légszennyezési folyamatokból származó depozició számításhoz a forrás/receptor összefüggést az (1) egyenlet felhasználásával a következőképpen fejezhetjük ki:

$$D = T_p E \qquad (4)$$

D (kg S/ha év): Európa egyes országaiból pl. Magyarország területegységére száraz, ill. nedves ülepedéssel jutó kénszennyeződés mértéke,



3. ábra: A transzmisszió potenciál értékei Európa területén

T_p (kg S ha^{-1} év^{-1}/Tg S év^{-1}): a forrás, ill. receptor területek viszonylatában fennálló és azok diffúzióklimatológiai adottságaitól függő transzmisszió potenciál értéke,

E (Tg S év^{-1}): a donor ország összes kénemissziója.

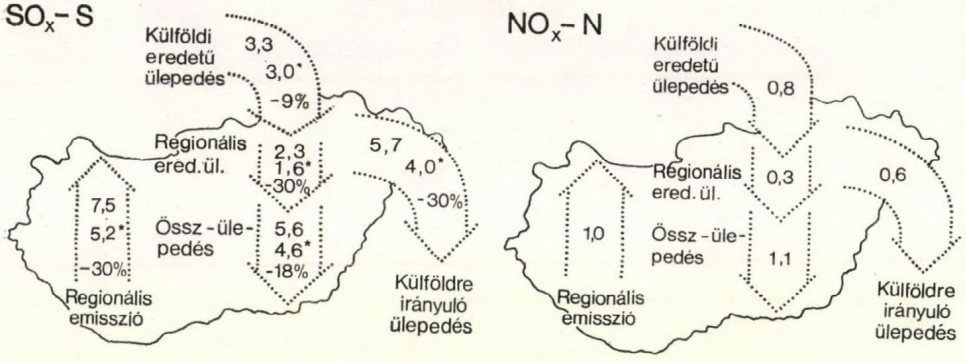
A transzmisszió potenciál jelen esetben az 1978—82 évekre rendszeresen megállapított kén-fluxus számítások eredményeit tartalmazó transzmissziós mátrixból került meghatározásra. Nagyobb felbontású mátrix esetén további területi finomítása lehetséges. Területi megoszlását elsősorban a cirkulációs és csapadékviszonyok eltérései befolyásolják. A száraz, ill. a nedves ülepedés transzmisszió potenciálja jelentősen eltérhet a csapadékos és csapadékmentes időjárási helyzetek különböző jellegzetességei következtében.

A transzmisszió potenciál alkalmazásával kijelölhetők a hazai kéndepozició csökkentése szempontjából leghatékonyabbnak bizonyuló külföldi forrás területek.

Például 1 Tg S év^{-1} (10^6 t S év^{-1}) kén emisszió csökkentés a TP = 1,0 sáv egy pontján Magyarország minden hektárnyi területén 1 kg kén depozició

csökkenéssel járna. A *3. ábrán* bemutatott transzmisszió potenciál értékeinek felhasználásával bármilyen szcenárióanalízis percek alatt elvégezhető.

1.2.5 *A légköri kén- és nitrogén-oxidok magyarországi mérlege.* A légszennyező anyagok transzmisszióját leíró egyszerű mérlegszámítások is már tá-



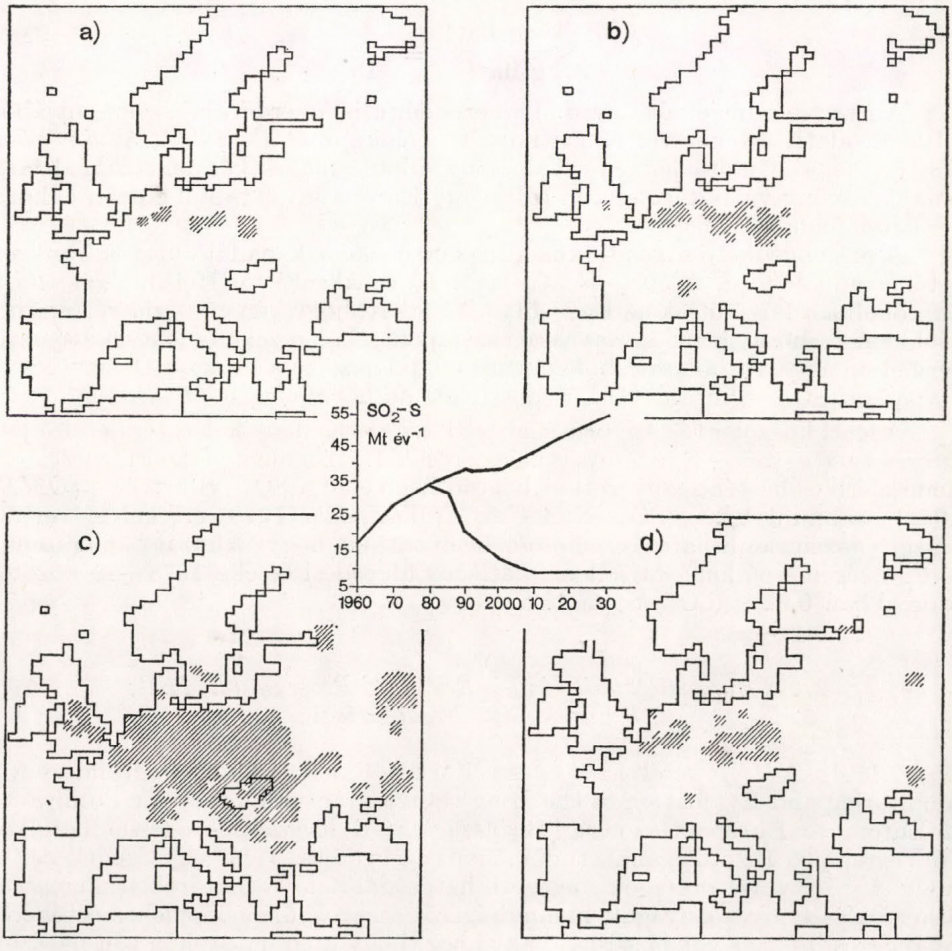
4. ábra: A légkörből a talajra ülepedő kén-oxidok ($SO_x - S$) és nitrogén-oxidok ($NO_x - N$) egyenlege Magyarországon 10^5t/év kén, ill. nitrogén egyenértékben. A kénre vonatkozó egyenleg az EMEP 1978–1982-re vonatkozó számításain alapszik. (*-gal jelölt értékek a Közép-Európában végrehajtandó 30%-os kénemisszió-csökkentés és a „lineáris kibocsátás/ülepedés" összefüggés feltételezése esetén várható kéndepozíció mennyiségét jelentik)

jékoztatást adhatnak első közelítésben az atmoszférikus savas depozíció mértékének, ill. jelentőségének megítéléséhez. A kén- és nitrogénvegyületek légköri körforgalmát Magyarországra már több kutató meghatározta *(Bónis,* 1981. *Zavodsky* és *Mitosinkova,* 1984, *Eliassen,* 1984). A fenti kutatók vizsgálatainak eredményeit az 1980-as referencia évre vonatkozóan a *4. ábrán* szemléltetjük.

A kén légköri mérlegének számításához az EMEP — lineáris emisszió-depozició változást feltételező — 1978—82 évi transzmissziós mátrixát alkalmaztuk. Az EMEP számítások szerint tehát hazánk területén száraz és nedves ülepedéssel $5{,}6 \cdot 10^5$ tonna kén ülepedik le. Magyarország átlagos kénterhelése 6,0 gS/(m².év). Feltételezve, hogy Csehszlovákia, az NDK és az NSZK 30%-kal csökkenti kénemisszióját, Magyarország területén a kénülepedés 5%-kal fog csökkenni; ez egységnyi területre vonatkoztatva 5,7 gS/(m².év) kénülepedést jelentene. Amennyiben Magyarország is végrehajtja a 30%-os kénemisszió csökkenést, a kénülepedés 18%-kal kisebb lenne. Igy az egységnyi területre jutó kénülepedés 5,0 gS/(m².év) lesz. A 2.3 fejezetben bemutatott összehasonlítás eredményeire hivatkozva meg kell azonban említeni, hogy a Magyarország felett az EMEP számítás szerint leülepedő $5{,}6 \cdot 10^5$ tS $év^{-1}$ kén mennyisége, a hazai háttérszennyezettség-méréseken alapuló vizsgálatokkal összevetve, bizonyos mértékű túlbecslést (kb. kétszeres) jelent.

A légköri nitrogén-oxidokra vonatkozó mérleg számítás Bónis és Zavodsky fentebb idézett vizsgálatainak eredményein alapszik. A hazai szennyező források nitrogén-oxid emisszióinak mértékét az újabb felmérések adatai alapján 1980-as referencia évre $1{,}0 \cdot 10^5$ tN $év^{-1}$-nek vettük. A nyert eredmények szerint a külföldi eredetű, ill. a külföldre irányuló nitrogénoxid fluxus hozzávetőleg megegyezik. Ennek következtében hasonló egyenleget mutat a hazai NO_x emisszió és a talajra ülepedett nitrogén-oxidok teljes mennyisége.

A kén- és a nitrogén-oxidok légköri mérlegeiben jelentkező néhány tizedet kitevő eltérés elhanyagolható bizonytalanságot jelent csak, az emisszió korábbi években becsült — esetenként 100%-ban is eltérő — értékeihez képest.



5. ábra: Savanyú erdőtalajok (pH<3,5) kiterjedése *a)* 1973-ban, *b)* 1980-ban, c) 2010-ben nagymértékű kénemisszió-növekedés, ill. *d)* 2010-ben kénemisszió-csökkentés esetén, *e)* Az európai kontinens jelenlegi, ill. a IIASA által becsült, várható kénemissziója (*Kauppi*, et al., 1984)

1.3 *Impakt szubmodell.* Az erdőtalaj savasodása kedvezőtlen jelenség, melyet a fakitermelés, a biomasszának az ökoszisztémában való felgyülemlése és a savas ülepedés okoz. A savasodás károsíthatja a növény gyökérzetét és ezen keresztül károsíthatja az ökoszisztéma produktivitását.

Az erdőtalaj kontinentális léptékű savasodásának szimulálására kidolgozott IIASA modell éves átlagban kiszámítja az erdőtalajok pH-ját a savas stressz és a talajok semlegesítő mechanizmusának függvényében. A savas stresszt a talaj felső rétegébe jutó hidrogén ion inputként definiálja. A talaj semlegesítő mechanizmusa a hidrogén ion fluxus nyelője. A semlegesítő mechanizmust a semlegesítés mértékével és a semlegesítési kapacitással kvan-

tifikálja. A modell összeveti a savas stressz (évi mennyiségét) mértékét és a felhalmozódott stresszt (több év alatt) a semlegesítő kapacitással. Ezen összevetés alapján ad becslést, a talaj pH értékére. A savas stressz mértékét az EMEP transzmissziós mátrixából vették úgy, hogy a kéndepozíciót savas stresszé a következő egyszerűsített konverziós faktorral végezték

$$\frac{H^+ \text{ k eq ha}^{-1}}{\text{S kg ha}^{-1}} = \frac{1}{16}.$$

A nyert eredményeket az *5. ábra* szemlélteti. Az erdőtalaj szempontjából pH = 3,5 alatti értéket vették kritikusnak *(Kauppi, et al.*, 1984). Az *5/a—5/d ábrák* világosan mutatják, hogy alacsony, illetve magas kén emisszióval járó energia ösvény választása esetén *(5/e ábra)* Európa savas talajú erdei mekkora területet foglalnak majd el.

A megengedhető savas fluxus küszöbértékeként kanadai kutatók konkrét értéket adnak meg. A 30%-os kén emisszió csökkentésről Helsinkiben aláírt Protokollban felszólítják az Egyesült Államokat, hogy kén emisszióját annyira csökkentse, hogy Kanada savasság szempontjából érzékeny ökoszisztémájú területein a nedves ülepedésből származó kéndepozíció a 20 kg $(SO_4)ha^{-1}.év^{-1}$ [= 0,67 g $(SO_4—S)m^{-2}.év^{-1}$] küszöbértéket ne haladja meg *(ECE*, 1985).

A fenti küszöbérték szigorúságát jelzi, ha azt Kanada keleti területeire jellemző 1,08 g $(SO_4—S)m^{-2}$ $év^{-1}$ mért értékkel, ill. ennek a kontinentális és hemiszférikus háttérszennyezettségből származó 0,40 g $(SO_4—S)m^{-2}$ $év^{-1}$ *(OME*, 1982), valamint 0,20 g$(SO_4—S)m^{-2}$ $év^{-1}$ *(Whelpdale*, 1978) értékeivel vetjük össze. Összehasonlíthatóság céljából bemutatjuk, hogy a hazai háttérszennyezettség mérőállomásra jellemző átlagos ülepedési értéke 1978—82 közötti időszakban 0,92 g $(SO_4—S)$ $m^{-2}.év^{-1}$.

2. *Az Európai Monitoring és Értékelési Program (EMEP) transzmissziós vonatkozásai*

2.1 *Az EMEP tevékenysége.* Az EMEP (Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe) az Európai Gazdasági Bizottság (EGB) légszennyeződéssel foglalkozó Végrehajtó Bizottságának tudományos szervezete. Tevékenységének célja, hogy a résztvevő országok nemzeti hatóságai felé a határokon keresztül érkező légszennyezőanyagok mennyiségéről és azok ülepedésének mértékéről rendszeres információt biztosítsanak ahhoz, hogy ezen határokon túli hatások figyelembevételével a szennyezőanyag emisszió megengedhető mértékét lokális és regionális méretben meghatározhassák.

Az EMEP 1977-ben alakult, jelenleg III. szakaszában tart, a IV. szakasz (1987—89) munka programjának tervezése most folyik. Tervek szerint a nehéz fémek és az alsó légrétegek ózon tartalmának rendszeres mérésére is a közeljövőben sor fog kerülni.

Az EMEP Európa jelentős részére kiterjedő mérőhálózatból, Kémiai Koordináló Központból (Oszló) és két Meteorológiai Szintetizáló Központból (Moszkva, Oszló) áll. A levegő- és csapadék kémiai mérések irányítását és ellenőrzését az Oszló-i Kémiai Központ végzi. A rendelkezésre álló meteorológiai adatok felhasználásával az Oszló-i Meteorológiai Központ kéndepozíció számításokat végez és ezeket transzmissziós mátrix formájában évente közli.

2.2 *Az EMEP mérőhálózata.* Európában 1984 végén 24 országban már 86 EMEP monitor állomás működött. A célnak legjobban megfelelő automatikus csapadékgyűjtővel csak az állomások 55 százaléka van felszerelve. A levegő- és csapadék minőségi minták kémiai analízise sajnos még mindig nem egységes. Az állomáshálózat sűrűsége nem egyenletes. Magyarországon az EMEP programjában az OMSZ Központi Légkörfizikai Intézete vesz részt. Jelenleg 3 háttérszennyezettségmérő állomást (K-puszta-Kecskemét, Szarvas, Farkasfa) és 7 csapadékkémiai állomást (Keszthely, Tihany, Fűzfő, Siófok, KLFI, Fertőrákos és Napkor) működtet. Hivatalos adatközlésre csak a K-pusztai monitor állomáson mért következő komponensek kerülnek: csapadékvízben mért szulfát, nitrát, ammónium, kalcium, nátrium, magnézium, klorid, pH, vezetőképesség; aeroszol részecskék szulfát és ammónium tartalma; lebegő részecskék tömege; kén-dioxid és nitrogén-dioxid.

II. TÁBLÁZAT

Az EMEP modellel számított és K-pusztán mért kénvegyületek koncentrációjának értékei

Év	Kén-dioxid $\mu g\ S\ m^{-3}$		Szulfát aeroszol $\mu g\ S\ m^{-3}$		Csapadékszulfát $mg\ S\ l^{-1}$	
	számított	mért	számított	mért	számított	mért
1978	14,0	8,0	3,7	4,2	2,7	2,6
1979	14,0	4,0	3,8	4,4	2,6	2,1
1980	15,0	11,0	–	11,6	2,4	1,5
1981	15,0	7,0	3,7	4,0	2,6	2,0
1982	14,0	5,0	4,0	4,3	2,3	2,5
Átlag, 1978–82	14,0	7,0	3,8	5,7	2,5	2,7

2.3 *A kénfluxus számítása.* Európa fölött az alsó 1,5 km vastag légrétegben végbemenő kén fluxus rendszeres számítását az oszlói központ végzi. A számításokat a légpályák mentén áthelyeződő légoszlop (mozgó box) modellel végzi. A modell számítások kiindulási adata a kén emisszió, ill. annak területi megoszlását részletező emisszió kataszter. Bár a kelet-európai országok kén emissziójuknak hivatalosan csak évi összmennyiségét adták meg, a norvég központ ezen országokra is végez rendszeres fluxus számítást a kén emisszió feltételezett területi megoszlása alapján.

A moszkvai központ Európa keleti, ill. nyugati országai közötti határvonalon áthaladó kén fluxus számítását végzi és a számított adatokat telexen az oszlói központba továbbítja.

A jelenleg alkalmazott oszlói EMEP modell túlbecsli a magas és alábecsli az alacsony kén koncentrációkat. A *II. táblázat* tanúsága szerint például a K-pusztai háttérállomásra, a környezeti levegő kén-dioxid és a csapadék szulfát tartalmának számított koncentrációi a mért értékeket meghaladják. Az 1982-ben végrehajtott mintavétel változtatást követően a szulfát aeroszol mért értékei ($2{,}7 \mu g\ S\ m^{-3}$) is alacsonyabbak a számítottnál.

Mivel a számított kéndepozíciónak kb. fele szárazülepedésből származik, — melyet mérhetőség hiányában a számított SO_2 ill. SO_4 koncentrációinak v_d ülepedési sebességekkel való szorzatából nyernek — megállapítható, hogy az EMEP adatok Magyarországra jelentős túlbecslést mutatnak.

2.4 *Az emissziócsökkentés lehetőségei és stratégiája,* A kénemisszió csökkentése, mely redukálná a savas ülepedést, költséges lesz. *Hidy* (1984) becslése

szerint az Egyesült Államokban a jelenlegi kén emisszió 50%-os csökkentése 10—50 milliárd dollárba kerülne. Az NSZK-ban előzetes tervek szerint 1988-ig végrehajtandó kénemisszió csökkentés beruházási költsége 15 milliárd DM, évi üzemeltetési költsége 5—7 milliárd DM kerülne. Svéd szakértők számításai szerint a kénemisszió csökkentésének költsége nálunk is tetemes összegeket tenne ki (1993-ig 600 millió $ egyszeri beruházás és 200 millió $ üzemeltetés évente *(Elam*, 1979).

A fentiek értelmében fontos, hogy az emissziószabályozás költsége olyan alacsony legyen amilyen csak lehet, mégis elegendő legyen ahhoz, hogy védje az érzékeny ökoszisztémájú területeket. Vizsgálatunk célja ezért olyan módszerek körvonalazása, melyek lehetővé teszik annak optimális meghatározását, hogy érzékeny receptor területek szempontjából hol szükséges nálunk, ill. Európa más területein emisszió-csökkentést végrehajtani. Az emisszió-csökkentés optimalizálásának többsége a forrásterületek szelektív megválasztásán alapszik. A rangsorolásnak több változata létezik. Rendszerint a legnagyobb mértékű savas depozícióban részesülő receptor szempontjából célszerű az emissziócsökkentés optimalizálását megkezdeni.

Ha elfogadjuk a modellben az emisszió/depozíció összefüggés linearitásának feltételét és ebből következően azt, hogy a transzmissziós mátrix alkalmas ezirányú becslések végzésére, nincs szükség arra, hogy az emisszió megváltozása esetén a modellel költséges újrafuttatásokat végeztessünk. Elegendő ha a transzmissziós mátrix megfelelő elemeit az új emissziós értékekkel szorozzuk meg és az összes forrásra elvégezzük a szummázást.

A transzmissziós mátrix felhasználásával lehetőség nyílik arra, hogy a receptor területeken a szükséges mértékre csökkentendő ülepedési értékekből kiindulva határozzuk meg az új emisszió mezőt. Ez a következő iteratív lépésekből áll:

a) Az emisszió csökkentése néhány ill. valamennyi forrás területen,

b) Csökkentett emisszió értékek alkalmazása a transzmissziós mátrix megfelelő értékeire a csökkentett depoziciós értékek számítása érdekében,

c) A csökkentett depoziciós értékeknek, a savas ülepedés norma értékeivel való összevetése,

d) Ha ezek a norma értéket nem érik el, az emissziók további csökkentése és a (d)—(d) lépések iteratív ismétlése.

A fentiek alapján felmerül, nem biztos, hogy például egy nagyobb régióban, vagy kontinensen az azonos százalékú emissziócsökkentés lenne a probléma leghatékonyabb megközelítése. Esetleg hatékonyabb lehet azon forrásterületek szabályozása, melyeken az emisszió igen nagy, vagy jelentős transzmissziós hatást gyakorolnak érzékeny receptor területekre.

1985. július 12-én az EGB tagországainak jelentős része megállapodást írt alá a kén emisszió 1993-ra történő 30%-os csökkentésére *(Protocol to the 1979 Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution on the Reduction of Sulfur Emissions or their Transboundary Fluxes by at least 30 per cent)*.

A megállapodás értelmében a résztvevő országok évenként jelentik az EGB-nek kén emissziójukat, a kibocsátás számítás módszerével együtt. Az EMEP a bejelentett emisszió értékkel kén depozíció, ill. fluxus számításokat végez és ennek eredményét a korábbi évek hasonló eredményeivel együtt a résztvevő országok részére rendelkezésre bocsátja.

A Konvencióhoz az EGB nem minden tagországa csatlakozott. Az Egyesült Államok például a kén emisszió további csökkentését nem fogadta el,

amíg — véleménye szerint — a jelenlegi kutatások eredményei be nem bizonyítják, hogy azok a kén ülepedés csökkenése szempontjából hatékonyak lesznek.

Az EGB 1985 őszén hasonló konvenció előkészítését kezdte meg a nitrogén-oxidokra vonatkozóan.

3. Következtetések

3.1 A savas eső folyamatának tudományos igényű szimulálásának még jelentős mértékű bizonytalanságokkal kell szembenéznie; egyes kérdésekben ugyanis ellentmondó nézetek uralkodnak,

3.2 Légszennyezőanyagok transzmissziójának modellezésénél az emisszió és a depozíció között lineáris összefüggést célszerű feltételezni addig, amíg a következő tényezők figyelembevételének megbízhatósága nem változik:

a) Az emissziókataszterek csak első közelítésnek tekinthetők. *Hidy* (1984) véleménye szerint ennek ellenére rendkívül kevés történik az alkalmazott kataszterek megbízhatóságának minősítésére. Az NO_x, a szénhidrogének, a lebegő részecskék és nehéz fémek emissziós adatai még a kén-oxidoknál is bizonytalanabbak. Célszerű ezért idő, terület és forrásmagasság szerinti bontásban országos emissziókatasztert kialakítani.

b) Európa szerte egységesített mérési (mintavételi és analitikai) módszerekkel végzett hosszúsorozatú levegő- és csapadék kémiai adatokra van szükség megbízható trendek megállapításához, a transzmissziós paraméterek optimalizálásához és második generációs modellek verifikálásához.

A fenti nehézségek ellenére a jelenleg rendelkezésre álló transzmissziós modellek közelítő választ adhatnak a levegőkészlet- gazdálkodás, ill. a levegő- és csapadék minőség szabályozás által feltett gyakorlatias kérdésekre, ha azok megbízhatóságának korlátait világosan megadják.

3.3 Nemzetközileg koordinált, interdiszciplináris közelítésű és az integrált környezeti monitoring speciális igényeit figyelembe vevő mérésekre, ill. adatgyűjtésre lenne szükség ahhoz, hogy dózis/hatás összefüggések megállapíthatók, ill. reális ökológiai normák kidolgozhatók legyenek.

3.4 A savas ülepedés témakörének célszerű lenne esetleges gazdasági kihatásait is figyelembevevő tudományos igényű interdiszciplináris hazai kutatását mielőbb megkezdeni az energia/emisszió, transzmisszió és impakt diszciplinák kollaborációjában.

SZAKIRODALOM

Alcamo, J., P. Kauppi, M. Posch and *E. Runca*, 1984: Acid Rain in Europe: A Framework to Assist Decesion Making. WP-84-32. IIASA, 2361 Laxenburg, Austria.

BFT, 1984: Budapest hosszútávú környezetvédelmi koncepciója. Helyzetfeltárás. Budapest Főváros Tanácsa, Közmű- és Mélyépítési Főigazgatósága, Környezetvédelmi Osztály. Budapest.

Bónis, K., 1981: Nitrogénvegyületek légköri mérlege Magyarország fölött. *Időjárás, 85.* 149–156.

ECE, 1985: Report of the Third Session of the Executive Body. ECE/EB. AIR/7. United Nations. Economic and Social Council. Geneva.

Elam, N., 1979: Present and Future Levels of Sulphur Dioxide Emissions in Northern Europe. Summary and Conclusions. The Swedish Ministry of Agriculture. Stockholm, Sweden.

Eliassen, A., 1982: Non-linear Atmospheric Chemistry and the Emission-deposition Relationship for Sulphur Pollutants. EMEP/MSC–W, Note 1/1982, ECE, Geneva.

Eliassen, A. and *J. Saltbones*, 1983: Modeling of Longrange Transport of Sulphur over Europe:

A Two-year Model Run and some Model Experiment. Atmos. Environ., 17. 8. 1457–1473.
EPA, 1984: Guideline on Air Quality Models (Revised Draft) U. S. EPA, Office of Air Quality Planning and Standards. Research Triangle Park, N. C. 27711.
Fekete K., 1986: A savas eső országos modellje. *Időjárás, 90.* 103–114.
Hidy, G. M., 1984: Source-receptor Relationships for Acid Deposition: Pure and Simple? A Critical Review. JAPCA, 34. 5. 518–531.
Kauppi, P., M. Posch, E. Matzner, L. Kauppi and *J. Kämäri*, 1984: Acidification of Forest Soils: Model Development and Application for Analyzing Impacts of Acid Deposition in Europe. CP-84-16. IIASA, 2361 Laxenburg, Austria.
Mészáros E., 1985: On the Wet Removal of Gaseous and Particulate Sulfur and Nitrogen Species from the Atmosphere. J. of Atmos. Chemistry, 2.
MOI, 1982: Atmospheric Sciences and Analysis-Work Group 2. US-Canada Memorandum of Intent on Transboundary Air Pollution. Offices of Environmental Processes and Effects Research, U.S. EPA, Washington, D.C.
NAS, 1983: Acid Deposition-Atmospheric Processes in Eastern North America. National Academy of Sciences. Report of the Committee on Atmospheric Transport and Chemical Transformation in Acid Precipitation. National Academy Press, Washington, D.C.
OME, 1982: Second Report of the United States-Canada Research Consultaiton Group on the Long-range Transport of Air Pollutants. Ontario Ministry of the Environment. Canada.
Popovics M., Szepesi D., Horváth L., 1986: A levegő- és a csapadék-minőség területi és időbeli változása Európában. *Időjárás, 90.* 131–142.
Samson, P. J., 1984: The Meteorology of Acid Deposition. JAPCA 34. 1. 20–24.
Szepesi, D., 1979: An Attempt to Generalize the Concept and Factors of Air Quality Management. Special Environmental Report No. 14. WMO–No. 549. Geneva.
Szepesi, D., 1986: Applications of Meteorology to Atmospheric Pollution Problems. Technical Note. SMO. Geneva. (Megjelenés alatt)
Szepesi, D., Fekete, K., 1986: Background Levels of Air and Precipitation Quality for Europe. Presented at the EURASAP Meeting, Budapest, April 22–24, 1986.
Whelpdale, D. M., 1978: Atmospheric Pathways of Sulphur Compounds, MARC Report 8, Chelsea College, University of London.
Závodsky, D., M. Mitosinkova, 1984: Estimation of Atmospheric Budget of Nitrogen Compounds over Czechoslovakia. *Időjárás, 88*, 202–209.

IDŐJÁRÁS

Az Országos Meteorológiai Szolgálat folyóirata. 90. évf. 2–3. szám, 1986. március–június
Journal of Hungarian Meteorological Service, Vol. 90. No 2–3. March–June 1986. Budapest

A savas eső országos modellje

FEKETE KATALIN, *Központi Légkörfizikai Intézet, H—1675 Budapest, Pf. 39*

Simulation of acid deposition on a regional scale. An operative model for the simulation of the air and precipitation quality is presented. The aim of the simulation is to take into account quantitatively the complex effect of the following factors, parameters and input data: Source inventory for sulfur and nitrogen oxides, effective height of the source, wind pattern in the transport layer, mixed layer height, precipitation conditions, transformation, wet and dry deposition, continental and hemispheric background values of air and precipitation quality. The output of the model is regional scale territorial distribution of sulfur dioxide, nitrogen dioxide, aerosol sulfate and nitrate and precipitation sulfate and nitrate. This first generation model estimates yearly average concentrations and it is validated based on 5 years of data measured at the Regional Background Pollution Station in Hungary. According to the findings two-thirds of the maximum acid deposition results from sulfur compounds while one-third from nitrogen compounds. The maximum acid deposition is considerable in the central part of Hungary (280 $[H^+]_{max}$ meq/($m^2 \cdot a$), while it is the lowest at the south eastern part (< 200 $[H^+]_{max}$ meq/$m^2 \cdot a$) of the country.

⁂

A savas eső országos modellje. A tanulmány a légköri kén- és nitrogénvegyületek koncentrációjának, száraz- és nedves ülepedésének, valamint az általuk okozott maximális savterhelésnek a meghatározására kidolgozott transzmissziós modellt ismerteti. A hosszú sorozatú mérés alapján vertifikált modellel meghatározható Magyarországra a területi- és magas forrásokból, valamint a külföldi forrásokból eredő regionális szennyezettség évi átlagos mértéke. A savas eső szimulációs modellje a levegőminőség-tervezés gyakorlatában első közelítésként alkalmazható. A számítási eredmények azt mutatták, hogy a maximális savterhelés kb. kétharmada a légköri kénvegyületekből származik. A hidrogénion egyenértékben kifejezett maximális savterhelés Magyarország középső részén számottevő, a fővárostól északra eső maximális értékkel (280 $meH^+_{max}/(m^2 \cdot év)$). A legkisebb savterhelés a délkeleti országhatár közelében alakul ki [< 200 $meH^+_{max}/(m^2 \cdot év)$].

⁂

Bevezetés. Az ásványi eredetű tüzelőanyagok égetésekor kén- és nitrogénoxidok keletkeznek, amelyek a légkörbe kerülve tovább oxidálódnak és savas vegyületek jönnek létre. Ezek az anyagok hosszabb-rövidebb idő után a légkörből a felszíni vizekbe, a talajba kerülnek, rárakódnak a növényekre, az épületek felületére stb. Bár a figyelem középpontjába újabban a savas eső került, ez tulajdonképpen magába foglalja a savas vegyületek kikerülését légkörből száraz ülepedés, illetve csapadék kimosódás útján. Minthogy a légköri szennyezés hosszúidejű hatásai nagyobb veszélyt jelentenek, ezért károsodás szempontjából a savas vegyületek hosszabb időtartam (hó, évszak, év) alatt lerakodó mennyisége a meghatározó.

A savas vegyületek a légáramlással terjedve több száz, illetve néhány

ezer kilométer távolságra is eljuthatnak, ezért a savasodás problémája elsősorban kontinentális, illetve regionális léptékben jelentkezik.

Jelen vizsgálat célja: a légköri savas ülepedés országos léptékű modelljének kidolgozása, és alkalmazása Magyarország különböző , lokális források közvetlen hatásától mentes vidékeire.

1. Szakirodalmi áttekintés

A nagy távolságú transzmissziós modellek—amelyek összefüggést teremtenek a megfelelő léptékű emissziós mező között—három alaptípusát különböztetjük meg.

1. *Lagrange-féle módszer:* a forrás, az immisszió, ill. az ülepedés közötti kapcsolatot a légáramlással együtt mozgó levegőtérfogatra számítja ki,

2. *Euler-féle módszer:* az emissziós- és transzmissziós mező, valamint az átalakulási és ülepedési folyamatok térbeli változását helyhez kötött koordináta rendszerben szimulálja,

3. *Statisztikai módszer:* a forrásokból emittált szennyező anyagokat az átlagos szél mentén helyezi át, miközben azok szóródnak, ill. kikerülnek a légkörből.

A modellek alkalmazásához általában ismernünk kell a szennyező anyagok emisszió-sűrűségét, a kevert réteg vastagságát és a kevert rétegre jellemző légáramlást.

A levegőbe került kén- és nitrogén-oxidok a savasodást előidéző legfontosabb szennyezőanyagok. A kén- és a nitrogénvegyületek nagytávolságú transzmissziójának szimulálásával több kutató foglalkozott. Sor került már a legsikeresebb modellek összehasonlítására is. *Ruff et al.*, (1985) 42 modellből kiválasztott három regionális modellel határozta meg a kén-dioxid és a szulfát koncentrációját és ülepedését. A modellek 24 óra vagy ennél rövidebb átlagolási időtartamra nem adtak a gyakorlati alkalmazás szempontjából használható eredményt, relatív hozzájárulásuk mértéke is tisztázásra szorul. A bizonytalanságokat a szerzők megbízható terepmérések alapján látják kiküszöbölhetőnek. *Mei-Kao Liu et al.*, (1982) Mathematical model for the analysis of acid deposition, a kézirat hét regionális léptékű transzmissziós modellt hasonlított össze. A modelleket alkalmasnak találták források relatív hozzájárulásának becslésére, minthogy azonban a nedves ülepedést csak nagyságrendileg adják meg, szabályozás orientált alkalmazásra nem megbízhatók. A modellek közül nem tudták a legjobbat kiválasztani; a mérésekkel való aránylag jó egyezés az ún. Monte-Carlo módszernél adódott.

Az Európai Gazdasági Bizottság Európai Monitoring és Értékelési Programja (EMEP) keretében a Nyugati Meteorológiai Szintetizáló Központ, trajektória mentén mozgó box-modell alkalmazásával, rendszeres számításokat végez egyes európai országokban — a különböző országokból eredő — leülepedő kén mennyiségére vonatkozóan *(Lehmhaus et al.*, 1983).

Hollandiában négy intézet közreműködésével országos modellt dolgoztak ki az évi átlagos kén-dioxid szennyezés meghatározására *(Niewstadt et al.*, 1976, *CEP Report*, 1981). Figyelembe vették az összes belföldi, valamint a környező országok kén-dioxid emittáló forrásait; pont- és területi forrást különböztettek meg. 5 km×5 km-es rácshálózatra számított SO_2 értékeik a — számos ponton végzett méréssel összevetve — 20 százalékkal magasabbak voltak.

Hazánkban a kén-dioxid és a szulfát-aeroszol nagy távolságra történő terjedésének szimulációs modelljét *Szepesi et al.* (1982) dolgozták ki. A modell egyes transzmissziós paramétereit Kecskemét mellett lévő regionális háttér-

szennyezettség-mérő állomáson egy évre, illetve két nyári hónapra végzett számítások és mérések alapján optimalizálták. A mért és a számított 24 órás átlagolási időtartamra vonatkozó koncentrációk közötti korrelációs koefficiens 0,72 volt. *Iványi és Mersich* (1984) három magyar regionális háttérszennyezettségmérő állomásra — az általuk kidolgozott egyszerű, objektív számítógépes trajektória-modellel — kettő és négy napos trajektóriákat szerkesztettek egy évi időtartamra. Ezáltal lehetővé vált a legvalószínűbb forrásterületek megjelölése.

Závodsky és *Mitošinkova* (1984) a kémiai átalakulás és az ülepedés hatását is figyelembe vevő egyszerű trajektória-modellel kilenc kelet-európai országra határozta meg a nitrogén-oxidok ülepedését.

A nagytávolságú transzmisszió szimulálására — mint a fentiekből is kitűnt — különböző modelleket dolgoztak ki, ennek ellenére a probléma — különösen a nitrogénvegyületek esetében — nem megoldott. A modellek alkalmazhatóságának főbb korlátait az alábbiakban látjuk:

— Nem ismeretesek az emisszió kataszterek, vagy nagyon bizonytalanok.

— A magaslégköri adatok idő- és térbeli felbontása erősen korlátozott.

— A teljes száraz- és nedves ülepedés modellszimulációja nehezen ellenőrizhető, mivel a száraz ülepedés mérése nem megbízható.

A légköri savas ülepedés transzmissziójának modellezésére még csak kezdeti lépések történtek, részben a probléma összetettsége következtében, részben amiatt, hogy a „savas eső" kvantitatív leírása csak néhány éve került a figyelem előterébe. A légköri savasság keletkezésének tudományos értelmezése terén a bizonytalanság jelentős, több kérdést illetően ellentétes nézetek uralkodnak. A modellezés ezideig elsősorban csak a savasságot előidéző tényezők valamelyikére irányult.

A légköri savas ülepedés szimulálása terén úttörő kezdeményezésnek számít a IIASA (International Institute for Applied Systems) első generációs, kontinentális léptékű modellje, amellyel a kénemisszió, a kénülepedés, ill. az erdőtalajok pH értékének összefüggése szimulálható Európára *(Alcamo et al.*, 1984). Fő céljuk volt, hogy a savasság problémáját komplex közelítésben derítsék fel, amely az európai szabályozási stratégiához útmutatóul szolgálhat. Számításaik az országok egész területére irányultak, így az ezen belüli régiók savasságára nem adnak információt.

2. *A savas ülepedés transzmissziós modellje*

A légköri savas ülepedés országos léptékű modelljének kidolgozásakor az alábbi alapelvet követtük.

Kiindultunk a hazai alacsony- és magas-, valamint a külföldi források kén-dioxid és nitrogén-dioxid emisszió kataszteréből. A belföldi- és külföldi alacsony forrásokból eredő koncentrációt légpálya mentén mozgó box-modellel, a magas forrásokból származót a Gauss-modellel szimuláltuk; majd a nyert szennyező hatásokat a háttérszennyezettség értékeihez hozzáadtuk. A vizsgálat során a kikerülési és átalakulási paraméterek újabb parametrizációja vált szükségessé, ami a számítások és a mérések adatainak összevetése alapján történt. A megfelelő parametrizáció figyelembe vételével nyertük a kén-dioxid, a szulfát-aeroszol, a nitrogén-dioxid, a nitrát-aeroszol és a salétromsav-gőz száraz ülepedéssel kikerülő mennyiségeit. Más módszerrel történt a légköri szulfát és a nitrát nedves ülepedésének meghatározása, aholis a mért adatok szerint kapott regressziós összefüggést alkalmaztuk.

A különbözőképpen megállapított száraz- és nedves ülepedési értékekből *Horváth* (1985; Savas eső, kézirat) maximális savterhelést számítottunk.

A továbbiakban rátértünk a légköri savas ülepedés országos léptékben kidolgozott modelljének részletes ismertetésére.

A maximális savterhelés számítása hidrogénion egyenértékben kifejezve $[eH^{+}_{max}/(m^2 \cdot év)]$ a következő algoritmus felhasználásával történik:

$$eH^{+}_{max}/(m^2 \cdot év) = \frac{1}{16}\,[D_{sz}\,(SO_2 - S) + D_{sz}\,(SO_4^{2-} - S) + D_n\,(SO_4^{2-} - S)] +$$

$$+ \frac{1}{14}[D_{sz}\,(NO_2 - N) + D_{sz}\,(NO_3^{-} - N) + D_{sz}\,(HNO_3 - N) + D_n\,(NO_3^{-} - N)], \quad (1)$$

ahol: $D_{sz}\,(SO_2 - S)$, $D_{sz}\,(SO_4^{2-} - S)$, $D_{sz}\,(NO_2 - N)$, $D_{sz}\,(NO_3^{-} - N)$, $D_{sz}(HNO_3 - N)$; $g/(m^2 \cdot év)$ = a kén-dioxid és a szulfát-aeroszol, ill. a nitrogén-dioxid, a nitrát-aeroszol és a salétromsav-gőz receptorpontra számított száraz ülepedése,

$D_n\,(SO_4^{2-} - S)$, $D_n\,(NO_3^{-} - N)$; $g/(m^2 \cdot év)$ = a légköri szulfát és nitrát receptorpontra számított nedves ülepedése.

Az (1) összefüggésben a száraz ülepedéssel kikerülő szennyezőanyag mennyiségét az alábbi kifejezéssel számítjuk:

$$D_{sz} = cIv_d, \quad (2)$$

ahol: c, $(g \cdot s)/(\mu g \cdot év)$ = átszámítási tényező,

I, $\mu g/m^3$ = adott szennyezőanyag esetén a receptorpontra számított évi átlagos regionális koncentráció érték,

v_d, m/s = a légszennyező anyag fajtájától függő ülepedési sebesség *(Szepesi et al.* 1982; *Mészáros* és *Horváth*, 1984; *Závodsky* és *Mitošinkova*, 1984)

A légköri szulfát nedves ülepedésének számításához Európában, 1978—82 között folyó csapadék-szulfát-, kén-dioxid- és szulfát-aeroszol regionális háttérkoncentráció, valamint csapadékmennyiség mérések átlagos évi adatai alapján megállapított területi eloszlásból *(Szepesi* et. al. 1985) indultunk ki. Közép-Európa 260 rácspontjára leolvasott értékekből az alábbi regressziós összefüggést kaptuk (korrelációs együttható 0,73):

$$D_n\,(SO_4^{2-}) = 0{,}001\,P[0{,}038\,I\,(SO_2 - S) + 0{,}426\,I\,(SO_4^{2-} - S) + 0{,}385]. \quad (3)$$

A légköri szulfát nedves ülepedését a számított kéndioxid- és szulfát-aeroszol koncentrációk felhasználásával a (3) kifejezéssel határoztuk meg.

A légköri nitrát nedves ülepedésének számításához a K-pusztai regionális háttérszennyezettség-mérő állomáson 1982. júl.—1984. jún. között folyó csapadéknitrát-, nitrogén-dioxid-, nitrát-aeroszol- és salétromsav-gőz koncentráció (csapadékos napokon vett minták alapján), valamint csapadékmennyiség mérések adataiból *Mészáros* és *Szentimrei* (1985) által megállapított regressziós összefüggést (korrelációs együttható 0,56) alkalmaztuk. Ennek egy évre vonatkozó, módosított alakja a következő:

$$D_n\,(NO_3^{-} - N) = 0{,}001\,P[0{,}02\,I(NO_2 - N) + 0{,}29\,I\,(NO_3^{-} - N) + 0{,}23\,I\,(HNO_3 - N) + 0{,}40]. \quad (4)$$

A (2) és a (4) kifejezésekben P mm-ben a receptorpontban, egy átlagos évben előforduló csapadékmennyiség.

Az (1)—(4) összefüggések alkalmazásához valamely lokális források közvetlen hatásától mentes területen levő receptorpontban, a kén- (kén-dioxid, szulfát-aeroszol) és a nitrogénvegyületek (nitrogén-dioxid, nitrát-aeroszol,

salétromsav-gőz) évi átlagos koncentrációjának ismerete szükséges. A koncentrációnak ez az értéke különböző típusú hazai, illetve különböző távolságban lévő külföldi légszennyező forrásokból származó koncentrációk összegeződéséből alakul ki, vagyis

$$I = I_t + I_m + I_{k1} + I_{k2}, \tag{5}$$

ahol I_t, I_m, I_{k1}, I_{k2}; $\mu g/m^3$ = a belföldi területi- (I_t), a belföldi magas- (I_m), illetve a legfeljebb 800 km-re (I_{k1}), valamint azon túl (I_{k2}) lévő külföldi forrásokból eredő koncentrációk. Területi forráson az ország 25 km × 25 km-es területegységén elhelyezkedő, legfeljebb 100 m magas légszennyező források összességét értjük. Magas forrásokhoz a 100 m feletti kémények tartoznak.

I. TÁBLÁZAT

Légköri kén- és nitrogénvegyületek I_{k2} *koncentrációi,* $\mu g/m^3$

Kénben		Nitrogénben		
Kén-dioxid	Szulfát-aeroszol	Nitrogén-dioxid	Nitrát-aeroszol	Salétromsav-gőz
1,2	1,0	0,4	0,05	0,05

Az I_{k2} koncentráció — mely az *I. táblázat*ban látható — a hemiszférikus háttérszennyezettség becsült értéke. Kén-dioxid, szulfát-aeroszol és nitrogén-dioxid esetén ezt a becsült értéket az európai hálózatban 1978—82 között végzett koncentráció mérések évi átlagos területi eloszlásából, az Atlanti-óceán francia partjainál valószínűsíthető érték szerint vettük. A nitrát-aeroszol és a salétromsav-gőz háttérszennyezettsége *Bónis et al.* (1980) által megadott érték.

A belföldi és a közeli külföldi források által okozott évi átlagos koncentrációt a nyolc égtáj-iránynak megfelelő 45 fokos szektorra számított koncentrációknak (I_t^Θ, I_{k1}^Θ) az 500 m-en mért f_k szélirány gyakoriság *(Béll,* 1954) szerint súlyozott átlaga adja:

$$I_{t,k1} = \frac{\sum_{k=1}^{8} f_k I_{t,k1}^\Theta}{100} \tag{6}$$

Valamely szennyezőanyag adott receptorpont körüli, 45 fokos szektorból származó évi átlagkoncentrációját belföldi területi források esetén három szektorrészből összeadódóan, külföldi források esetén pedig az ország területén kívül a receptorponttól 800 km távolságig található forrásokból számítjuk *(1. ábra)*, a következő összefüggések segítségével *(Szepesi et al.* 1982):

Kén- és nitrogén-dioxidra:

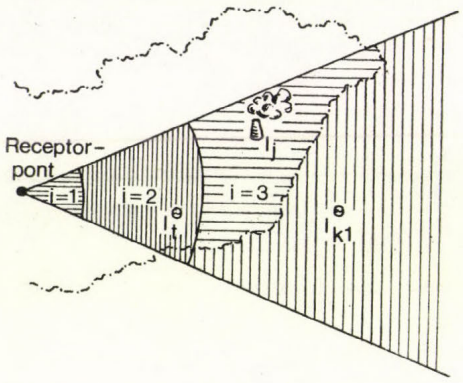
$$I_{t,k1}^\Theta = \frac{E \, \Delta t}{H_{max}} \exp\left[-0{,}693\left(\frac{dt_1}{\tau_1} + \frac{dt_2}{\tau_2} + \frac{dt_3}{\tau_3}\right)\right]. \tag{7}$$

Szulfát- és nitrát-aeroszolra, valamint salétromsav-gőzre:

$$I^{\Theta}_{t,k1} = \frac{k\ C\ E\ \Delta t}{H_{max}} \left\{ \exp\left[-0{,}693 \left(\frac{dt_4}{\tau_4} + \frac{dt_5}{\tau_5} \right) \right] - \right.$$

$$\left. - \exp\left[-0{,}693 \left(\frac{dt_1}{\tau_1} + \frac{dt_2}{\tau_2} + \frac{dt_3}{\tau_3} \right) \right] \right\}, \qquad (8)$$

$$C = \frac{dt_2/\tau_2}{dt_1/\tau_1 + dt_2/\tau_2 + dt_3/\tau_3 - dt_4/\tau_4 - dt_5/\tau_5}$$



1. ábra: Adott receptorpont környezetéből kiválasztott 45 fokos szektor és részei, amelyek alapján az emissziót a koncentráció-számításoknál figyelembe veszik

A receptorpontban a magas források által okozott évi átlagos koncentrációt az egyes forrásokból eredő koncentrációk (I_j) összegezése adja:

$$I_m = \sum_j I_j \qquad (9)$$

A j-edik magas forrásból eredő évi koncentrációt az (u_j, S_j, P_j) előforduló értékegyütteseire számított koncentráció értékekből [I_j (u_j, S_j, P_j)] következőképpen állapítjuk meg:

$$I_j = \frac{\sum_{u_j} \sum_{S_j} \sum_{P_j} f_{\Theta j}\ I_j\ (u_j, S_j, P_j)}{8760}, \qquad (10)$$

ahol $f_{\Theta j}$ = azon órák évi száma, amikor a j-edik magas forrás által a receptorpontot szennyező 45 fokos Θ_j szélirány szektorban az (u_j, S_j, P_j) értékegyüttesek előfordulnak *(Béll*, 1954; *Szepesi*, 1967).

Az I_j (u_j, S_j, P_j) koncentráció értékeket az alábbi összefüggésekkel számítjuk *(Szepesi et al.* 1982; *Fekete* et al., 1983):

Kén- és nitrogén-dioxidra:

$$I_j\ (u_j, S_j, P_j) = \frac{2{,}032\ E_j}{\sigma_{zj}\ u_j\ x_j} \exp\left(-\frac{H_j^2}{2\sigma_{zj}^2} \right) \cdot$$

$$\cdot \left\{ \exp\left[-0{,}693 \left(\frac{x_j}{u_j\ \tau_1} + \frac{x_j}{u_j\ \tau_2} + \frac{x_j\ P_j}{u_j\ \tau_3} \right) \right] \right\}, \qquad (11)$$

Szulfát- és nitrát-aeroszolra, valamint salétromsav-gőzre:

$$I_j\ (u_j,\ S_j,\ P_j) = \frac{2{,}032\ k\ C_j\ E_j}{\sigma_{zj}\ u_j\ x_j} \exp\left(-\frac{H_j^2}{2\,\sigma_{zj}^2}\right) \cdot \left\{\exp\left[-0{,}693\left(\frac{x_j\ P_j}{u_j\ \tau_4} + \frac{x_j}{u_j\ \tau_5}\right)\right]\right.$$
$$\left. - \exp\left[-0{,}693\left(\frac{x_j}{u_j\ \tau_1} + \frac{x_j}{u_j\ \tau_2} + \frac{x_j\ P_j}{u_j\ \tau_3}\right)\right]\right\}, \qquad (12)$$

$$C_j = \frac{\dfrac{x_j}{u_j\ \tau_2}}{\dfrac{x_j}{u_j\ \tau_1} + \dfrac{x_j}{u_j\ \tau_2} + \dfrac{x_j\ P_j}{u_j\ \tau_3} - \dfrac{x_j\ P_j}{u_j\ \tau_4} - \dfrac{x_j}{u_j\ \tau_5}}$$

A (7), (8), (11) és (12) kifejezésekben használt jelölések:

E, $\mu g/(m^2 \cdot s)$ — az emisszió átlagértéke, mely adott 45 fokos szektorban

I_t számításakor: az i-edik részben lévő hazai területi forrásokból,

I_{k1} számításakor: az ország területén kívül, a receptorponttól 800 km távolságig elhelyezkedő forrásokból származik. Az emisszió átlagát I_t-re 25 km × 25 km, I_{k1}-re pedig 100 km × 100 km rácselem felbontású, évszakos kén-dioxid, valamint évi nitrogén-dioxid (nitrogénben kifejezve) emisszió kataszterből határozzák meg.

Δt, s — az áramvonal időbeli felbontása, mely

I_t számításakor: 3, 6 és 12 órás időtartam,

I_{k1} számításakor: az az időtartam, amely alatt a légpálya mentén mozgó légrészecske 800 km-es távolságból eléri az országhatárt.

H_{max}, m — a kevert réteg vastagságának évi, illetve évszakos átlagos maximális értéke *(Fekete* et al., 1983),

dt_1, dt_2, dt_3, dt_4, dt_5; s — rész-időtartamok, amelyek alatt a légszennyező anyag a száraz ülepedés (dt_1: SO_2-re vagy NO_2-re ; dt_5: SO_4^{2-}-re vagy $NO_3^- + HNO_3$-ra), az átalakulás (dt_2) és a nedves ülepedés (dt_3: SO_2-re vagy NO_2-re, dt_4: SO_4^{2-}-re vagy $NO_3^- + HNO_3$-ra) hatása alatt állt,

τ_1, τ_2, τ_3, τ_4, τ_5; s — a szennyezőanyag parciális felezési idői, amelyek a száraz ülepedési (τ_1, τ_5), az átalakulási (τ_2) és a nedves ülepedési (τ_3, τ_4) mechanizmusok sebességétől függő koefficiensek. Ezek a légszennyező források típusától, illetve helyétől, valamint a légszennyező anyag fajtájától függő értékek *(Szepesi* et al., 1982; *Závodsky* és *Mitošinkova*, 1984),

k értéke — a szulfát-aeroszol számításakor 1,53; különben 1,

E_j, $\mu g/s$ — a j-edik magas forrás évi átlagos kén-dioxid, valamint nitrogén-dioxid emissziója,

σ_{zj}, m — a j-edik magas forrás füstfáklyájának szélre merőleges turbulens szóródási együtthatója *(Fekete* et al. 1983),

S_j, — a légköri stabilitási indikátor,

u_j, m/s — a j-edik magas forrás füstfáklyájára jellemző szélsebesség,

x_j, m — a j-edik magas forrás és a receptorpont közötti távolság,

H_j, m — a j-edik magas forrás kibocsátásának effektív magassága,

P_j, — a csapadék előfordulást figyelembevevő tényező; száraz időszakban értéke 0, csapadék esetén 1.

A fentiekben részletezett transzmissziós modellel számításokat végeztünk a Kecskemét mellett lévő K-pusztai regionális háttérszennyezettség-mérő

II. TÁBLÁZAT

Kén- és nitrogénvegyületek számított és mért értékei. K-puszta, 1978–1982

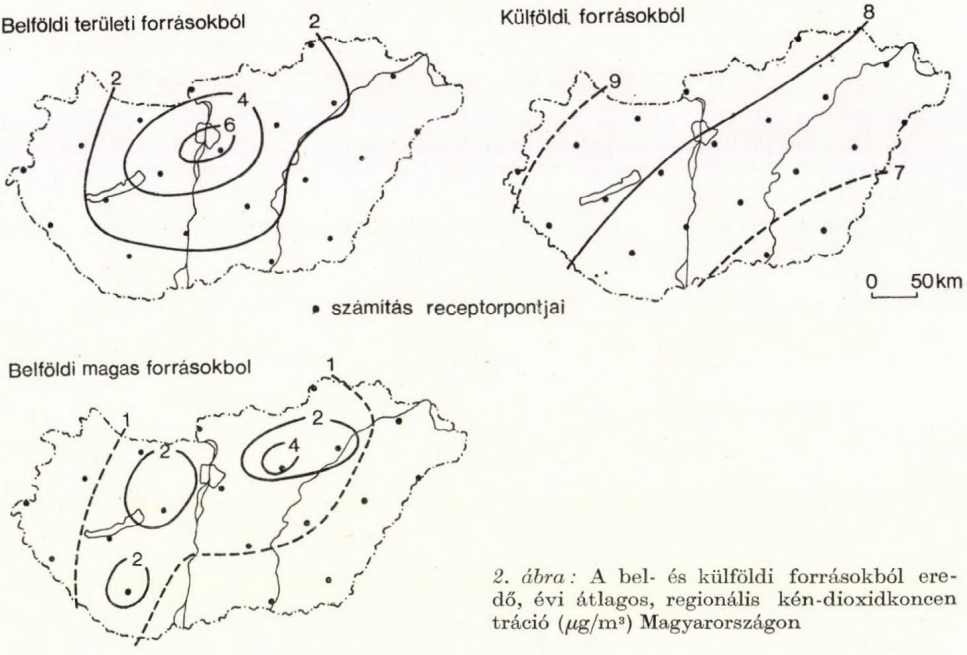
Érték	Évi átlagos koncentráció, $\mu g/m^3$					Nedves ülepedés, $g/m^2 \cdot év$	
	Kénben		Nitrogénben			Kénben	Nitrogénben
	Kén-dioxid	Szulfát-aeroszol	Nitrogén-dioxid	Nitrát-aeroszol	Salétromsav-gőz	Szulfát	Nitrát
Számított	7,4	2,7	2,3	0,5	0,5	0,79	0,36
Mért	7,4	2,3*	2,3	0,5	0,6	0,92	0,37

* 1983. évi adat

állomásra. A számítási eredményeket az állomáson 1978—82 közötti időszakban mért adatok évi átlagértékeivel vetettük össze *(II. táblázat)*. Látható, hogy a mért és a számított koncentrációk igen jó egyezést mutattak: az eltérés még szulfát-aeroszolnál is csak 0,4 $\mu g/m^3$ volt. Ugyancsak jó egyezést kaptunk a légköri nitrát nedves ülepedésénél. A számított és mért értékek leginkább a szulfát nedves ülepedésénél különböztek; a számítás közel 30 százalékkal alacsonyabb értéket adott. A száraz ülepedésre és a maximális savterhelésre vonatkozóan mérési adatok nem voltak, de más elméleti vizsgálatokkal ezek is jó egyezést mutattak *(Szepesi* et al. 1985).

3. *A légköri kén- és nitrogénvegyületek koncentrációja, ülepedése és maximális savterhelése Magyarországon*

A légköri kén- és nitrogénvegyületek évi maximális savterhelésének meghatározására kidolgozott transzmissziós modellel Magyarország különböző—



2. ábra: A bel- és külföldi forrásokból eredő, évi átlagos, regionális kén-dioxidkoncentráció ($\mu g/m^3$) Magyarországon

lokális források közvetlen hatásától mentes — receptorpontjaira számításokat végeztünk. E számítások részeredményeként a következőket határozhattuk meg:

— a belföldi területi- és magas forrásokból, valamint a külföldi forrásokból eredő regionális évszakos, illetve évi átlagos kén-dioxid- és szulfát-aeroszol-, valamint évi átlagos nitrogén-dioxid, nitrát-aeroszol- és salétromsav-gőz koncentráció,

— az előbbiekre vonatkozóan a talajra száraz ülepedési mechanizmussal lerakódott szennyezőanyag mennyiségei,

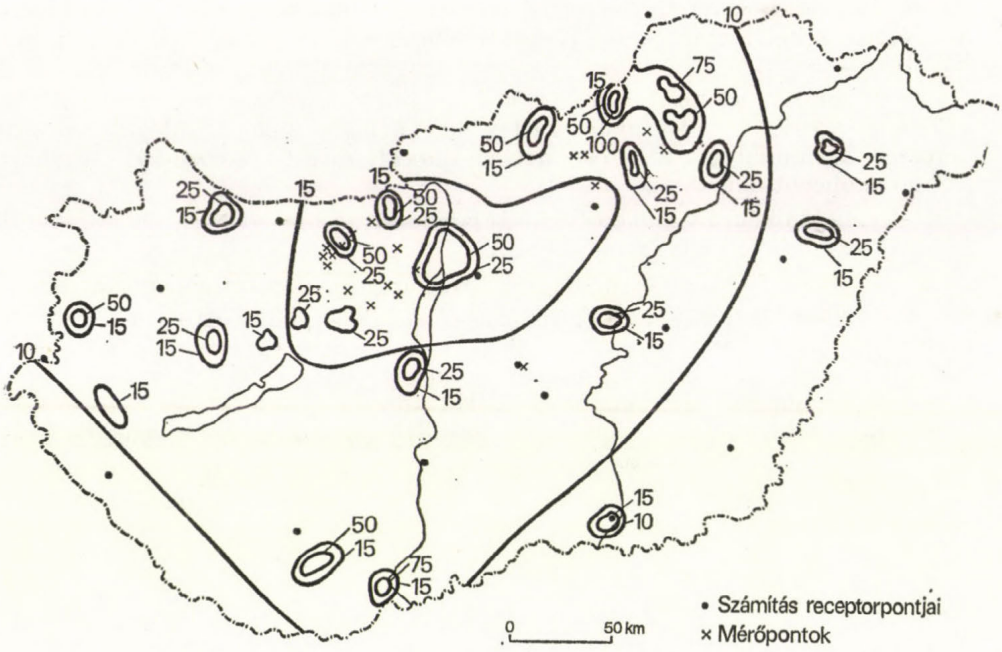
— a légköri szulfát és nitrát csapadék útján kimosott évi mennyiségei.

E részeredmények is jól alkalmazhatók a levegőminőség-tervezés gyakorlatában, értékes információval szolgálnak a szennyezettség eredetére, mértékére vonatkozóan az ország különböző tájain.

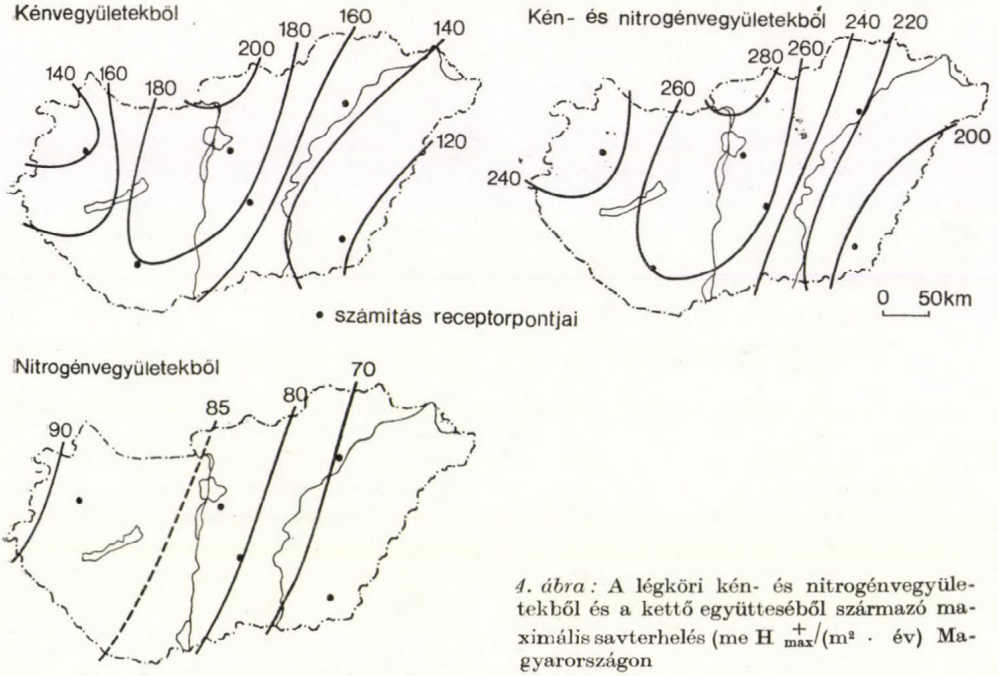
A legrészletesebb térbeli vizsgálatot a kén-dioxid évi átlagos koncentrációjának meghatározására végeztük. A számítás az országban egyenletesen elosztva, 20 receptorpontra történt.

A különböző forrásokból eredő évi átlagos regionális kén-dioxid koncentráció mezejét a *2. ábra* szemlélteti. Látható, hogy a belföldi területi források a főváros környezetében okozták a legnagyobb szennyezettséget (6 $\mu g/m^3$), mely hatás innen kiindulva északkelet-délnyugat felé elhúzódva csökkenő tendenciát mutatott. A legkisebb regionális koncentrációk keleti-, déli- és nyugati határrészeken alakultak ki. A belföldi magas források által okozott kén-dioxid terhelés ott nagyobb, ahol a vizsgálati pontok nagy erőművek közelébe estek. Így a 4 $\mu g/m^3$-es érték a Visontai Hőerőmű szennyező hatását tükrözi. A külföldi források okozta szennyezettség az ország északnyugati részéből délkelet felé haladva csökken. A különböző forrásokból eredő koncentrációk országos eloszlása összhangban van a nagy kén-dioxid emissziójú területek elhelyezkedésével, valamint az országra jellemző leggyakoribb északnyugati áramlással. Magyarország regionális kén-dioxid háttérszennyezettségének kb. kétharmada — más vizsgálatokkal összhangban *(Szepesi et al.* 1982; *Lehmhaus et al.*, 1985) — országos átlagban külföldi forrásokból ered. A belföldi források közül a területi források szennyező hatása a jelentősebb.

A *3. ábra* a kén-dioxidnak a regionális és lokális léptékű szennyező folyamatok együttes hatására kialakult évi átlagos koncentrációját ($\mu g/m^3$) mutatja Magyarországon. A regionális összetevő a 2. ábrán bemutatottak összegezéséből származik *(Szepesi* et al. 1982). A lokális és települési léptékű szennyező folyamatok hatásának kimutatására az Országos Közegészségügyi Intézet által városokban, az 1977—78 években rendszeresen végzett 24 órás, valamint a rendelkezésünkre álló időszakos (ábrán x-el jelölve) kén-dioxid koncentráció mérések adatait használtuk fel *(Popovics,* 1982. Az évi kén-dioxid koncentráció településeken, kézirat). Az ábrán a regionális és lokális összetevő értékei alapján kihúzott koncentráció izovonalai láthatók. Települések esetén csak a külterületre jellemző izovonalakat húztuk ki. Az ábrából kitűnik, hogy Magyarországon regionális léptékben (10—15 $\mu g/m^3$-es értékek) egy északkelet-délnyugat irányítottságú szennyezett tengely húzódik. A települések, szennyezettségükkel kisebb vagy nagyobb mértékben kiemelkednek ebből. A kidolgozás alatt álló levegőtisztaságvédelmi jogszabálytervezet kén-dioxidra vonatkozóan éves átlagolási idejű normákat is megad. Eszerint Magyarország regionális kén-dioxid szennyezettsége alacsony, a tervezett kiemelten védett területi 50 $\mu g/m^3$-es normának egy-harmadát sem érte el.



3. ábra: A kén-dioxidnak a regionális és lokális léptékű szennyező folyamatok együttes hatására kialakult évi átlagos koncentrációja ($\mu g/m^3$) Magyarországon



4. ábra: A légköri kén- és nitrogénvegyületekből és a kettő együtteséből származó maximális savterhelés (me $H^+_{max}/(m^2 \cdot év)$ Magyarországon

Ezzel szemben egyes szennyezett városokban — különösen a belterületen — a védett területi 80 $\mu g/m^3$-es határértéket meghaladó koncentrációk alakultak ki.

A maximális savterhelés meghatározását a *4. ábrán* látható hat receptorpontra végeztük el. Minthogy a kén-dioxid koncentráció országos átlaga húsz, illetve hat pontra történő számítás esetén csak 6 százalékkal tért el egymástól, feltételezzük, hogy a kiválasztott receptorpontok megfelelően jellemzik az országos átlagviszonyokat.

III. TÁBLÁZAT

A levegő- és a csapadékminőség számított, országos átlagértékei

Országos átlag	Kénben		Nitrogénben			Kénben	Nitrogénben
	Kéndioxid	Szulfátaeroszol	Nitrogéndioxid	Nitrátaeroszol	Salétromsavgőz	Szulfát	Nitrát
Koncentráció, $\mu g/m^3$	6,2	2,2	2,1	0,47	0,47	–	–
Száraz ülepedés, $g/(m^2 \cdot év)$	1,57	0,081	0,40	0,015	0,29	–	–
Nedves ülepedés, $g/(m^2 \cdot év)$	–	–	–	–	–	0,75	0,40

A maximális savterhelés megállapítása során nyert részeredmények országos átlagértékeit a *III. táblázat* tartalmazza. A számított értékek általában jól egyeztek az ország regionális háttérszennyezettségmérő állomásain mért adatokkal *(Szepesi el. al.*, 1985; *Mészáros* és *Horváth*, 1984). A legnagyobb eltérést (maximálisan 50%) a szulfát koncentrációjánál és ülepedésénél kaptuk. A táblázatból kitűnik, hogy a kénvegyületek ülepedése nagyobb mint a nitrogénvegyületeké. Az is látható, hogy mind a kén-, mind a nitrogénvegyületek száraz ülepedése a nedves ülepedés értékével közel azonos mértékű. Tehát ha savas esőről beszélünk, nem hagyhatjuk figyelmen kívül a savas nyomanyagok kihullásának száraz formáját sem.

A *4. ábrán* a légköri kén- és nitrogénvegyületekből, valamint az ezek együtteséből kialakuló maximális savterhelést mutatjuk be. Magyarországon légköri kén az északi határszélen okozza a legnagyobb savterhelést [200 $meH^+_{max}/(m^2 \cdot év)$]. Minimumát a délkeleti országhatárnál éri el, ahol 120 $meH^+_{max}/(m^2 \cdot év)$. Országos átlaga 160 $meH^+_{max}/(m^2 \cdot év)$. A légköri nitrogénvegyületekből származó maximális savterhelés országos átlagban 79 meH^+_{max} / $(m^2 \cdot év)$, az észak-nyugati határszéltől délkelet felé haladva csökken. A légköri kén- és nitrogénvegyületek okozta savterhelést egymással összehasonlítva kitűnik, hogy a kénvegyületek hatása a nagyobb, a teljes értéknek kb. kétharmadát teszi ki. A két vegyület összegezett savterhelési mezejében is az ország középső részén mutatkozik jelentős terhelés, a fővárostól északra eső maximális értékkel [280 $meH^+_{max}/(m^2 \cdot év)$]. Ettől északnyugat és délkelet felé haladva a savterhelés csökken, legkisebb értékét, a délkeleti országhatár közelében éri el, ahol 200 $meH^+_{max}/(m^2 \cdot év)$ alatt marad. Országos átlagértéke 239 $meH^+_{max}/(m^2 \cdot év)$.

4. Összefoglaló értékelés

Az elvégzett vizsgálatok eredményeit az alábbiakban foglaljuk össze:

A légköri kén- és nitrogénvegyületek koncentrációjának, száraz- és nedves ülepedésének, valamint maximális savterhelésének — a nagytérségű légszennyeződési folyamatokból eredő — meghatározására kidolgozott számítási módszer országos léptékben alkalmazható a lokális szennyező hatástól mentes területek évi átlagos szennyezettségének jellemzésére.

Az alkalmazott módszerrel kapott számítási eredmények jól egyeznek a regionális háttérszennyezettség-mérő állomásokon végzett mérések adataival, valamint korábbi elméleti vizsgálatok eredményeivel.

A kidolgozott számítási módszer alapján meghatározható, hogy egy új, nagy forrás üzembeállítása, vagy egy nagyobb terület kén- és nitrogéndioxid emissziójának megváltozása regionális léptékben milyen hatással lesz a levegő és a csapadék szennyezettségének évi értékére. A regionális léptékű szennyezés számított értéke a kisebb léptékű folyamatok hatásának kiszámításához a háttérszennyezettség mértékét adják meg. A módszerrel nyert eredmények tehát felhasználhatók levegőminőség-tervezési feladatokhoz.

Az ismertetett számítási módszer, bár az eddigi vizsgálatoknál komplexebben fogja meg a savas eső problémáját, első közelítésnek tekinthető. Részletes vizsgálat, amely pontosabb emisszió-kataszterből indul ki, és amelynek során a transzmissziós paraméterek tovább optimalizálhatók, a jövő feladata.

IRODALOM

Alcamo, J., Kauppi, P., Posch, M. and *Runca, E.*, 1984: Acid Rain in Europe: A Framework of Assist Decision Making. *WP-84-32*, Laxenburg.

Béll B., 1954: Troposzféra éghajlata Magyarország felett. *Akadémia Kiadó*, Budapest.

Bónis, K., Mészáros, E. and *Putsay, M.*, 1980: On the Atmospheric Budget of Nitrogen Compounds over Europe. *Időjárás, 84.*, 57–68.

CEP Report, 1981: System for Calculating Air Pollution Committee for Environmental Projects. 1 st October 1978.

Fekete K., Popovics M. és *Szepesi D.*, 1983: Légszennyező anyagok transzmissziójának meghatározása. *Orsz. Met. Szolg. Hiv. Kiadványai LV.*, Budapest.

Iványi, Zs. and *Mersich, I.*, 1984: A Climatological Analysis of Two- and Four-day Backward Trajectories. *Időjárás, 88.*, 145–153.

Lehmhaus, J., Saltbones, J. and *Eliassen, A.*, 1985: Deposition Patterns and Transport Sector Analyses for a Four-year Period. *EMEP/MSC–W Report 1/85*, Oslo.

Mészáros, E. and *Horváth, L.*, 1984: Concentration and Dry Deposition of Atmospheric Sulfur and Nitrogen Compounds in Hungary. *Atmospheric Environment, 18*, 1725–1730.

Mészáros, E. and *Szentimrei, T.*, 1985: On the Wet Removal of Gaseous and Particulate Sulfur and Nitrogen Species from the Atmosphere. *Journal of Atmospheric Chemistry 2.* 405–413.

Niewstadt, F. T. M., Verheul, C. M. and *Addicks, J.*, 1976: The Validation of the Gaussian Dispersion Model for Long-term Average Ground Level Concentrations in the Rijnmond Region. 7th International Technical Meeting on Air Pollution Modeling and its Application. Virginia, Sept. 7–10.

Ruff, R. E., Nitz, K. C., Ludwig, F. L., Bhumralkar, C. M., Shannon, J .D., Sheih, C. M., Lee, I. Y., Kumar, R. and *McNaughton, D. J.*, 1985: Evaluation of Three Regional Air Quality Models. *Atmospheric Environment, 19*, 1103–1115.

Szepesi D., 1967: Légszennyező anyagok turbulens diffúziójának meteorológiai feltételei. *Orsz. Met. Int. Hiv. Kiadványai XXXII.*, Budapest.

Szepesi D., Popovics M. és *Fekete K.*, 1982: A légköri kén nagytávolságú transzmissziója. *OMSZ Hivatalos Kiadványai LII.*, Budapest.

Popovics M., Szepesi D. és *Horváth L.*, 1986: A levegő és a csapadék háttérszennyezettsége Európában. *Időjárás, 90.*

Závodsky, D. and *Mitošinkova, M.*, 1984: Estimation of Atmospheric Budget of Nitrogen Compounds over Czechoslovakia. *Időjárás, 88.*, 202–209.

IDŐJÁRÁS

Az Országos Meteorológiai Szolgálat folyóirata. 90. évf. 2–3. szám, 1986. március–június
Journal of Hungarian Meteorological Service, Vol. 90. No 2–3. March–June 1986. Budapest

A légköri salétromsav keletkezésének numerikus modellezése

HASZPRA LÁSZLÓ, *Központi Légkörfizikai Intézet, H—1675 Budapest, Pf. 39*

Numerical modeling of the production of atmospheric nitric acid. In the atmosphere the transformations of nitrogen compounds are controlled by complicated nonlinear interactions. Therefore, the relations between the emissions, concentrations and depositions can be described only by complex mathematical models. In the present paper the main steps of the nitrogen oxide → nitric acid transformation are reviewed and a mathematical model describing the gas-phase chemical transformations is presented. On the basis of the calculations we find that the relation between the emission of nitrogen oxides and the atmospheric concentration of nitric acid is linear only in a certain emission range, and that the rate of the nitrogen oxide → nitric acid transformation strongly depends on the chemical composition of the atmosphere.

✳

A légköri salétromsav képződésének numerikus modellezése. A légkörben bonyolult, nem lineáris kölcsönhatások szabályozzák a nitrogénvegyületek átalakulásait, ezért az emissziók, koncentrációk és depozíciók közötti kapcsolatot csak komplex matematikai modellekkel írhatjuk le. A tanulmányban ismertetjük a nitrogén-oxid → salétromsav átalakulás legfontosabb lépéseit és azt a matematikai modellt, amellyel nyomon követhetjük a gázfázisban lejátszódó kémiai átalakulásokat. A modell-számítások alapján megállapítottuk, hogy a nitrogén-oxid-emisszió és a salétromsav-koncentráció közötti kapcsolat csak egy bizonyos emissziótartományon belül tekinthető lineárisnak, és hogy a nitrogén-oxid → salétromsav-átalakulás sebessége erősen függ a légkör pillanatnyi kémiai összetételétől.

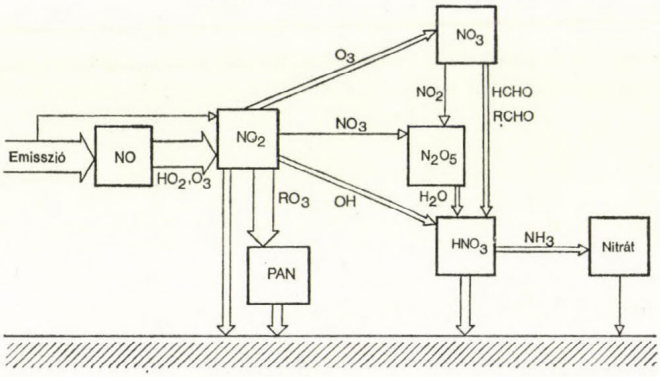
✳

Bevezetés. A talaj és a felszíni vizek savasodása, a vegetáció, az épületek, létesítmények, műemlékek károsodása az utóbbi években egyre nagyobb gondot okoz a világ számos országában. Ezeket a folyamatokat a légkörből kiülepedő savas anyagok, elsősorban a kénsav és a salétromsav okozza.

A légkörben képződő kénsav és salétromsav jelentős része az emberi tevékenység révén a légkörbe kerülő kén-dioxidból és nitrogén-oxidokból keletkezik. Az elmúlt két évtizedben a környezetvédelmi intézkedések és a technikai fejlődés következtében a legtöbb iparilag fejlett országban a kéndioxid emisszió csak mérsékelten emelkedett, ugyanakkor a nitrogén-oxid emisszió jelentősen nőtt *(McLean,* 1981). Ennek következtében a nitrogénvegyületek szerepe a savas ülepedésben szintén nagyobb lett *(Söderlund,* 1977). Jelenleg Európában és Észak-Amerikában a csapadékvíz savasságát körülbelül 25%-ban okozzák a nitrogén-vegyületek *(Galloway* és *Likens,* 1981), de a teljes légköri ülepedésben arányuk elérheti a 40%-ot is *(Horváth* és *Mészáros,* 1986). A jelenlegi tendenciák alapján a nitrogén-vegyületek, köztük a salétromsav szerepe tovább nő. Ezért a salétromsav képződés vizsgálata jelentős helyet foglal el a környezetvédelmi kutatások sorában.

1. A nitrogén vegyületek átalakulása a légkörben

A nitrogén-oxidok, elsősorban nitrogén-monoxid formájában, a fosszilis tüzelőanyagok felhasználása, a belső égésű motorok üzemeltetése során jutnak a levegőbe. A nitrogén-monoxidot (NO) a légkörben található ózon (O_3) és hidroperoxil gyök (HO_2) rövid idő alatt nitrogén-dioxiddá (NO_2) oxidálja. *(1. ábra)*. A nitrogén-dioxid sorsa bonyolultabb. Egy része közvetlenül, illetve peroxi-acetil-nitráttá (PAN) alakulva kiülepszik a levegőből. Egy másik részét a légkörben levő hidroxilgyök (OH) salétromsavvá (HNO_3) oxidálja. A nitrogén-dioxidot az ózon is oxidálhatja, ekkor nitrogén-trioxid (NO_3) keletkezik. Ebből aldehidek jelenlétében salétromsav képződik, illetve továbbalakulhat dinitrogén-pentoxiddá (N_2O_5). A dinitrogén-pentoxid + víz



1. ábra: A nitrogén-oxidok sorsa a légkörben. A nyilak vastagsága hozzávetőlegesen arányos a szennyezett levegőben 24 óra alatt átalakuló nettó anyagmennyiséggel (*Russel* et al., 1985)

reakció szintén salétromsavhoz vezet. Ez a folyamat lejátszódhat gáz-fázisú homogén reakcióként is, de vízcseppek és aeroszolok felületén heterogén folyamatként is *(Calvert* és *Stockwell*, 1983; *Seigneur* és *Saxena*, 1984). Fény hatására a nitrogén-trioxid gyorsan elbomlik, ezért nappal koncentrációja alacsony. Ekkor a nitrogén-dioxid + hidroxil gyök reakció termeli a salétromsav túlnyomó részét. Éjszaka a helyzet más. A fotokémiai reakciók szünetelése miatt a hidroxil gyök koncentrációja lecsökken, míg a nitrogén-trioxid koncentrációja megnő. Éjszaka ezért a salétromsav képződésben a nitrogén-trioxidon keresztül vezető reakcióutak a jelentősebbek *(Russel* et al., 1985).

A salétromsav kialakulásához vezető legfontosabb reakciókat a következőkben foglalhatjuk össze:

nappal:

$$NO + O_3 \longrightarrow NO_2 + O_2$$
$$NO + HO_2 \longrightarrow NO_2 + OH$$
$$NO_2 + OH \longrightarrow HNO_3$$

éjjel:

$$NO_2 + O_3 \longrightarrow NO_3 + O_2$$
$$NO_3 + NO_2 \longrightarrow N_2O_5$$
$$N_2O_5 + H_2O \longrightarrow 2\ HNO_3$$
$$NO_3 + HCHO \longrightarrow HNO_3 + HCO$$

A salétromsavnak számottevő kémiai nyelője nincs. Kis mennyisége nitrát-tartalmú aeroszollá alakulhat, nagy része azonban salétromsavként ülepszik ki a légkörből *(Levine* és *Schwartz*, 1982). A keletkező salétromsav mennyiségét a nitrogén-oxid emisszión kívül alapvetően meghatározza a légkörben jelenlévő oxidánsok koncentrációja. Ezek szabják ugyanis meg az egyes ké-

miai átalakulások sebességét, az átalakuló anyagok mennyiségét. Az oxidánsok koncentrációja viszont függ a fényintenzitástól, a hőmérséklettől, a légnedvességtől és a légkör általános kémiai összetételétől. Ezért bármennyire is kényelmes lenne, nem teremthető egyszerű kapcsolat a nitrogén-oxid emisszió és a salétromsav képződés, illetve kiülepedés között.

2. *A légköri salétromsav képződés matematikai modellje*

A levegőben lévő nyomanyagok kölcsönhatásait, az egyes kémiai reakcióknak a környezeti feltételektől függő jelentőségét csak matematikai modellekkel tanulmányozhatjuk. Ezek a modellek segítséget nyújtanak a savas ülepedéshez vezető folyamatok megértéséhez, az összefüggések felismeréséhez, így fontos információkat nyújthatnak a környezetvédelmi döntésekhez.

Ilyen matematikai modell megalkotásának első lépése a megfelelő kémiai reakció-modell, más néven kémiai reakciómechanizmus összeállítása. Ennek a savképződéshez vezető reakciókon kívül valamennyi lényeges kapcsolódó reakciót is tartalmaznia kell. Ilyenek például az oxidánsok keletkezéséhez vagy fogyásához vezető folyamatok. Minden egyes nyomanyag légköri koncentrációjának *(c)* időbeli *(t)* megváltozását a kémiai reakciók révén történő keletkezés *(P)* és fogyás *(k)* sebessége, valamint az emissziós *(E)* és ülepedési *(D)* folyamatok intenzitása szabja meg:

$$\frac{\partial c_i}{\partial t} = P_i - k_i c_i + E_i - D_i c_i$$

Fejlettebb modellek még további folyamatokat is figyelembe vehetnek (pl. transzport, vertikális és horizontális irányú diffúzió stb.). Mivel a kémiai úton való keletkezés és fogyás sebessége függ a légkörben jelenlévő többi nyomanyag koncentrációjától, ezért a nyomanyagok koncentráció-változására egy csatolt differenciálegyenlet-rendszert kapunk. Ezt megoldva képet nyerhetünk az egyes nyomanyagok koncentrációjának időbeli menetéről és az adott viszonyoknak megfelelő átlagos koncentrációjáról.

A matematikai modellekben az egyes paraméterek értéke (emisszió, hőmérséklet, légnedvesség, fényintenzítás) viszonylag tág határok között szabadon változtatható. Ezért ezek a modellek alkalmasak a jövőben várható savas ülepedés előrejelzésére, illetve a különböző beavatkozások hatásának előzetes elemzésére is.

A környezetet érő károsodások növekedése miatt az elmúlt években több országban is hozzáfogtak olyan matematikai modellek kidolgozásához, amelyek lehetővé teszik a savképződés leírását.

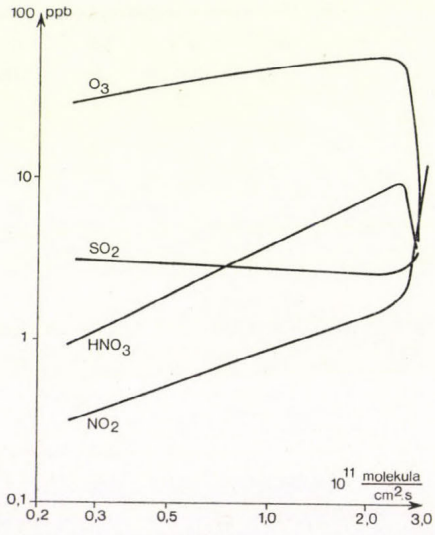
Magyarországon a Központi Kémiai Kutató Intézet munkatársaival közösen foglalkozunk a légköri kémiai folyamatok matematikai modellezésével. Az elmúlt évben olyan modellt készítettünk, amely alkalmas a közvetlenül nem szennyezett levegőben lejátszódó salétromsav képződés leírására, de a gázfázisban lezajló homogén kénsav-képződésről is szolgáltat bizonyos információkat *(Bérces* et al., 1986).

Modellünk egyszerű box-modell, amellyel zárt légtérfogaton belül kialakuló állapotokat vizsgálhatunk. Kidolgozás alatt áll egydimenziós változata, amellyel a nyomanyagok magasság szerinti koncentráció eloszlását is tanulmányozhatjuk. Ez hasznos lehet egy később kifejlesztendő savas csapadék modellben.

A modellben használt kémiai mechanizmus 22 nyomanyag 48 reakciójából áll. A szénhidrogének közül csak a metán oxidációs folyamatait tartalmazza. A nitrogén-oxidok, a szén-monoxid, a metán és a kén-dioxid emisszióját veszi figyelembe és lehetőséget ad a hőmérséklet, a légnedvesség valamint a földrajzi szélesség, a dátum és a borultság megadásával a fényintenzitás megválasztására.

3. Számítási eredmények

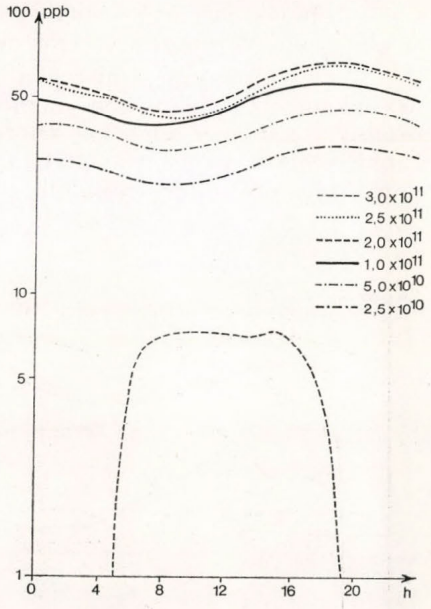
A modellünk kidolgozása, tesztelése csak a közelmúltban fejeződött be, ezért egyelőre csak a nitrogén-oxid emisszió megváltozásának hatását vizsgáltuk. A kén-dioxid emisszióját, valamint a szén-monoxid és a metán koncentrációját az irodalmi adatoknak megfelelően rögzítettük. A vizsgálatok során derült nyári időjárást tételeztünk fel.



2. ábra: Néhány nyomanyag koncentrációja az NO_x-emisszió (95% NO + 5% NO_2, *Pitts* [1973]) függvényében

A számításokból kiderült, hogy a salétromsav koncentrációja és a nitrogén-oxid emissziója között egy bizonyos tartományon belül többé-kevésbé lineáris összefüggés van *(2. ábra)*. Az emisszió növekedésével, ha nem is lineárisan, de emelkedik az oxidánsok koncentrációja is, mivel a nitrogén-oxidok nemcsak fogyasztják az oxidánsokat, hanem a szénhidrogének oxidációs láncába bekapcsolódva képződésükben is szerepet játszanak. A növekvő oxidáns koncentráció elősegíti a kén-dioxid kénsavvá alakulását, ezért a kéndioxid koncentráció csökken.

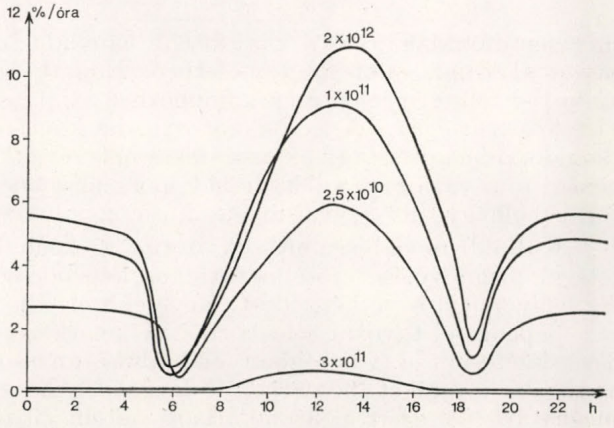
Minőségi változás akkor következik be a légkör kémiai összetételében, amikor már nincs elegendő oxidáns a légkörbe bocsátott nagymennyiségű nitrogén-oxid oxidálásához. Az oxidáns koncentráció nagyon alacsonnyá, éjjel — a fotokémiai folyamatok szünetelése idején — csaknem nullává válik *(3. ábra)*, az oxidációs folyamatok lelassulnak (lásd még *Calvert* és *Stockwell*, 1983). Ennek következtében a nitrogén-oxidok nem tudnak továbbalakulni, felhalmozódnak a légkörben, az oxidációs termék, a salétromsav koncentrációja pedig lecsökken.



3. ábra: Az ózon koncentráció napi menete különböző nitrogén-oxid-emissziók mellett. A nitrogén-oxid-emisszió értékei az ábrán molekula $cm^2\ s^{-1}$ mértékegységben szerepelnek

A nitrogén-oxid emisszió megváltoztatása — mint láttuk — módosítja a légkör általános kémiai összetételét, ez pedig befolyásolja az egyes kémiai átalakulások sebességét. A *4. ábrán* a nitrogén-dioxid—salétromsav átalakulás eredő sebességét tüntettük fel %/órában, különböző nitrogén-oxid emissziók mellett.

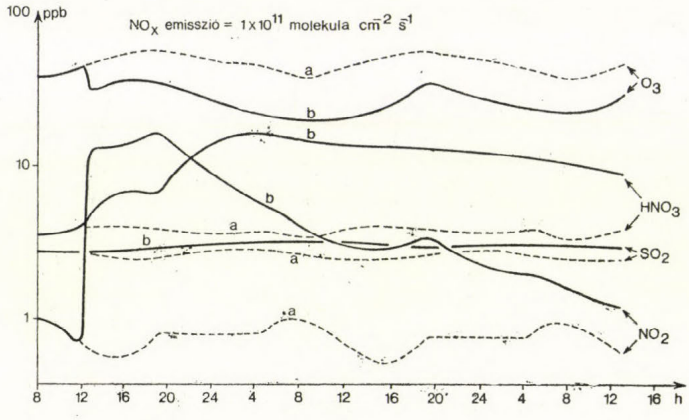
A modell lehetőséget ad arra, hogy rögzített emisszió értékek mellett adott időpontban megváltoztassuk az egyes nyomanyagok koncentrációját. így hozzávetőlegesen szimulálhatjuk azt a helyzetet, amikor a levegő egy nagy hozamú, de kis terjedésű forrás felett halad el. Az *5. ábrán* olyan számítás eredményeit mutatjuk be, amelyben déli 12 órakor a nitrogén-monoxid koncentrációját pillanatszerűen százszorosára emeltük. A kiindulási alap az



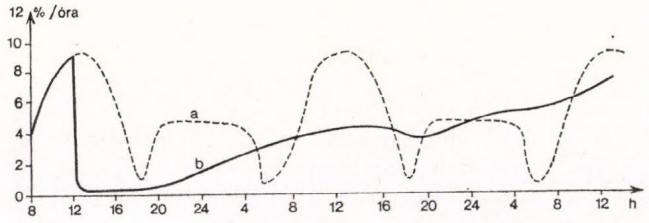
4. ábra: Az $NO_2 \rightarrow HNO_3$ átalakulás eredő sebességének (%/óra) napi menete a nitrogén-oxid emisszió (molekula /cm^2/s) függvényében

1×10^{11} molekula $cm^{-2}s^{-1}$ nitrogén-monoxid emissziójú eset volt. Ez áll legközelebb a magyarországi átlagos emisszióhoz *(Bónis*, 1981).

A nagymennyiségű nitrogén-monoxid oxidálása, salétromsavvá alakítása lecsökkenti az oxidáns koncentrációt. Az *5. ábrán* az oxidánsok közül csak az ózonra vonatkozó adatokat tüntettük fel, de hasonló esést tapasztalunk a többi oxidáns koncentrációjában is. Nagymennyiségű salétromsav képződik annak ellenére, hogy a rendelkezésre álló csekély oxidáns mennyiség miatt a



5. ábra: Néhány nyomanyag koncentrációjának időbeli menete az alapesetben (*a*), és abban az esetben, ha az NO koncentrációt déli 12 órakor pillanatszerűen százszorosára növeljük (*b*)



6. ábra: Az $NO_2 \rightarrow HNO_3$ átalakulás eredő sebességének időbeli menete az alapesetben (*a*) és abban az esetben, ha az NO koncentrációt déli 12 órakor pillanatszerűen százszorosára növeljük(*b*)

nitrogén-dioxidnak csak sokkal kisebb hányada tud időegység alatt salétromsavvá alakulni, mint az alapesetben. Emiatt a források közelében az átalakulási sebesség jelentősen különbözhet az átlagos viszonyok között tapasztaltaktól *(6. ábra)*. A lecsökkent oxidáns koncentráció miatt lelassul a kéndioxid oxidációja is, így az az érdekes helyzet áll elő, hogy a kén-dioxid koncentráció a változatlan kén-dioxid emisszió ellenére a nagy nitrogén-monoxid forrást elhagyó levegőben magasabb lesz, mint az alapesetben.

Külföldi modell-számítások szerint a szénhidrogén koncentráció hasonló jellegű megnövelése erőteljes oxidáns képződéssel jár *(Rodhe* et al., 1981). Ez felgyorsítja a savképződést. Kevesebb elsődleges szennyezőanyag tud száraz ülepedéssel távozni a légkörből. A keletkező össz-savmennyiség ezért nő. Természetesen, a valóságban előforduló források a különböző szennyezőanyagok keverékét bocsátják a levegőbe. A reális átalakulási sebességek meghatározása ezért az átalakulások matematikai modellezése vagy költséges és nehezen kivitelezhető mérések nélkül teljesen reménytelen.

4. Összefoglalás

Összefoglalásul megállapíthatjuk, hogy a légkörben bonyolult, nem-lineáris kölcsönhatások szabályozzák a szennyezőanyagok átalakulását, így koncentrációját is. A savas ülepedés csökkentését célzó intézkedések kidolgozásánál ezt mindenképpen figyelembe kell venni. A bemutatott számítási eredmények bizonyítják, hogy az elsődleges szennyezőanyagok átalakulási sebessége erősen függ a légkör pillanatnyi kémiai összetételétől és a külső feltételektől. Ezért a transzport-modellekben gyakran alkalmazott állandó szennyezőanyag átalakulási sebesség a kémiailag aktív anyagok, például a nitrogén-vegyületek esetében pontatlanságokat eredményezhet.

IRODALOM

Bérces, T., Turányi, T. and *Haszpra, L.*, 1986: The kinetics of reactions occuring in the unpolluted troposphere I. Formulation of the reaction mechanism. *Acta Chimica Hungarica 121,* (In print)

Bónis K., 1981: A nitrogénvegyületek légköri mérlege Magyarország fölött. *Időjárás 85,* 149–156.

Calvert, J. G. and *Stockwell, W. R.*, 1983: Acid generation in the troposphere by gas phase chemistry. *Envir. Science and Technology 17,* 428–443.

Galloway, J. N. and *Likens, G. E.*, 1981: Acid precipitation: the importance of nitric acid. *Atmospheric Environment 15,* 1081–1085.

Horváth L. és *Mészáros E.*, 1986: Savas ülepedés Magyarországon. *Időjárás 90,* 143-149.

Levine, S. Z. and *Schwartz, S. E.*, 1982: In-cloud and below-cloud scavenging of nitric acid vapor. *Atmospheric Environment 16,* 1725–1734.

McLean, R. A. N., 1981: The relative contributions of sulfuric and nitric acids in acid rain to acidification of the ecosystem. Implications for control strategies. *J. Air Pollution Control Ass. 31,* 1184–1187.

Pitts, J. N., Jr., 1973: Photochemistry of urban atmospheres. In: Excited states of matter (ed.: Shoppee, C. W.). *Grad. Studies Texas Tech. Univ. 2.*, 21–42.

Rodhe, H., Crutzen, P. and *Vanderpol, A.*, 1981: Formation of sulfuric and nitric acid in the atmosphere during long-range transport. *Tellus 33,* 132–141.

Russel, A. G., McRae, G. J. and *Cass, G. R.*, 1985: The dinamics of nitric acid production and the fate of nitrogen oxides. *Atmospheric Environment 19,* 893–903.

Seigneur, C. and *Saxena, P.*, 1984: A study of atmospheric acid formation in different environments. *Atmospheric Environment 18,* 2109–2124.

Söderlund, R., 1977: NO_x pollutants and ammonia emissions – a mass balance for the atmosphere over Northwest Europe. *Ambio 6,* 118–122.

IDŐJÁRÁS

Az Országos Meteorológiai Szolgálat folyóirata. 90. évf. 2—3. szám, 1986. március—június
Journal of Hungarian Meteorological Service, Vol. 90. No 2—3. March—June 1986. Budapest

Szulfátionok képződése légköri koromrészecskék felületén

MÉSZÁROS ÁGNES, *Központi Légkörfizikai Intézet, 1675 Budapest, Pf. 39*

Sulfate formation on elemental carbon particles. The sources, formation mechanisms and properties of the atmospheric elemental carbon particles and their role in the tropospheric chemistry are discussed reviewing the results of the most important research in this field. Some results of studies carried out at the Institute for Atmospheric Physics concerning the number concentration and size distribution of atmospheric black carbon particles and sulfate particles in suburban Budapest and at a regional background station are presented, as well as the fraction of the sulfate particles internally mixed with black carbon. On the basis of a short sampling series performed in winter at IFAP it is demonstrated that there is no correlation between the sulfate and elemental carbon mass in day-time, while at night rather strong positive correlation can be found. The avarage fraction of the sulfate mass attached to carbon particles is 37% (2.4 $\mu g\ m^{-3}$) and 90% (8,7 $\mu g\ m^{-3}$) at noon and night, respectively. In foggy weather the mass of sulfate mixed with given carbon mass is considerably higher. We conclude that the catalytic heterogeneous oxidation of SO_2 may be an important sulfate formation mechanism in winter (especially at night) in polluted atmosphere.

⁂

Szulfátionok képződése légköri koromrészecskék felületén. Az elemi szénrészecskék keletkezését, tulajdonságait és a légköri kémiában játszott szerepüket vizsgáljuk, áttekintve a legfontosabb idevágó kutatások eredményeit. Saját, több éves mérési sorozatunk alapján bemutatjuk a korom- és szulfátrészecskék nagyság szerinti eloszlását Budapest külterületén, valamint K-puszta háttérállomáson, valamint a szulfátrészecskéknek azt a hányadát, amelyek korommal vegyes részecskékben találhatók. Budapesten télen, nappal és éjszaka végzett mintavételek alapján kimutatjuk, hogy nappal nincs kapcsolat a két elem tömegkoncentrációja között, míg éjszaka jó korreláció található. Ködös időben magasabb SO_4 koncentráció tartozik adott korommennyiséghez. Meghatározzuk a szulfát tömegének azt a hányadát, mely koromhoz kapcsolódik, ez nappal 37% (2,6 $\mu g\ m^{-3}$), éjszaka pedig 90% (8,7 $\mu g\ m^{-3}$). Azt a konklúziót vonjuk le, hogy télen (elsősorban éjszaka) a koromrészecskék szerepe a szulfátképződésben jelentős lehet.

⁂

Bevezetés. A savas ülepedés kialakulása szempontjából meghatározó jelentőségű légköri szulfát a levegőben lévő, túlnyomórészt antropogén kéndioxid oxidációja útján keletkezik. A légköri SO_2 oxidációjának jelenleg három alapvető módját ismerjük:

1. Fotokémiai gázreakciókból s az ezt követő termikus reakciókból következő *homogén oxidáció.*

2. Köd és felhőcseppekben végbemenő *heterogén oxidáció.*

3. Aeroszol részecskék, elsősorban elemi szénrészecskék felületén végbemenő katalitikus *heterogén oxidáció.*

Az első két folyamatot már viszonylag régóta és behatóan tanulmányozták a levegőkémia kutatói (lásd pl. *Mészáros*, 1981), míg az elemi szénrészecskéken lejátszódó katalitikus oxidációs folyamat jelentősége csak az utób-

bi években *Novakov* és munkatársainak a Berkeley Egyetemen végzett úttörő munkája nyomán vált ismertté *(Novakov* et al., 1974; *Chang* és *Novakov*, 1981; *Novakov*, 1984 stb.). Ennek részben az a magyarázata, hogy az utóbbi évekig nem álltak rendelkezésre megfelelő mérési módszerek az aeroszolban lévő elemi szén mennyiségének meghatározására. A mérési technika fejlődése azonban lehetővé tette ennek a fontos légköri komponensnek beható tanulmányozását.

A továbbiakban először röviden felvázoljuk az elemi szénrészecskéken végbemenő szulfátképződés folyamatát, majd ismertetjük a Központi Légkörfizikai Intézetben ezen a területen végzett kutatások eredményeit.

1. Az elemi szén részecskék keletkezése és légköri hatása

Az elemi szén szennyezett helyen az aeroszolnak egyik legjelentősebb komponense. Ezt tanúsítja az *I. táblázatban* bemutatott néhány jellemző adat, ahol összehasonlítás céljából a kén átlagos koncentrációját is feltüntettük.

I. TÁBLÁZAT

Az elemi szén (EC) *és szulfát-kén* (S) *átlagos koncentrációja néhány nagyváros levegőjében*

		EC $\mu g/m^3$	S $\mu g/m^3$
New York City	(a)	4,2 – 13	2 – 7 (*d*)
Portland OR	(a)	10	2 – 7 (*d*)
Washington, DC	(a)	6,5	2 – 7 (*d*)
Los Angeles	(a)	3,1 – 4,2	2 – 7 (*d*)
Denver, CO	(a)	5,4	2 – 7 (*d*)
Hamburg (*b*)		2,3	6
Ljubljana (*c*)		70	10

(*a*): *Wolff* (1981); (*b*): *Heintzenberg* és *Mészáros* (1986); (*c*): *Bizjak* et al. (1984); *Rahn* (1976).

Az elemi szénrészecskék forrása a széntartalmú anyagok elégetése. Minden energiahordozó (szén, kőolaj, földgáz, fa stb) elégetésekor nagymennyiségű elemi szén, vagy más néven grafit-szén keletkezik, amit köznapi szóhasználattal koromnak nevezünk. Meg kell azonban jegyezni, hogy az elégetett anyag tulajdonságaitól és az égési körülményektől függően a koromban viszonylag nagy mennyiségben különböző szerves szénvegyületek is keverednek az elemi szénnel, a továbbiakban azonban az egyszerűség érdekében csak az elemi szénrészecskéket nevezzük *korom*nak.

Az égés során keletkező elemi szén mikrokristály szerkezete hasonló a grafitéhoz, makrokristály skálán azonban amorf, benne a hatszögű C_6 gyűrűkből álló kristálylapok szabálytalanul helyezkednek el s a keletkező elsődleges részecske gömbalakú. A szabálytalan szerkezet miatt fellépő diszlokációs és diszkontinuitási helyeken nagy koncentrációban páratlan elektronok vannak jelen a részecske felszínén s emiatt a környezeti levegőben végbemenő reakciók a felületi komplexek széles skáláját hozzák létre, melyek az elemi szén-részecske katalitikus tulajdonságait meghatározzák.

Az elsődleges gömb alakú szénrészecske nagysága 10^{-2} μm nagyságrendű. Ezek a kicsiny részecskék a Brown-mozgás hatására igen hajlamosak a koagulációra, de mivel szilárdak és kémiailag inertek, az ütközés következ-

tében csak összetapadnak, de ezt nem követi összeolvadás. Így a részecskék koagulációs növekedése során az elsődleges részecskékre jellemző igen nagy felület/tömeg arány lényegében megmarad. Ezért a légkörben lévő elemi szén egyik legfontosabb tulajdonsága a nagy fajlagos felszín, értéke több 100 m^2/g lehet. Ez viszont igen kedvező feltételeket teremt a részecske felszínén végbemenő heterogén reakciók számára.

Az elemi szénrészecskéknek a kén-dioxid katalitikus oxidációjában játszott fontos szerepét szennyezett levegőben egyidejűleg végzett szulfát és elemi szén-koncentráció mérések tették valószínűvé, ugyanis szoros pozitív korreláció mutatható ki az aeroszol e két komponense között (lásd pl. *Bizjak*, 1984). Laboratóriumi kísérletek is megerősítették, hogy koromrészecskéket kontaktusba hozva kén-dioxiddal szulfátképződés indul meg a részecskék felületén *(Chung* et al., 1979; *Benner* et al., 1982; *Cofer* et al., 1984).

Különböző környezeti feltételek között végrehajtott kísérletek alapján a következő oxidációs folyamat látszik a legvalószínűbbnek *(Novakov*, 1984): Amint a frissen képződött koromrészecske kikerül a levegőbe, oxigén kemiszorbeálódik a felszínére és aktiválódik az adszorpció által. Ahogy a kiáramló füstgáz hűl, vékony vízréteg kondenzálódik a részecskén, melyben a kéndioxid feloldódik. A keletkezett vizes szulfit kontaktusba kerül a folyadék-szilárd fázis határfelületén lévő aktív oxigénnel, azonnal reakcióba lép vele és szulfát képződik. A keletkező szulfát feloldódik a vizben s a részecskefelület ideiglenesen oxigén nélkül marad. A folyamatnak ez a kezdeti része igen gyorsan zajlik le, melyet egy lassúbb diffúziós folyamat követ. Ennek során az oldott oxigén a vízből lassan a szilárd részecske felszínen lévő aktív helyre diffundál s a kezdetihez hasonló felületi oxigén komplexet hoz létre, mely ismét reakcióba lép a szulfittal és az egész folyamat kezdődik elölről. Mivel az oxidáció a folyadék-szilárd fázis határfelületén megy végbe, fenntartásához néhány monomolekuláris kondenzálódott vízréteg elegendő.

Arra nézve, hogy az előbbiekben vázolt oxidációs folyamat mennyire hatékony a természetes légkörben, s a homogén oxidáció és a ködcseppekben végbemenő egyéb heterogén oxidáció mellett mekkora a jelentősége, jelenleg kevés a megbízható ismeretünk. *Novakov* (1984) szerint bizonyos idő elteltével telítődés következik be, mivel míg a kezdeti időszakban a teljes részecskefelszín a reakció rendelkezésére áll, addig a légkörben való hosszabb tartózkodás után a felszínt szulfát és más anyagok borítják, s az eredetitől kémiailag és fizikailag erősen eltérő felszín jön létre, ami általában kevésbé aktív.

Chang et al. (1979) modellszámításai szerint vízcseppekben vagy nedves felületű aeroszol részecskék esetén, a légkörben feltételezhető különböző katalitikus folyamatokat figyelembe véve, a korom részecskék bizonyulnak a legaktívabbaknak az SO_2 oxidációja szempontjából.

Middleton et al. (1980) elméleti becslései szerint nappal, fotokémiai aktivitás idején, egyértelműen az SO_2 homogén oxidációja, valamint vízcseppekben H_2O_2 hatására végbemenő oxidáció a domináns folyamat. Éjszaka, elsősorban télen, a koromrészecskéken végbemenő katalitikus oxidáció a legjelentősebb.

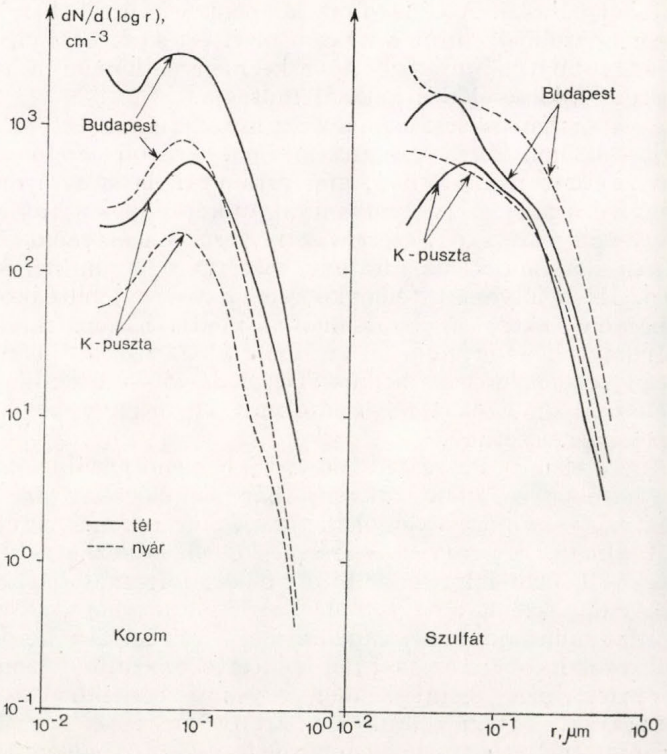
Mindkét számítás azonban, a szerzők saját véleménye szerint is, számottevő bizonytalanságot tartalmaz, egyrészt a reakció konstansok és egyéb paraméterek nem kielégítő ismerete miatt, másrészt mivel a koromrészecskék katalitikus tulajdonságai nagymértékben függnek a korom eredetétől. *Chang* et al. (1979) erre vonatkozó vizsgálataiknál a széntüzelésből származó korom

aktivitását egyáltalán nem tanulmányozták, mivel az USA-ban ez csak egészen elhanyagolható frakcióját képezi a légköri elemi szénnek. Magyarországon télen feltehetőleg a szénfűtés az egyik legjelentősebb forrás. Ilymódon csak további ismeretek szerzése és a számítások pontosabbá tétele adhat választ arra a kérdésre, hogy mekkora jelentőségű szerepet játszanak a légköri koromrészecskék a szulfátképződés folyamatában.

2. A Központi Légkörfizikai Intézetben végzett kutatások eredményei

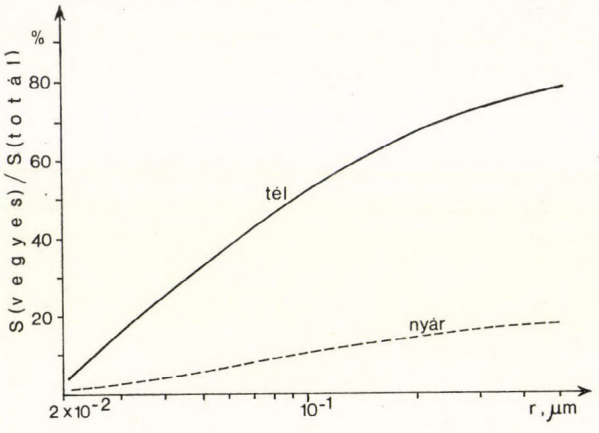
E témával kapcsolatos vizsgálataink során első lépésként meghatároztuk az elemi szén- és szulfátrészecskék *számszerű* koncentrációját és nagyság szerinti eloszlását különböző szennyezettségű helyeken. Ehhez aeroszol mintákat gyűjtöttünk Budapest külterületén (a KLFI kertjében) és K-puszta háttérállomáson.

A mintavételhez 0,3 μm pórusnagyságú membrán szűrőt használtunk. A mintavételek általában a déli órákban történtek, az átszívott levegő mennyisége a légköri koncentrációtól függően 0,05 és 2 m^3 között változott. A szűrőn felfogott aeroszol minták analízise elektronmikroszkóppal történt, s ennek során meghatároztuk a szulfát [$(NH_4)_2SO_4$, NH_4HSO_4 és H_2SO_4] és koromrészecskék koncentrációját és nagyság szerinti eloszlását a 0,02—1,0 μm nagyságtartományban. A vizsgált részecskéket morfológiailag azonosítottuk. (Részletesebben lásd *Mészáros*, 1977, *Mészáros* 1978; *Mészáros*, 1984; *Mészáros* és *Vissy*, 1974). A kapott eredményeket az *1. ábrán* foglaljuk össze.



1. ábra: Az elemi szén- (korom-) részecskék és szulfát- [H_2SO_4, $(NH_4)HSO_4$, $(NH_4)_2SO_4$] részecskék számszerű koncentrációjának nagyság szerinti eloszlása Budapest külterületén, és K-pusztán télen, illetve nyáron

Az ábrán külön tüntettük fel a korom- és szulfátrészecskék télen (december—február) és nyáron (június—augusztus) mért nagyság spektrumát a budapesti és K-pusztai mintavételi helyen. Látható, hogy a koromrészecskék spektrumának mindkét helyen 0,08—0,1 μm körüli sugárértékeknél van maximuma. Az eloszlások hasonlók, nem tekintve a budapesti téli görbét, amely 0,04 μm körül kismértékű növekedést mutat a kisebb részecskék irányában. Ez feltehetően a télen nagyobb számban előforduló közeli források



2. ábra: A korommal vegyes szulfátrészecskék aránya a szulfáthoz viszonyítva, a számszerű koncentráció alapján

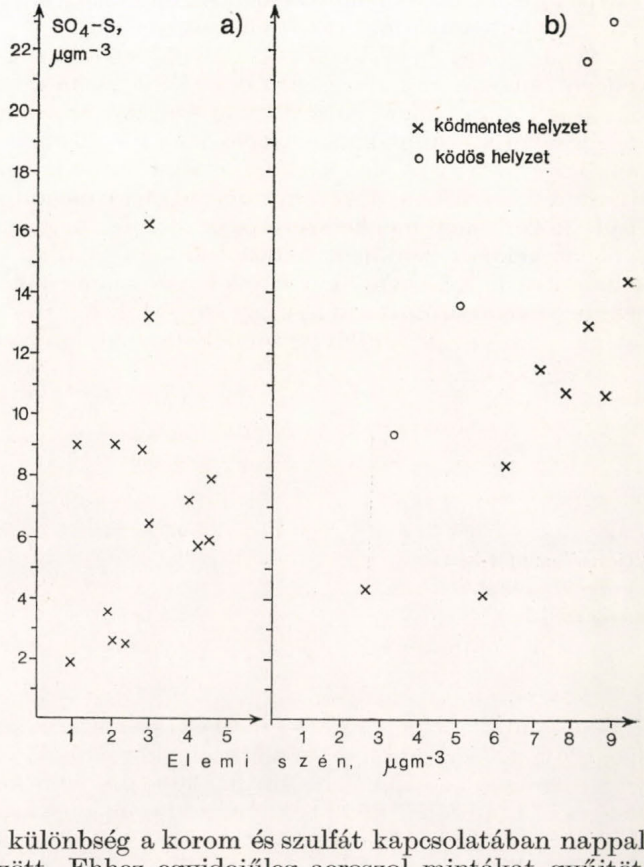
hatását tükrözi. A téli korom koncentráció értékek mindkét helyen lényegesen magasabbak, mint a nyáron mért értékek. Ez nyilvánvalóan nem csupán a nagyobb téli emisszió következménye, hanem a télen kialakuló kisebb vertikális kicserélődés hatását mutatja.

A szulfátrészecskék nagyság szerinti eloszlásának télen mindkét helyen 0,05—0,8 μm körül van maximuma. Nyáron azonban nincs maximumérték a vizsgált tartományban, ami arra utal, hogy nyáron nappal a kén-dioxid homogén oxidációjával folyamatosan képződnek a nukleációs módusba tartozó nagyságú részecskék, ezért a számszerű koncentráció nagyság szerinti eloszlásának maximuma az általunk vizsgált 0,02 μm-nél kisebb sugárértékeknél van. Ez a folyamat télen kevésbé hatékony, feltehetőleg nem csak a fotokémiailag aktív sugárzás hiánya miatt, hanem mivel az egyéb oxidációs folyamatok — így a jelen tanulmányban vizsgált elemi szénrészecskék felületén végbemenő katalitikus SO_2 oxidáció — a kén-dioxid jelentős hányadát elhasználják. Ezek a folyamatok általában nagyobb vegyes részecskék keletkezéséhez vezetnek.

Az elemi szén részecskéken végbemenő katalitikus heterogén SO_2 oxidáció hatékonyságának szükséges (bár nem elégséges) bizonyítéka olyan részecskék nagy számban való jelenléte a légkörben, melyek elemi szénből és szulfátból állnak. Ilyen vegyes részecskék keletkezhetnek koagulációval is, így létezésük nem feltétlenül bizonyítja a folyamat hatékonyságát a légkörben, hiányuk viszont egyértelműen arra mutat, hogy az SO_2 oxidációja, azaz a szulfát képződés más módon megy végbe. Az aeroszol minták elektronmikroszkópos analízise lehetővé tette a szulfát azon frakciójának meghatározását, mely elemi szénnel vegyes részecskékben található. A *2. ábrán* bemutatjuk, hogyan alakul ez az arány a részecskenagyság függvényében télen és nyáron. Látható, hogy nyáron (a déli órákban vett mintákban) a szulfát-

részecskéknek csak elenyészően kis hányada kapcsolódik koromrészecskékhez, télen viszont a 0,1 μm-nél nagyobb sugarú szulfátrészecskéknek több, mint felét alkotják ilyen vegyes szulfát-koromrészecskék. Ez mindenképpen arra utal, hogy télen a koromrészecskéken végbemenő oxidáció jelentős szulfát képződési folyamat lehet a légkörben.

Fenti vizsgálataink kiegészítéséül rövid mérési sorozatot hajtottunk végre 1985 telén (február 12—március 5 között), azzal a céllal, hogy megvizsgáljuk,



3. ábra: Az elemi szén és szulfát-kén tömegkoncentrációjának kapcsolata Budapest külterületén télen. *a* — nappal; *b* — éjszaka. Az átlagos hőmérséklet, relatív nedvesség- és kén-dioxid-kénértékek a következők: nappal — T = −4 °C, RH = 70%, SO_2−S = 54 $\mu g/m^3$; éjszaka — T = −10 °C, RH = 95%, SO_2−S = 72 $\mu g/m^3$.

mutatkozik-e számottevő különbség a korom és szulfát kapcsolatában nappali és éjszakai viszonyok között. Ehhez egyidejűleg aeroszol mintákat gyűjtöttünk a szulfát és elemi szén tömegkoncentrációjának meghatározására, valamint elektronmikroszkópos analízishez. A mintavételeket a KLFI kertjében végeztük délben, illetve hajnali 5 óra körül. A tömegméréshez teflonszűrőt használtunk, a szulfát tömegét izotóphigításos analízissel, az elemi szénét a szűrőn lévő aeroszol réteg által okozott fényelnyelődés alapján határoztuk meg. Kimutatható ugyanis, hogy az aeroszol rétegen áthaladó fény gyengülését az elemi szén részecskéken való abszorpció okozza *(Hansen* et al. 1979). A szűrőn áthaladó fénysugár intenzitásának meghatározására egyszerű optikai berendezést készítettünk. Az exponálás előtt *(I_0)* és utáni *(I)* fényintenzitás arányából a következőképpen számítható ki az elemi szén koncentrációja (EC):

$$EC = ATN/\sigma \ \mu g/cm^2,$$

ahol $ATN = -100 \ln (I_o/I)$,

ς pedig az 1 $\mu g/cm^2$ elemi szén koncentrációhoz tartozó specifikus fénygyengülés, amelynek értéke *Gundel* et al. (1984) szerint 25. Meg kell jegyezni, hogy az általunk használt mérőberendezés és szűrő típus eredményeként a σ értéke különbözhet 25-től, pontos értékét közvetlen kalibráció adhatná meg. Ennek hiányában a $\sigma = 25$ felhasználásával számított elemi szén koncentrációk csak becslésnek tekinthetők. Vizsgálatainkhoz azonban csak a koncentráció relatív változásainak ismerete szükséges, ezért jelen tanulmányban az abszolút értékek pontosságának nincs jelentősége.

A *3. ábrán* bemutatjuk az egyidőben mért kén és elemi szén tömegkoncentrációkat délben és éjszaka. Mint látható, délben nincs kimutatható kapcsolat a két elem között, míg éjszaka a korom koncentrációjának növekedésével a szulfát-koncentráció jelentős megnövekedése jár együtt. Külön tüntettük fel azokat az éjszakai eseteket, amikor a mintavétel idején köd volt. Mindkét helyzetben a korom-koncentráció megduplázódásával a szulfát tömege közelítőleg megkétszereződik, ködös helyzetben azonban adott szén koncentrációhoz csaknem kétszer akkora szulfát mennyiség tartozik, mint ködmentes helyzetben. Az esetek kevés száma miatt nem tartottuk ésszerűnek regresszió számítását, az egyedi értékek azonban elég meggyőzően mutatják a korom és szulfát közötti kapcsolat létezését.

II. TÁBLÁZAT

	Nappal	Éjszaka
Teljes szulfát-kén	6,9 $\mu g/m^3$	9,7 $\mu g/m^3$
„Tiszta" szulfát-kén	63% = 4,3 $\mu g/m^3$	10% = 1 $\mu g/m^3$
„Vegyes" szulfát-kén	37% = 2,6 $\mu g/m^3$	90% = 8,7 $\mu g/m^3$
Elemi szén	2,8 $\mu g/m^3$	6,9 $\mu g/m^3$

Elektronmikroszkópos analízissel meghatároztuk mind a déli, mind az éjszakai mintákban a szulfátrészecskék számszerű koncentrációját és nagyság spektrumát, valamint a szulfátnak korommal vegyes frakcióját. Minden vegyes részecskében megbecsültük a benne lévő korom mennyiségét s ezt a részecske tömegéből kivontuk. Ilymódon meghatároztuk a vegyes részecskékben lévő szulfát tömegét, illetve azt, hogy ez hány százalékát jelenti a teljes szulfát mennyiségnek délben, illetve éjszaka. Az eredmény a *II. táblázatban* látható. Az adatok egyértelműen azt mutatják, hogy télen éjszaka (ködmentes időben is) számottevő mennyiségű szulfát kapcsolódik elemi szénrészecskékhez.

4. Következtetések

Az elemi szén- és szulfátrészecskék együttes vizsgálatából a következő konklúziók vonhatók le:

1. Az elemi szénrészecskék számszerű koncentrációja a 0,02—0,5 μm sugártartományban mind Budapesten, mind K-pusztán télen lényegesen magasabb, mint nyáron, a szulfát-koncentráció lényegében hasonló mindkét évszakban. A koromrészecskék koncentrációja Budapesten télen lényegesen

meghaladja a szulfát koncentrációját, K-pusztán télen a két elem közel azonos koncentrációban van jelen a légkörben. Nyáron a szulfát koncentrációja mindkét helyen lényegesen magasabb, mint a koromé.

2. Nyáron a szulfátrészecskéknek csak kis hányada (~10%), télen több, mint fele van korommal vegyes részecskékben.

3. Télen nappal Budapest külterületén nincs korreláció az elemi szén és szulfát tömegkoncentrációja között, éjszaka viszont jó kapcsolat mutatható ki. Köd esetén adott korom-koncentrációhoz közelítőleg kétszer akkora szulfát-koncentráció tartozik, mint ködmentes esetben.

4. Télen nappal a szulfát *tömegének* mintegy 37%-a, éjszaka 90%-a van korommal vegyes részecskékben.

Az eredmények arra utalnak, hogy az elemi szénrészecskéken végbemenő katalitikus heterogén SO_2 oxidáció jelentős szulfátképződési folyamat lehet a légkörben, elsősorban télen éjszaka.

Ez a körülmény két szempontból is jelentős. Egyrészt feltehető, hogy a szennyezett levegőjű környezetben lévő műtárgyak és műemlékek fokozott károsodást szenvednek a rájuk rakódott koromrétegen keletkező kénsav miatt. Másrészt a koromrészecskék emissziójának csökkentése lényegesen egyszerűbb és olcsóbb feladat, mint a kén-dioxidé, ugyanakkor kisebb légköri korom-koncentráció esetén föltehetően azonos kén-dioxid emisszió esetén is kevesebb szulfát keletkezik a légkörben, ami környezetvédelmi szempontból nem elhanyagolható körülmény.

IRODALOM

Benner, W. H., Ljungstrom, E. and *Novakov, T.*, 1982: SO_2 oxidation of soot particles exposed to water. Lawrence Berkeley Laboratory, Atmospheric Aerosol Research, LBL 13500

Bizjak, M., Hudnik, V., Gomiscek, S., Hansen, A. D. A. and *Novakov, T.*, 1984: Aerosol Studies In Llubljana under conditions of combustion-derived winter pollution. *The Science of the Total Environment 36*, 377–382.

Chang, S.-G., Brodzinsky, R., Toossi, R., Markowitz, S. S. and *Novakov, T.*, 1979: Catalytic oxidation of SO_2 on carbon in aqueous suspensions. In *Proc. Carbonaceous Particles in the Atmosphere, March 20–22, 1978 Lawrence Berkeley Laboratory Univ. of California*, 122–130.

Chang, S.-G. and *Novakov, T.*, 1981: Chemical and catalytic properties of elemental carbon. In *Particulate Carbon: Atmospheric Life Cycle*, Plenum Press, New York, 135–142.

Chung, T. T., Dash, J. and *O'Brien, R. J.*, 1979: Preliminary observations of SO_2-soot interaction by controlled atmosphere transmission electron microscopy. In *Proc. Carbonaceous Particles in the Atmosphere, March 20–22, 1978, Lawrence Berkeley Laboratory, Univ. of California*, 141–144.

Cofer, III. W. R., Schryer, D. R. and *Rogowsky, R. S.*, 1984: Oxidation of SO_2 by NO_2 and O_3 on carbon: Implication to tropospheric chemistry. *Atmospheric Environment 18*, 243–245.

Gundel, L. A., Dod, R. L., Rosen, H. and *Novakov, T.*, 1984: The reltaionship between optical attenuation and black carbon concentration for ambient and source particles. *The Science of the Total Environment 36*, 197–202.

Hansen, A. D. A., Rosen, H., Dod, R. L. and *Novakov, T.*, 1979: Optical characterization of ambient and source particulates. In *Proc. Carbonaceous Particles in the Atmosphere, Marc 20–22, 1978, Lawrence Berkeley Laboratory, Univ. of California*, 116–121.

Heintzenberg, J. and *Mészáros, A.*, 1985: Elemental carbon, sulfur and metals in aerosol samples at a Hungarian regional air pollution station. *Időjárás 89*, 313–319.

Mészáros, A., 1977: On the size distribution of atmospheric aerosol particles of different composition. *Atmospheric Environment 11* 1075–1081.

Mészáros A., 1978: On the concentration and size distribution of atmospheric sulfate particles under rural conditions. *Atmospheric Environment 12*, 2425–2428.

Mészáros A., 1984: The number concentration and size distribution of the soot particles in the 0.02–0.5 μm radius range at sites of different pollution levels. *The Science of the Total Environment 36*, 283–288.

Mészáros, A. and *Vissy, K.*, 1974: Concentration, size distribution and chemical nature of atmospheric aerosol particles in remote oceanic areas. *Journal of Aerosol Science 5*, 101 – 109.
Mészáros, E., 1981: *Atmospheric Chemistry*, Akadémiai Kiadó, Budapest.
Middleton, P., Kiang, C. S. and *Mohnen, V. A.*, 1980: Theoretical estimates of the relative importance of various urban sulfate aerosol production mechanisms. *Atmospheric Environment 14*, 463 – 472.
Novakov, T., 1984: The role of soot and primary oxidants in atmospheric chemistry. *The Science of the Total Environment 36*, 1 – 10.
Novakov, T., Chang, S.-G. and *Harker, A. B.*, 1974: Sulfates as pollution particulates: Catalytic formation on carbon (soot) particles. *Science 186*, 259 – 261.
Rahn, K. A., 1976: *The chemical composition of the atmospheric aerosol.* Tehn. Report. Grad. School of Oceanography, Univ of Rhode Island.
Wolff, G. T., 1981: Particulate elemental carbon in the atmosphere. *Journal of the Air pollution Control Association 31*, 935 – 938.

IDŐJÁRÁS

Az Országos Meteorológiai Szolgálat folyóirata. 90. évf. 2—3. szám, 1986. március—június
Journal of Hungarian Meteorological Service, Vol. 90. No 2—3. March—June 1986. Budapest

A levegő- és csapadékminőség területi és időbeli változása Európában

POPOVICS MÁRIA, SZEPESI DEZSŐ és HORVÁTH LÁSZLÓ, *Központi Légkörfizikai Intézet, H—1675 Budapest, Pf. 39*

Territorial and temporal variations of air and precipitation quality for Europe. Air and precipitation quality on continental scale were evaluated based on 30 year data series. The trend fitting encounters many difficulties at present. Therefore, in the course of sampling, chemical analysis and data interpretation a more effective quality control seems necessary in the future. The territorial variations of the different air and precipitation trace elements are considerable. Maximum concentrations appear usually in the vicinity of the main source areas, namely in Central Europe. The anthropogenic effect is clearly visible mostly for SO_2 concentrations in air and sulfate concentrations in precipitation. In the latest 30 years the sulfur emission of the continent has grown 2.7 times, the concentration of precipitation sulfate 1.4 times. The sulfurdioxide concentration from 1973—74 to 1978—82 has grown 1.1 times. Comparing the continental scale trends to local scale variations different results were obtained. For example based on 25 years of data the sulfurdioxed concentration of the ambient air and the precipitation sulfate concentration showed more pronounced decrease than the sulfur emission reduction of Budapest, due mostly to the effective abatement policy for low sources.

*

A levegő- és csapadékminőség területi és időbeli változása Európában. A szerzők a levegő- és csapadékminőséget Európában az 1950-es évektől rendelkezésre álló adatok alapján vizsgálják. Céljuk a különböző nyomelemek trendjének kimutatása, de ez jelenleg még számos nehézségbe ütközik. Ezért a mérés, a kémiai analízis és az adatfeldolgozás során a jövőben hatékonyabb minőségellenőrzés látszik szükségesnek. A különböző levegő- és csapadékkémiai komponensek változása az európai kontinensen nagymértékű. A maximális koncentrációk a fő forrásterületek közelében, Közép-Európában alakulnak ki. Jelenleg a kén-dioxid a kontinens területének 27%-át, a szulfát pedig 21%-át szennyezi jelentős mértékben. Az elmúlt, közel 30 évben az európai kontinensen a kén emissziója 2,7-, a csapadékvíz szulfátkoncentrációja 1,4-szeresére növekedett. A kén-dioxid-koncentráció növekedése 1973—74 és 1978—82 közötti adatok alapján 1,1-szeres, ugyanekkor a kénemisszióé 1,2-szeres volt. Budapesten az elmúlt 25 évben a kénemisszió 1/3-ára, a kén-dioxid-koncentráció 1/6-ára csökkent az alacsony források hatékony szabályozása következtében.

*

Bevezetés. Szennyező források közvetlen hatásától mentes, ún. háttér területeken a levegő- és csapadékminőség vizsgálata Európában már több, mint három évtizedes múltra tekint vissza. A rendszeres, nagy-területre kiterjedő levegő- és csapadékkémiai méréseket a skandináv országokban az ötvenes évek elején kezdték el és ezek eredményeinek értékelésére is sor került *(De Bary* és *Junge,* 1963). Hazai kutatók e vizsgálatokba már a 70-es évek elején bekapcsolódtak *(Mészáros,* 1973).

Jelenlegi vizsgálatunk célja a kontinentális léptékű levegő- és csapadékkémiai nyomelemek alkalmazott klímatológiai vizsgálata, a tér- és időbeli változások kimutatása az antropogén hatások függvényében. E vizsgálatok

végső célja, a transzmissziós hatásoktól függetlenített koncentráció-trendek meghatározása, amelynek megalapozását ez a dolgozatunk szolgálja. Ahhoz azonban, hogy az antropogén források emissziói és a kialakuló levegőminőség között kapcsolatot állapíthassunk meg, és hogy ennek eredményét levegőtisztaság-védelmi programok realizálása során felhasználhassuk, az adatfeldolgozás, ill. értelmezés során számos meggondolás, valamint esetleges korrekciók alkalmazása látszik szükségesnek. Ezekkel a problémákkal foglalkozunk dolgozatunk első részében.

1. Levegő- és csapadékkémiai adatok minőség ellenőrzése

A levegő és a csapadék kémiai összetételének változását, ill. trendjét az emisszió és a transzmissziós viszonyok módosulása okozza. Az időjárási hatások kiszűrésének fontosságára koncentráció trendek vizsgálatánál *Munn* és *Rodhe* (1970) már korábban felhívta a figyelmet. A különböző monitoring programok adatainak értékelésénél azonban mindeddig nem került sor a meteorológiai tényezők hatásától függetlenített trendek meghatározására. Ez azonban csak akkor lehetséges, ha a mért adatok már egyéb befolyásoló hatásoktól mentesítettek. Ezt szolgálja a mintavétel, ill. mérés, a kémiai analízis és az alapadatok minőségellenőrzése. Mind a Meteorológiai Világszervezet (WMO), mind az Európai Megfigyelési és Értékelési Program (EMEP) mérő-hálózatában minőségellenőrzést a mérések kezdete óta végeznek. Ez jelenleg főleg a mintavételi és analitikai módszerek laboratóriumi interkalibrációjára és a szórványos, terepen végzett összehasonlító mérésekre terjed ki.

A minőségellenőrzés célja pontos, hiánytalan, reprezentatív és összehasonlítható alapadatok szolgáltatása. Ez rendkívül nehéz feladat, mivel a monitoring programban résztvevő országok különböző mérési, analitikai és feldolgozási módszereket alkalmaznak. Pl. a csapadékvíz nyomelem tartalmát az EMEP mérőhálózat 65%-án ma is állandóan nyitott mintavevőkkel mérik, így a mintákat különböző szennyezőhatások, pl. talajeredetű por befolyásolhatja. *Rodhe* és *Granat* (1984) arra mutat rá, hogy Dániában és Svédországban az elmúlt évtized megváltozott mezőgazdasági művelési gyakorlata, azaz a tavasszal korábban kezdett földművelés nagymértékben befolyásolja a nyitott mintavevőkből származó csapadékvíz szulfát tartalmát. A nyitott és automatikus mintavevők közötti különbség, a csapadékmennyiség függvényében, szulfát esetében 5—45%-ra tehető *(Söderlund*, 1982; *Horváth*, 1980).

Jelentős mértékben függnek a mérési adatok a mérés során alkalmazott mintavételi, ill. analitikai módszertől is. Pl. kén-dioxid esetén ötféle, csapadékvízben mért szulfát esetén pedig hat különböző módszert alkalmaznak az EMEP programban. Terepen történt összehasonlító vizsgálatok eredményei szerint *(WMO Operations Manual*, 1974) TCM (tetrakloromerkurát) elnyelő oldat használata esetén négyszer kisebb SO_2 koncentráció mérhető, mint hidrogénperoxidos oldatot alkalmazva. Fent említett kézikönyv megállapítja, hogy a West-Gaeke módszer használata eredményezi a legkisebb, a Thorin módszeré pedig a legnagyobb kén-dioxid értékeket.

Lényeges koncentráció különbséget eredményez a különböző átszívási sebességek használata. Az átbuborékolással gyűjtött mintáknál ennek átlagértéke az EMEP hálózatban 3,2 m^3/nap. A résztvevő országok kb. 20%-a a KOH módszert (kálium-hidroxiddal impregnált papírszűrőn történő átszivatás) alkalmazza, amelynél sokkal nagyobb az átszívott levegőmennyiség, 16—60 m^3/nap között van. A nagyobb átszívási sebesség az alsó méréshatást csökkenti és így kisebb SO_2 koncentráció detektálását teszi lehetővé.

A különböző mérési időtartamok is hatnak a mért nyomelemkoncentrációkra. A két párhuzamos monitoring program közül a WMO hálózatban havi, az EMEP hálózatban pedig napi mintavétel folyik. Az egyedi csapadékmintákkal analizált koncentrációk átlaga eltér az egy hónapon keresztül gyűjtött minták koncentrációjától, a hosszabb expozíciós időszak alatt végbemenő különböző folyamatok hatására. Az eltérés kb. 10% *(Horváth*, 1980). Hazai tapasztalat, hogy a csapadékvíz nitrát koncentrációja napi, ill. havi mintavételezés esetén ellentétes trendet mutat.

A mérőállomásokat különböző tengerszint feletti magasságú helyekre telepítették, az állomások magassága 2 és 3600 m között van. Ezért a területi, ill. időbeli változás vizsgálatakor célszerű a mérőállomások azonos magassági szintre vonatkoztatása. Kén-dioxid és az aeroszolok szulfát tartalma esetére ezt a korrekciót már elvégeztük és az általunk vizsgált koncentráció adatokra már alkalmaztuk. Egyéb komponensekre a magassági korrekciós tényező még meghatározandó.

Az említett példák bizonyítják, hogy a mérési alapadatok előállítása során számos tényező hatását kell figyelembe venni, a koncentrációk tér- és időbeli menetének meghatározása előtt.

A reális levegő- és csapadékminőségi alapadatokat a jövőben célszerű volna szabványosított minőségellenőrzési terv végrehajtása után előállítani, amelynek módszerei a következők lehetnek:

— különböző komponensek arányának, pl. nitrát/szulfát, ellenőrzése, a városi források hatásának kiszűrésére,

— csapadékkémiai mintavevő és csapadékmérő gyűjtési arányának összehasonlítása, a gyűjtési hatékonyság vizsgálatához,

— kálium, ill. klorid ionok összegének vizsgálata, a talaj, ill. tengeri eredetű hatások kiszűréséhez,

— az ion-egyenleg ellenőrzése, ill. a mért és számított vezetőképesség különbségének összevetése, a kémiai analízis pontosságának utólagos ellenőrzésére.

Fentieken kívül az alábbi statisztikai módszerek alkalmazása célszerű, mint a

— változékonyság, szórás, konfidencia és szignifikancia vizsgálatok,
— kumulatív gyakorisági eloszlások összehasonlítása,
— optimális térbeli interpoláció alkalmazása,
— szektor analízis,
— szerkezeti függvény analízis,
— többszörös tér- és időbeli regresszió analízis,
— trend vizsgálatok.

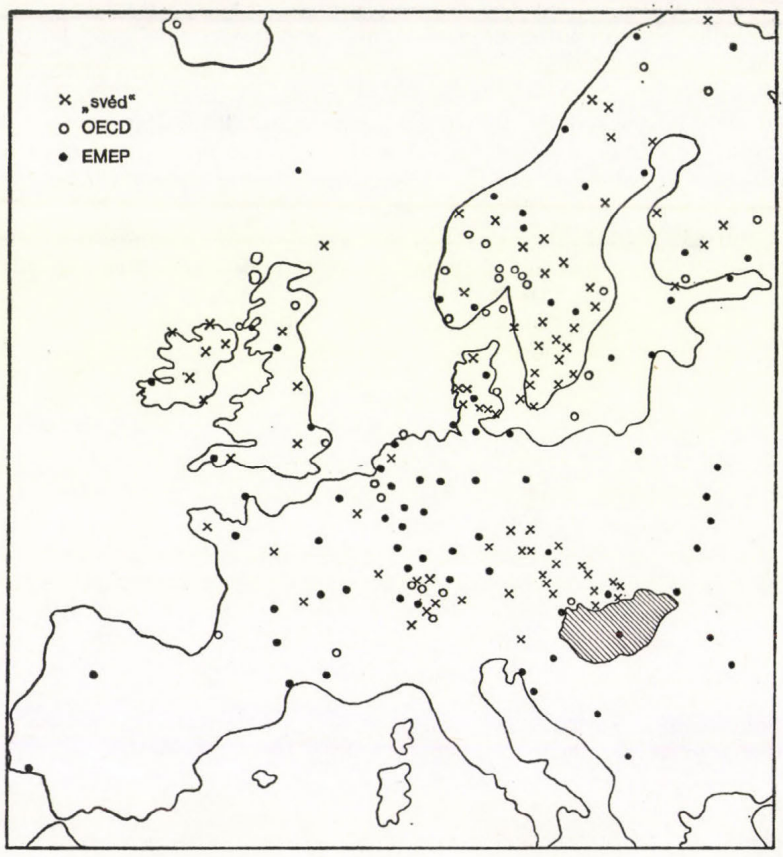
E módszerek segítségével a mért koncentráció mezők rekonstruálhatók, a lokális források hatása izolálható, a fizikai és kémiai folyamatok zavaró hatása kiküszöbölhető és transzmissziós hatásoktól függetlenített trendek állíthatók elő.

2. A levegő- és csapadékminőség kontinentális léptékű térbeli megoszlása

A nagytávolságról származó nyomelemek vizsgálatára a globális, ill. kontinentális léptékű monitoring program 1973-ban kezdődött a WMO kezdeményezésére; jelenleg 54 ország 130 állomásán végeznek levegő- és csapadékkémiai méréseket. Az EMEP program 1977-ben indult, tevékenysége 20 ország, mintegy 80 állomására terjed ki.

E két párhuzamos monitoring program, valamint a korábbi mérések adatai révén már lehetővé vált az európai levegő- és csapadékminőség tér- és időbeli elemzése.

Analízisünkbe bevont levegő- és csapadékkémiai nyomelemek a következők: kén-dioxid és nitrogén-dioxid, a csapadékvíz szulfát, nitrát és ammónium tartalma, továbbá az aeroszolok szulfát tartalma.

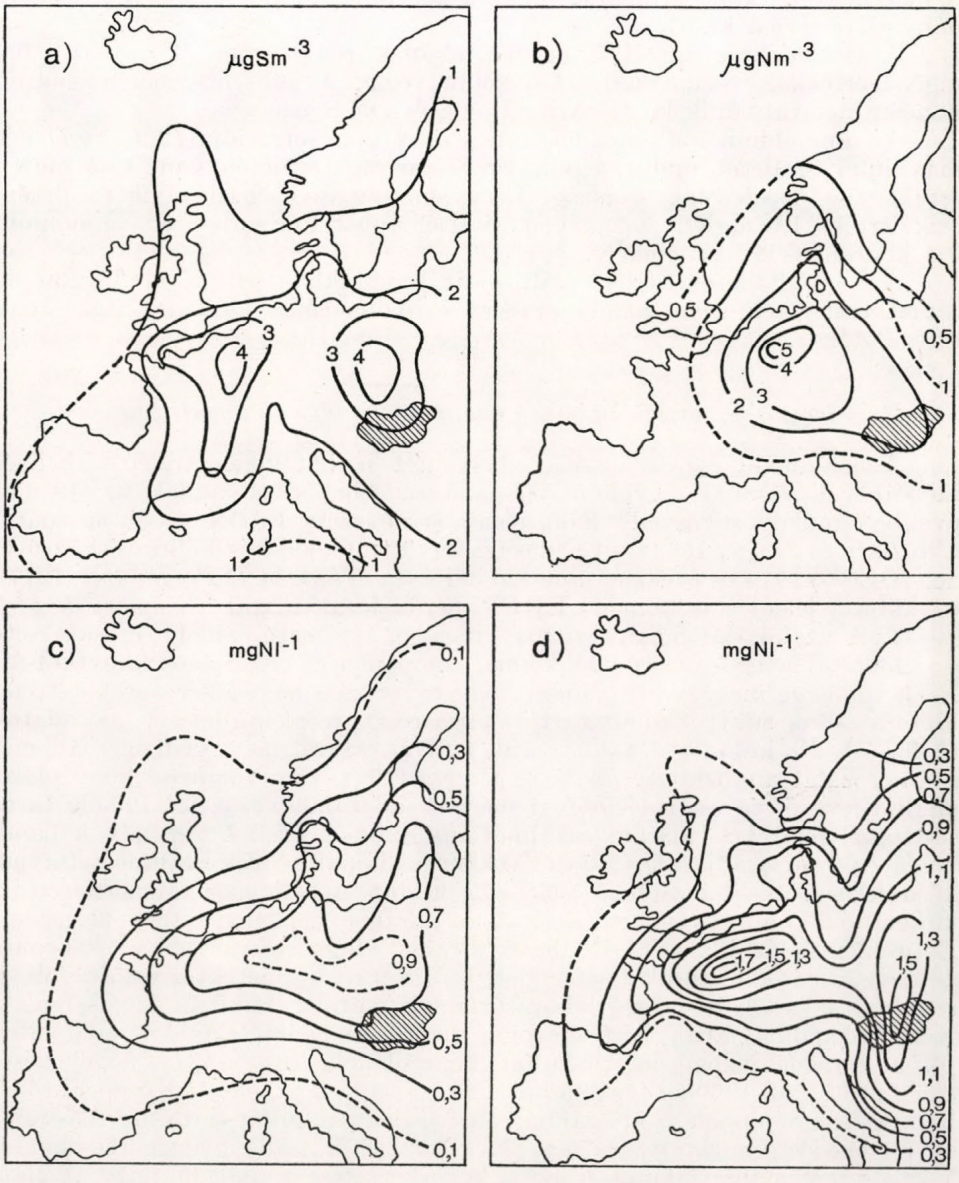


1. ábra: Levegő- és csapadékkémiai mérőhálózatok Európában

A levegő- és csapadékminőség térbeli megoszlását az EMEP által közzétett (*Summary Report*, 1984), 1978—82 időszakra vonatkozó ötévi koncentráció átlagértékek alapján vizsgáljuk. A mérőállomások elhelyezkedését az *1. ábrán* láthatjuk. Az ábrán együttesen tűntettük fel az 50-es években működött Európai Levegőkémiai Mérőhálózat (EACN), és a jelenleg üzemelő WMO, valamint EMEP hálózatok mérőállomásait. Látható, hogy jelenleg is még meglehetősen hiányos a hálózat, főleg Dél- és Északkelet-Európában. Így a kontinens jelentős nagyságú területéről nincsenek adataink.

Az aeroszolok szulfát tartalmát mutatjuk be elsőként *(2/a. ábra)*. Látható, hogy az európai kontinensen maximálisan 4,5 $\mu gS/m^3$ értékű, amely koncentráció Belgium területén jön létre. Lengyelországban és Csehszlová-

kiában másodmaximum található, 4 $\mu gS/m^3$-t meghaladó értékkel. Az aeroszolok szulfáttartalma legalacsonyabb Norvégia és Svédország középső részén. Az aeroszolok szulfáttal való szennyezettségének mértékét *Mészáros* (1978) munkája alapján értékelhetjük: valamely terület szennyezett, ha a szulfáttartalom 3,0 $\mu gS/m^3$-rel egyenlő, v. ennél nagyobb; mérsékelten szennyezett, ha legalább 1,7 $\mu gS/m^3$ értékű. Fenti kritériumok figyelembevételé-



2. ábra: 1978–1982 között Európában *a)* az aeroszolok szulfáttartalma, *b)* a nitrogén-dioxid-koncentráció, *c)* a csapadékvíz nitrátkoncentrációja, *d)* a csapadékvíz ammóniumkoncentrációja

vel Európa területének 16%-a szennyezett, 56% pedig mérsékelten szennyezett az aeroszolok szulfát tartalmát tekintve.

A nitrogénvegyületek közül először a nitrogén-dioxid koncentráció megoszlását szemlélve *(2/b. ábra)* megállapítható, hogy a legnagyobb mértékben Hollandia és az NSZK területe a szennyezett, közel 6 $\mu gN/m^3$-es koncentrációval. Mind északkeleti, mind délnyugati irányban a koncentráció gradiens nagy. Európa határán 0,1—0,3 $\mu gN/m^3$ a nitrogén-dioxid koncentráció. A nagymértékű koncentráció azonban a kontinens területének csak a csekély hányadára terjed ki.

A csapadékvíz nitrát koncentrációjának maximuma *(2/c. ábra)* 0,9 mgN/l értékkel Közép-Európán húzódik végig. A környezeténél magasabb koncentrációval tűnik ki Ausztria, Dánia és Dél-Svédország.

Az ammónium ion csapadékvízben mért koncentrációja *(2/d. ábra)* két maximum területet mutat, egyik Franciaország területén van, 1,83 mgN/l értékkel, a másik Magyarország, Lengyelország és Csehszlovákia területére esik, értéke 1,6 mgN/l. Északkelet- és Délnyugat-Európában az ammónium ion koncentráció igen csekély.

A kénvegyületek térbeli változását módunkban áll az elmúlt 30 év távlatában áttekinteni, amely átvezet e nyomelemek időbeli változásának vizsgálatához.

3. *A levegő- és csapadékminőség kontinentális léptékű időbeli változása*

A kén-dioxid és a csapadékvízben mért szulfát koncentráció térbeli és időbeli változásának egyidejű vizsgálatára lehetőséget adnak az 1950-es években működött „svéd" hálózatnak is nevezett EACN program adatai (*De Bary* és *Junge*, 1963), a Gazdasági Együttműködési és Fejlesztési Szervezet (OECD) 1970-es években működő hálózata (*The OECD Programme*, 1977), továbbá a jelenleg is üzemelő EMEP mérőhálózat adatai (*Summary Report*, 1984). A szakirodalomban számos vizsgálat található, amely megkísérelte a különböző levegő- és csapadékkémiai komponensek trendjének kimutatását. Ezek többsége megegyezik abban, hogy egyrészt a mérési sorozatokat trend kimutatására túl rövidnek tartják, másrészt megkérdőjelezik az adatok realitását. Ez különösen akkor válik nyilvánvalóvá, ha egyedi mérőállomások sorozatát analizálják. *Rodhe* és *Granat* (1984) rámutat arra, hogy pl. az angliai levegő- és csapadékkémiai mérések adatainak 1958-tól 1980-ig tartó sorozata trend vizsgálatára alkalmatlan. A 60-as évek közepén a holland, belga és francia adatok, a 70-es években a dániai adatok realitását tartják kérdésesnek. Svédországban 1965—75 között új állomásokat létesítettek, kicserélték a mintavevőket, ezáltal az adatsorok homogenitása megszűnt. E problémák áthidalására Rodhe és Granat állomáscsoportokba összevonta az egyedi mérőállomásokat, a tengertől és a forrásterületektől való távolság, továbbá az analízist végző laboratóriumok szerint. Azonban így is csak a Közép-Skandináviában mért adatokat tartják reálisnak. Ennél az adatsornál pl. a csapadékvízben mért szulfát koncentráció 20—50%-os növekedését tapasztalták az 1960-as évek során, azután pedig csökkenést. Közép-Európában ugyancsak ebben az időszakban a csapadékvíz szulfát tartalma 40—60%-os növekedést mutatott, a 70-es évek közepétől pedig gyenge csökkenést. Végül a fent említett kutatók azt a következtetést vonják le, hogy az alapadatok különböző tér- és időbeli csoportosításával eltérő eredményre juthatunk. Ez a nemrégen megjelent munka is felhívja a figyelmet arra, hogy a

mérőhálózatok adatainak értelmezésénél számos problémával, ill. ellentmondással állunk szemben.

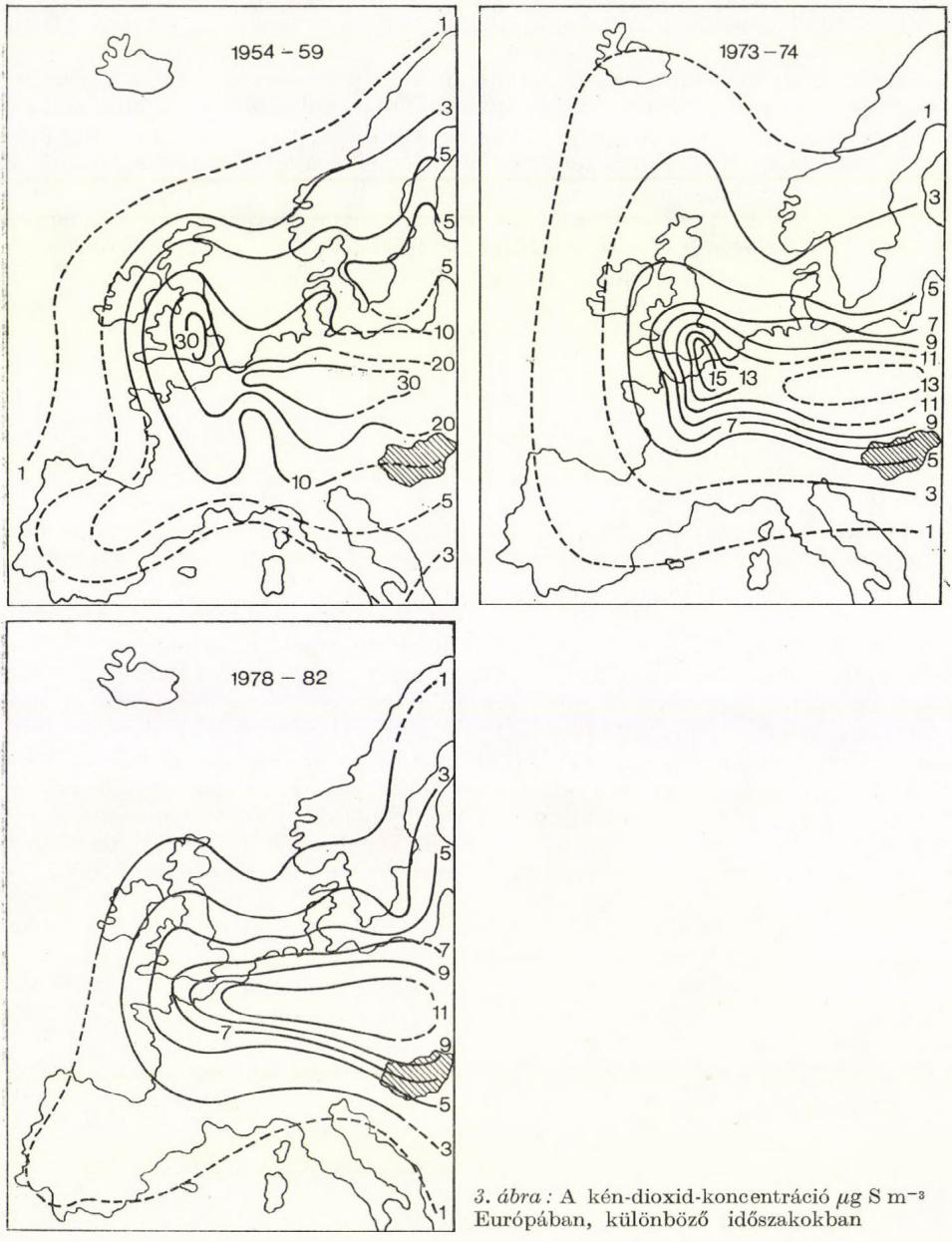
Fenti tapasztalatok figyelembevételével, korábbiaktól eltérő módszer alkalmazásával megkíséreltük, hogy a kén-dioxid és csapadékvíz szulfát koncentrációjának időbeli változását kimutassuk, ill. ezek és a kénemisszió időbeli változásának kapcsolatát meghatározzuk. A „svéd" hálózat 1954—59 közötti, az OECD 1973—74 évre vonatkozó és a EMEP 1978—82 között mért adatait Európa térképére felvittük és az adatokból, az azonos emisszió sűrűségű területeket figyelembevéve, simított koncentráció mezőket szerkesztettünk. Az interpolált értékeket szaggatott görbék jelzik. A *3. ábrán* együttesen szemlélhető az ilymódon előállított kén-dioxid koncentráció az 1950-es, 70-es és 80-as években. Látható, hogy 30 ill., 20 évvel ezelőtt Anglia délkeleti része és Közép-Európa volt a legszennyezettebb, a 80-as években pedig a leglegnagyobb mértékű szennyezettség a kontinens területén található. 1954—59 között az SO_2 maximuma a 30 $\mu gS/m^3$-t meghaladja, 1973—74-ben 15 $\mu gS/m^3$-t ért el, 1978—82 közötti időszak átlagában értéke 11 $\mu gS/m^3$, amely Franciaországtól Csehszlovákiáig húzódik. Az európai kontinensen a levegő szennyezettségének mértékét *Mészáros* (1978) kritériumával határoztuk meg. Ennek alapján a terület szennyezett, ha a kén-dioxid koncentráció legalább 7,5 $\mu gS/m^3$, mérsékelten szennyezett, ha 4 $\mu gS/m^3$ értéket ér el. Ezek szerint jelenleg Európa területének 21%-a szennyezettnek, 27%-a pedig mérsékelten szennyezettnek tekinthető.

A *3. ábrán* bemutatott, az 50-es évekre vonatkozó SO_2 koncentrációt nem tekinthetjük reálisnak. Az abban az időben kibocsátott kénemisszió sokkal csekélyebb volt, mint amennyit a 80-as években emittáltak. Több feltételezést tettünk. Bár a mérési adatokban mutatkozó hibának nem akadtunk okára, valószínű, hogy a különbséget méréstechnikai eltérések okozzák. A Központi Légkörfizikai Intézetben a közeljövőben kezdendő összehasonlító SO_2 mérések remélhetőleg pontosabban felderítik a hiba forrását.

A csapadékvíz szulfát koncentrációját Európában ugyancsak az általunk szerkesztett simított mezők alapján, 30 évre visszamenőleg az *4. ábrán* mutatjuk be. Az 50-es években a maximum érték, 2,5 mgS/l, Közép-Európán húzódik végig. Dánia és Anglia területén 2 mgS/l értékű másodmaximum található. 20 évvel ezelőtt Közép-Európa keleti részén volt legnagyobb a csapadékvíz szulfát koncentrációja 2,0 mgS/l értékkel; a korábbihoz viszonyítva Anglia területén csökkent a koncentráció. 1978—82 évek átlagában három maximum terület található, 2,5 mgS/l-t meghaladó koncentrációval. A legkiterjedtebb Közép-Európán húzódik végig kelet felé és a Szovjetunió területére is átterjed. A második maximum Délkelet-Európában alakul ki, a harmadik pedig Dánia déli részén. A koncentráció gradiens gyenge. Európa határát 0,5 mgS/l értékű izokoncentráció vonal övezi. A szakirodalomban közzétett dolgozat *(Mészáros, Várhelyi* és *Haszpra*, 1978) valamely vizsgált területet szennyezettnek tekint, ha a szulfát koncentráció legalább 1,9, mérsékelten szennyezettnek, ha az 1,4 mgS/l értéket eléri. Fenti kritériumokat alkalmazva jelenleg az európai kontinens 27%-a szennyezett, 33%-a pedig mérsékelten szennyezett a csapadékvíz szulfát tartalmát figyelembe véve.

A bemutatott kén-dioxid és szulfát koncentráció mezőket *(3. és 4. ábra)* ezután 200 km távolságú rácspontokban kiértékeltük. A szulfát koncentráció értékeket Európa hosszúsorozatú csapadékmennyiségének ugyancsak azonos rácspontokra meghatározott adatai szerint súlyoztuk. Ezt követően a kontinens átlagos kén-dioxid és szulfát koncentrációit az 1950-es, 1970-es és 1980-as

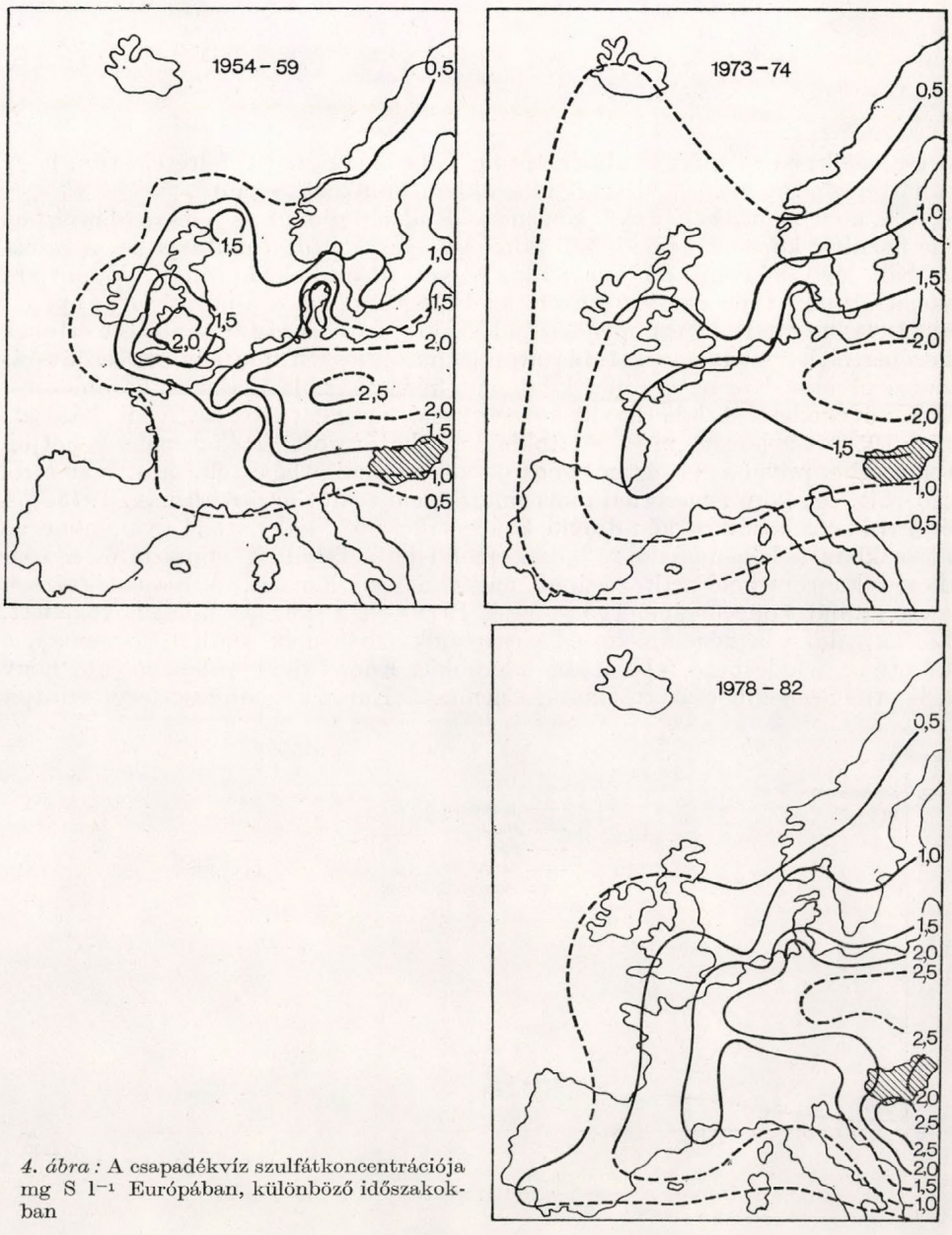
évekre meghatároztuk, az időbeli változás kimutatása céljából. A kén-emisszió értékeit a rendelkezésre álló szakirodalmi adatokból gyűjtöttük össze (*Bettelheim—Littler*, 1979; *Highton* és *Chadwick*, 1982; *Houlliers*, 1984; *Kauppi—Posch* et. al. 1984). A kénemisszió időbeli változását 1860 és 2030 között a *5. ábrán* tüntettük föl. A kénemisszió nagyarányú növekedése 1950-től kezdődik és lényegében még a mai napig is tart, bár a 70-es évektől a növekedés üteme lassult. Az 1980 utáni időszakra is készültek már becslések



3. ábra: A kén-dioxid-koncentráció $\mu g\ S\ m^{-3}$ Európában, különböző időszakokban

(*Highton* és *Chadwick*, 1982; *Kauppi* et. al., 1984). Ezek szerint ha nagymértékű energiafelhasználás folytatódik, 2030-ra az emisszió a 70-es évek értékének kétszeresére nőhet. Az energia felhasználás nagymértékű visszafogásával és hatékony szabályozással viszont elérhető, hogy a kénemisszió az 50-es évek előtti, kb. 10 MtS/év értékre csökkenjen.

A koncentráció adatokból a hemiszférikus háttérkoncentráció értékét (*Szepesi*, 1986) levontuk. Kén-dioxidra ez a háttérkoncentráció 1,25 μgSm^{-3},



4. ábra: A csapadékvíz szulfátkoncentrációja mg S l^{-1} Európában, különböző időszakokban

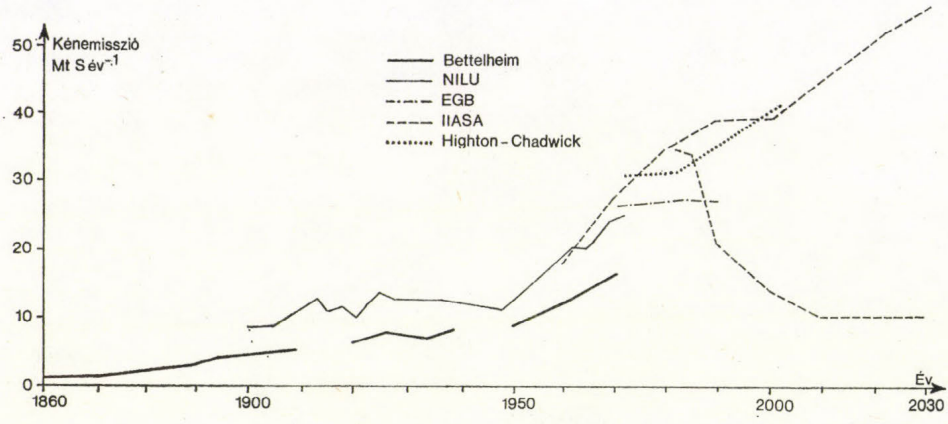
I. TÁBLÁZAT

A kénemisszió, a kén-dioxid- és a csapadékvízben mért szulfátkoncentráció időbeli változása Európában

Időszak	$SO_2 - S$ Mt $év^{-1}$	$SO_2 - S$ $\mu g\ m^{-3}$	$SO_4^{2-} - S$ mg l^{-1}
1954 – 59	13,0	–	0,71
1973 – 74	29,0	4,00	0,74
1978 – 82	35,0	4,25	1,02

a csapadékvízben mért szulfátra pedig 0,38 mgSl^{-1}. Itt feltételeztük, hogy a háttérkoncentráció a vizsgált időszakban változatlan volt.

A kontinentális léptékű kénemisszió, a kén-dioxid és a csapadékvízben mért szulfát koncentráció időbeli változását az *I. táblázat* mutatja be. A táblázatban lévő kénemisszió adatok az egyes időszakok középső időpontjára vonatkoznak. 1960 és 1980 között az IIASA emissziós adatait (*Kauppi* et. al., 1984) használtuk, ezt megelőző időszakra az *5. ábrán* feltüntetett értékek középértékét vettük. Az I. táblázaton látható, hogy a mintegy negyed évszázados periódusban az európai kontinens kénemissziója csaknem háromszorosára növekedett. A kén-dioxid koncentráció vizsgálatakor a „svéd" hálózatban 1954—59 között mért adatokból meghatározott értéket nem vehetjük tekintetbe, mivel a 8,6 μgSm^{-3}-nek adódó európai átlagérték, mint már erről szó volt, egyelőre ismeretlen okok miatt, nem tekinthető reálisnak. 1973—74 és 1978—82 között a kén-dioxid koncentráció 6%-kal nőtt. Ugyanebben az időszakban a kénemisszió 21%-kal emelkedett. Tehát az emisszió és a kéndioxid koncentráció változásának mértéke nem lineáris. A csapadékvízben mért szulfát koncentráció 1954—59 és 1978—82 között 44%-kal növekedett. Látható, hogy a kénemisszió és a csapadékvízben mért szulfát koncentráció között sem fedezhető fel lineáris kapcsolat. Ennek okát abban látjuk, hogy a kontinensen kibocsátott emisszió nemcsak Európa szennyezettségi szintjét



5. ábra: A kénemisszió Európában 1860 – 2030 között

növeli, hanem az egész hemiszférára terjed. A kevert réteg „lélegzése" során az emisszió egy része a szabadlégkörbe kerül, majd a forrásterülettől távoli vidékeken érezteti hatását. A vizsgált koncentráció értékekben viszont az európai kontinensen mutatkozó hatás mértéke tükröződik.

Összehasonlításként, lokális léptékű szennyezési folyamatra is bemutatjuk a kénemisszió és a kén-dioxid koncentráció egyidejű változását, Budapest 1958—82 közötti adatai (*BFT*, 1984) alapján *(II. táblázat)*. A mért koncentráció értékekből a $7 \mu g Sm^{-3}$-es regionális háttérkoncentrációt levontuk, feltételezve, hogy a vizsgált időszakban a háttérszennyezettség mértéke

II. TÁBLÁZAT

A kénemisszió és a kén-dioxid-koncentráció időbeli változása Budapesten

Időpont	SO_2-S kt $év^{-1}$	SO_2-S $\mu g\ m^{-3}$
1958	120	120
1960	112	103
1965	95	73
1970	80	55
1975	62	37
1980	45	25
1982	40	21

változatlan volt. Az II. táblázat adatai szerint, közel negyed évszázad alatt Budapest kénemissziója 67%-kal csökkent, a kén-dioxid koncentráció pedig 82%-kal mérséklődött. Az emisszió és a koncentráció időbeli változásának összefüggése tehát lokális léptékben sem lineáris, a hatás viszont ellentétes értelmű, mint azt a kontinentális léptékű szennyezési folyamatnál tapasztaltuk. Budapesten az emisszió csökkentés mértékét nagyobb arányú koncentráció csökkenés követte, mivel főleg a felszínközeli immissziómérésekre döntő hatást gyakorló alacsony források kibocsátását korlátozták, a gázprogram megvalósítása, a távfűtés elterjesztése során.

5. Összefoglaló következtetések

A kontinentális léptékű levegő- és csapadékminőség tér- és időbeli megoszlásának vizsgálatára a „svéd", az OECD és az EMEP monitoring hálózatok különböző időszakokban mért adatai alapján került sor.

A levegő- és csapadékminőség tér- és időbeli változásának meghatározásához reális, objektív alapadatok szükségesek. Az adatokban fellelhető ellentmondások kiszűrése hatékony minőségellenőrzés útján lehetséges. A dolgozat kitér néhány zavaró tényező ismertetésére, amelyek korrekciója lehetővé teszi a reális alapadatok előállítását, majd pedig a transzmissziós tényezőktől függetlenített trendek meghatározását.

Az egyes levegő- és csapadékkémiai komponensek térbeli változása az európai kontinens területén nagymértékű. A maximális koncentrációk általában a fő forrásterületek közelében, Közép-Európában alakulnak ki, az antropogén eredetű emissziók hatását tükrözik. A különböző levegő- és csapadékkémiai komponensek hatásának területi kiterjedése változó. Pl. a

kén-dioxid Európa területének 27%-át, a csapadékvízben mért szulfát pedig 21%-át jelentős mértékben szennyezi.

A kontinentális léptékű kénemisszió és a koncentrációk párhuzamos adatainak értékelése 1954—59 és 1978—82 közötti időszakra terjed. Ezalatt az európai kontinens kénemissziója 169%-kal nőtt, a csapadékvíz szulfát koncentrációja 44%-os emelkedést ért el. A kén-dioxid koncentráció változása csak 1973—74 és 1978—82 között értékelhető. Ebben a periódusban 6%-kal növekedett, ugyanekkor az emisszió 21%-os emelkedést mutatott. Így a kibocsátás és a felszínközelben kialakuló koncentrációk változása között lineáris összefüggés nem fedezhető föl.

Budapest 1958—82 közötti adataiból megállapítható, hogy bár ellentétes értelemben, de lokális léptékben sem arányos a kénemisszió és a kén-dioxid koncentráció párhuzamos időbeli változása. A kénemisszió 67%-os csökkentése 82%-os kén-dioxid csökkenést eredményezett.

IRODALOM

De Bary, E.—Junge, C., 1963: Distribution of sulfur and chlorine over Europe. Tellus, XV, 370—382.

Bettelheim, J.—Littler, A., 1979: Historical trends of sulphur oxide emissions in Europe since 1865. PL—GS/E/1/79. Central Electricity Generating Board.

BFT, 1984: *Budapest hosszútávú környezetvédelmi koncepciója. Helyzetfeltárás.* Budapest Főváros Tanácsa, Közmű- és Mélyépítési Főigazgatóság Környezetvédelmi Osztálya. Budapest.

Highton, N. H.—Chadwick, M. J., 1982: The effects of changing patterns of energy use on sulfur emissions and depositions in Europe. *Ambio*, 11, 324—329.

Horváth, L., 1980: Effect of sampling period and method on the measured rate of wet deposition of inorganic compounds. *Időjárás, 84*, 130—134.

Houlliers, C., 1984: Emissionssituation in Frankreich — Französische Strategie der Emissionsminderung und eigeleitete Masshanmen. *VDI-Berichte*, 495, 21—28.

Kauppi, P.—Posch, M.—Matzner, E.—Kauppi, L.—Kämäri, J., 1984: Acidification of forest soils: model development and application for analysing impacts of acidic deposition in Europe. CP-84-16. IIASA, Laxenburg.

Mészáros E., 1973: A csapadékvíz kémiai összetétele Közép-Európában. *Időjárás, 77*, 35—47.

Mészáros, E., 1978: Concentration of sulfur compounds in remote continental and oceanic areas. Sulfur in the atmosphere. (Ed.: Husar, R. B., Lodge, J. P. Jr. and Moore, D. J.). Pergamon Press.

Mészáros, E.—Várhelyi, G.—Haszpra, L., 1978: On the atmospheric sulfur budget over Europe. *Atmospheric Environment*, 12, 2273—2277.

Munn, R. E.—Rodhe, H., 1970: On the meteorological interpretation of the chemical composition of monthly precipitation samples. *Tellus, XXIII*, 1—12.

Rodhe, H.—Granat, L., 1984: An evaluation of sulfate in European precipitation 1952—1982. *Atmospheric Environment, q18*, 2627—2639.

Söderlund, R., 1982: A note on the difference between bulk and wet-only precipitation collectors. *ECE — EMEP meeting on chemical matters.* Geneva, March, 1982. No. 820604.

Summary report from the Chemical Co-ordinating Centre for the second phase of EMEP. EMEP/CCC — Report 24, 1984. NILU.

Szepesi D., 1986: Savas anyagok nagyléptékű légköri transzmissziója Európában. *Időjárás, 90*, 89—102.

The OECD Programme on long range transport of air pollutants. Organisation for Economic Co-operation and Development. Paris, 1977.

WMO, 1974: *Operations Manual for sampling and analysis techniques for chemical constituents in air and precipitation.* 1974. WMO — No. 299., Geneva.

IDŐJÁRÁS

Az Országos Meteorológiai Szolgálat folyóirata. 90. évf. 2–3. szám, 1986. március–június
Journal of Hungarian Meteorological Service, Vol. 90. No 2–3. March–June 1986. Budapest

Savas ülepedés Magyarországon

HORVÁTH LÁSZLÓ és MÉSZÁROS ERNŐ, *Központi Légkörfizikai Intézet, H—1675 Budapest, Pf. 39.*

Acid deposition in Hungary. The results of the Hungarian precipitation network show that the mean p_H of monthly precipitation samples is 4.7 for the period of 1978–82. The maximum calculated p_H (without neutralization processes) is 3.8. The acidity of precipitation water is mainly caused by sulfuric acid (around 3/4 of the total acidity), however, the relative importance of nitric acid is continuously increasing. Dry deposition rates of atmospheric nirtogen and sulfur compounds were calculated on the basis of background air pollution monitoring network in Hungary. The ratio of the dry deposition of sulfur and nitrogen compounds is 3:2. The maximum total (wet + dry) deposition of acidic materials, expressed in H^+ equivalents, is 0.2 g $m^{-2}yr^{-1}$. Approximately 60 and 40% of the total deposition are connected with dry and wet deposition, respectively.

✳

Savas ülepedés Magyarországon. A magyar csapadékkémiai hálózat eddigi eredményei azt mutatják, hogy a havi minták átlagos p_H-értéke 4,7 körül van. A számított maximális (semlegesítő hatás nélküli) savasságnak megfelelő p_H = 3,8. A csapadékvíz savasságáért a kén- és nitrogénvegyületek körülbelül 3:1 arányban felelősek, utóbbiak relatív jelentősége azonban egyre nő. A légköri kén- és nitrogénvegyületek száraz ülepedését a háttérszennyezettség-mérő hálózatban mért koncentráció-adatokból és a száraz ülepedési sebesség értékeiből határoztuk meg. A kén- és nitrogénvegyületek száraz ülepedésének mértéke 3:2 arányban viszonyul egymáshoz. A savas anyagok összes (nedves + száraz) ülepedése H^+ egyenértékben kifejezve 0,2 g m^{-2} $év^{-1}$. Ennek 60, illetve 40%-a köszönhető a száraz, illetve a nedves ülepedésnek.

✳

Bevezetés. A légköri savas ülepedés következtében fellépő savasodás az egyik legjelentősebb környezeti problémává vált Európában és a világ más iparosított területein. Környezetünk megóvása a további savasodástól igen összetett feladat. Ennek egyik első lépése a légköri savas vegyületek fluxusainak pontos meghatározása a különböző, vízi és szárazföldi ökológiai rendszerek fölött. Jól ismert tény, hogy a légköri száraz és nedves ülepedés, legalábbis regionális léptékben, hasonló mértékű. Ezért a nemzeti és nemzetközi mérőhálózatok célja kettős. Vizsgálnunk kell egyrészt a csapadékvíz kémiai összetételét a nedves ülepedés meghatározása céljából. Másrészt a száraz ülepedés értékének kiszámításához folyamatosan mérnünk kell a légköri kén- és nitrogénvegyületek talajközeli koncentrációját.

Magyarországon a csapadékvíz kémiai összetételének vizsgálata 1965-ben, míg a savas légköri anyagok háttérkoncentrációjának mérése 1974-ben kezdődött. E tanulmány célja, hogy rövid összefoglalót adjon a légköri savas ülepedésre vonatkozó vizsgálatainkról.

1. Hálózat, mintavételi és mérési módszerek

A mintavételi állomások elhelyezkedését Magyarországon az *1. ábra* mutatja be. A regionális háttérszennyezettség-mérő állomások telepítési követelményei (Farkasfa, K-puszta, Szarvas) gyakorlatilag megegyeznek a WMO (1978) által javasoltakkal. Mindhárom állomáson a kén-dioxidot *West* és *Gaeke* (1956), míg a nitrogén-dioxidot *Levaggi* et al. (1973) módszerével határoztuk meg. Salétromsav mintavételhez (K-puszta) impregnált szűrőt használunk *(Forrest* et al., 1980). Az ezt követő spektrofotometriás meghatározás a szalicilsav nitrálásán alapul.



1. ábra: A mintavételi helyek elhelyezkedése Magyarországon. ●: háttérszennyezettség-mérő állomás, automatikus csapadékminta-vevővel; ○: automatikus csapadékminta-vevő

Az aeroszol részecskéket a szulfát és nitrát meghatározásához teflon szűrő felületén fogjuk fel (K-puszta, Farkasfa). Mintavétel után a szulfátot izotóphigításos analízissel *(Klockow* et al., 1974), míg a nitrátot a salétromsav kimutatásához hasonló módszerrel mérjük.

A napi mintavételeket a felszín fölött 1,5 méter magasságban végezzük.

A magyar csapadékkémiai hálózat 10 állomásból áll (ld.: 1. ábra). Minden állomáson havi mintavételeket végzünk, csak a csapadékhullás során nyitott, ún. automatikus mintavevőkkel. A hálózat különösen sűrű a Balaton környékén, ezért a következőkben csak a két hosszabb ideje működő állomás adatait (Tihany, Keszthely) használjuk fel. Ezen kívül, a két újonnan telepített állomás (Farkasfa, Napkor) esetében viszonylag rövid a mérési periódus, ezért e két állomás adatait nem vettük számításba. A csapadékminták savasságát és kémiai összetételét üvegelektróddal és p_H-mérővel, valamint spektrofotometriás és izotóphigításos módszerekkel határozzuk meg. Az állomáshálózatról a mintavételi és analitikai módszerekről bővebben tájékoztat *Horváth* és *Mészáros* (1984), valamint *Mészáros* és *Horváth* (1984) tanulmánya.

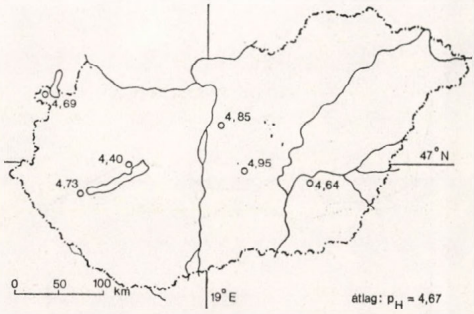
2. A csapadékvíz savassága

Az 1978/82-es ötévi időszakra vonatkozó átlagos p_H értékek az egyes állomásokon a *2. ábrán* láthatók. Az országos átlagos p_H 4,67-tel egyenlő, azaz a csapadékvíz körülbelül tízszer savasabb a levegőkémiában semlegességi pontnak tekintett $p_H = 5{,}6$-es értéknél. Az átlagértéktől azonban jelentős eltérések mutatkoznak. A *3. ábrán* láthatjuk, hogy a csapadékvíz hidrogénion koncentrációja hat nagyságrenden belül változik Magyarországon. A legsavasabb p_H 3,35 volt az említett időszakban. Az esetek 6%-ában a csapadék

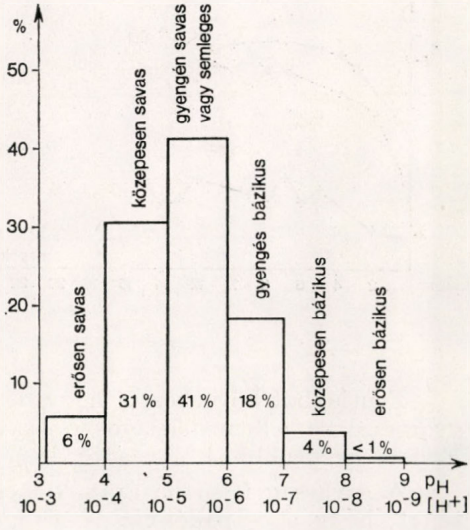
erősen savas volt ($3 < p_H < 4$). A közepesen savas minták ($4 < p_H < 5$) száma ennél jóval magasabb, 31%-ot tesz ki. A csapadékvíz gyengén savas vagy semleges ($5 < p_H < 6$) az esetek 41%-ában, míg a minták 22%-a bázikus, a talajeredetű karbonát és hidrogén-karbonát tartalmú aeroszol részecskék kimosódása következtében. A havi csapadékminták p_H-jának gyakorisági eloszlása gyakorlatilag normál.

A csapadékvíz p_H-jának értelmezésekor azonban legalább három zavaró tényezőt figyelembe kell vennünk.

a) Magyarországon a csapadékvíz p_H-ját nagymértékben befolyásolják a talajeredetű bázikus részecskék *(Horváth,* 1981). A gázhalmazállapotban vagy



2. ábra: A csapadékvíz átlagos p_H értékei a különböző állomásokon (1978/82)

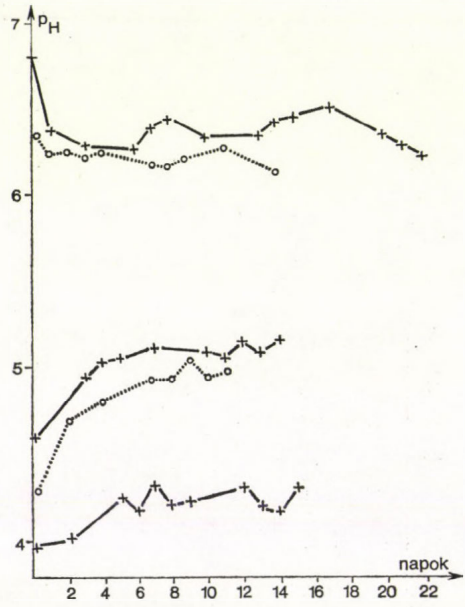


3. ábra: A havi csapadékminták p_H-jának gyakorisági eloszlása (1978/82)

kisméretű részecskék formájában ($r < 1$ μm) lévő savas kén- és nitrogénvegyületek hatására adott régión belül a csapadékvízben meghatározott p_H érték alakul ki. Ezt a „háttér" savasságot befolyásolhatja, a mérési helytől függően eltérő mértékben, a rövid tartózkodási idejű, nagyméretű ($r > 1$ μm), nagy térbeli változékonyságú, bázikus részecskék kimosódása.

b) Havi mintavételek során a savas és bázikus minták semlegesítődhetnek az egyedi csapadékminták összeöntésekor. E nivelláló hatás nélkül a 3. ábrán bemutatott gyakorisági eloszlás szélsőségesebb lenne. Ennek egyik legfontosabb következménye, hogy az átlagos p_H is savasabb tartományba tolódna el, a hidrogénion-koncentráció és a p_H logaritmikus összefüggése miatt.

c) A csapadékvíz p_H-ja változhat a havi csapadékminták tárolása során is. A csapadékhullás és a p_H-mérés közt eltelt időszakban általában mind a savas mind a bázikus minták p_H-ja semleges irányba tolódik el. Ezt a folyamatot illusztrálja a *4. ábra.* Látható, hogy a p_H változás a csapadékhullást követő napokban különösen jelentős. Ez a jelenség szintén a minták homogenizálódásához vezet, hasonló következménnyel a *b)* pontban elmondottakhoz.



4. ábra: A p_H változása a csapadékvízben, mint az idő függvénye

Fentiekből következik, hogy *a), b)* és *c)* zavaró hatások nélkül a Magyarországra jellemző átlagos p_H savasabb lenne, mint a mért érték (4,67). Emiatt ez utóbbit a savasság alsó határának kell tekintenünk (p_H, max.).

A savasság felső határának megállapításához vegyük figyelembe azt a tényt, hogy a csapadékvíz savasságát az iparosított területeken elsősorban a kénsav és a salétromsav szabályozza, melyek antropogén eredetű kéndioxidból és nitrogén-monoxidból keletkeztek. E savak anionjai, a szulfát és a nitrát az oxidációs folyamatok stabil termékei a csapadékvízben. A szulfát- és a nitrátion egyenértékben kifejezett koncentrációinak összege megadja a savasság lehetséges felső határát, azaz a p_H minimális értékét. Magyarországon az átlagos szulfát-, illetve nitrátkoncentráció 119, illetve 41 μekv l^{-1} *(Horváth* és *Mészáros,* 1984). Ebből következik, hogy legfeljebb 160 μekv l^{-1}

lehet a csapadékvízben a hidrogénionok koncentrációja. Az ennek megfelelő p_H 3,8-del egyenlő. Valószínű tehát, hogy a magyar csapadékvizek átlagos p_H-ja 3,8 és 4,7 közé esik.

3. A savas kén- és nitrogénvegyületek száraz ülepedése

A savasodás szempontjából legjelentősebb légköri koncentrációval rendelkező vegyületek a kén-dioxid, a nitrogén-dioxid és a salétromsav, valamint a szulfát- és nitráttartalmú részecskék. A száraz ülepedés mértéke az említett nyomanyagok talajközeli koncentrációinak és száraz ülepedési sebességeinek ismeretében határozható meg. Utóbbi mennyiség egy-egy adott típusú felszín (vízfelület, csupasz talaj, fűvel borított talaj stb.) esetén viszonylag állandó érték. A talajközeli koncentráció és a száraz ülepedési sebesség szorzata adja meg a fluxust, azaz a száraz ülepedés mértékét.

I. TÁBLÁZAT

A savas légköri kén- és nitrogénvegyületek átlagos háttérkoncentrációja, ülepedési sebessége és száraz ülepedése Magyarországon

Vegyület	Koncentráció ($\mu g\ m^{-3}$)	Ülepedési sebesség		Száraz ülepedés ($g\ m^{-2}$)
		($cm\ s^{-1}$)	irodalom	
SO_2	11,9	0,6	*Várhelyi* (1980)	2,25
SO_4^{2-}	8,4	0,024	*Mészáros* (1971), *Hidy* (1973)	0,06
NO_2	8,2	0,5	*Várhelyi* (1980)	1,29
HNO_3	1,7	2,0	*Huebert* (1983)	1,05
NO_3^-	3,2	0,03	*Mészáros* (1971), *Hidy* (1973)	0,03

Az *I. táblázat* összegezi a légköri savas vegyületek száraz ülepedésére vonatkozó vizsgálataink eredményeit. Meg kell jegyezni, hogy a kén-dioxid és a nitrogén-dioxid regionális háttérkoncentrációját három állomás (Farkasfa, K-puszta, Szarvas) adataiból, míg az aeroszol szulfát és nitrát adatokat két mérőhely (Farkasfa, K-puszta) mérési eredményeiből átlagoltuk. Salétromsav méréseket egy állomáson (K-puszta) végzünk. Az I. táblázat első oszlopában látható kén- és nitrogénvegyületek koncentrációit részben *Mészáros* és *Horváth* (1984), részben *Horváth* (1985) munkáiból vettük át.

A háttérkoncentrációkon kívül az I. táblázat a legvalószínűbb száraz ülepedés értékeket is tartalmazza. Aeroszol részecskék esetében (szulfát és nitrát) a részecskék közepes átmérőjét *Mészáros* (1971) nagyság szerinti eloszlás adataiból, míg az ilyen átmérőjű részecskék ülepedési sebességét a *Hidy* (1973) által publikált Chamberlain-görbéből határoztuk meg. Magától értetődik, hogy a fűfelszínre vonatkozó ülepedési sebességek általánosítását óvatosan kell kezelnünk. Az ülepedés reális értéke a megadott adatok körül valószínűleg 2—3-as faktoron belül van.

A táblázat utolsó oszlopa adja meg a száraz ülepedés értékeit, amelyeket az átlagos koncentrációk és a sebességek szorzatából kaptunk meg. Láthatjuk, hogy a részecskék száraz ülepedése elhanyagolható a gáznemű anyagokéhoz (kén-dioxid, nitrogén-dioxid, salétromsav) képest. Valószínű, hogy a részecskék inkább a nedves ülepedésben játszanak lényeges szerepet.

4. *A savas ülepedés különböző formáinak összehasonlítása*

A *II. táblázatban* a savas száraz és nedves ülepedés mértékének összehasonlítása látható. A száraz ülepedés adatokat az I. táblázatból, míg a nedves ülepedés értékeit a magyar csapadékkémiai hálózat eredményeiből *(Horváth* és *Mészáros,* 1984) vettük át. A táblázat adatai szerint a kénvegyületek száraz és nedves ülepedésének mértéke azonos, míg a savas nitrogénvegyületeknél a száraz ülepedés jóval felülmúlja a nedves kihullás hatását.

II. TÁBLÁZAT

A légköri savas vegyületek száraz és nedves ülepedésének összehasonlítása. SO_x *a kénvegyületeket* (SO_2, SO_4^{2-}), NO_x *pedig a nitrogénvegyületeket jelöli* (NO_2, NO_3^-, HNO_3)

Vegyületek	gN vagy S m^{-2} $év^{-1}$			H^+ egyenérték m^{-2} $év^{-1}$		
	száraz	nedves	összes	száraz	nedves	összes
Kén SO_x	1,1	1,1	2,2	0,07	0,07	0,14
Nitrogén NO_x	0,63	0,33	0,96	0,05	0,02	0,07
Összes ülepedés H^+, max.				0,12	0,09	0,21

A kén- és nitrogénvegyületek savas ülepedésének egymáshoz viszonyított arányát a táblázat jobb oldalának adatai segítségével hasonlíthatjuk össze, ahol az ülepedéseket hidrogénion egyenértékben fejeztük ki. Megfigyelhetjük, hogy a száraz és a nedves ülepedésben a kén- és nitrogénvegyületek aránya hozzávetőlegesen 3:2, illetve 3:1. Utóbbi azt is kifejezi, hogy a szulfát/nitrátionok aránya a csapadékvízben 3:1. Ez az érték azonban időben nem állandó. Világszerte megfigyelhetjük, hogy a nitrátionok csapadékvízben mért mennyisége mind abszolút értékben, mind a szulfáthoz viszonyítva egyre nő. Magyarországon például a századfordulón *Kazay* (1904) által mért nitrát mennyiségének jelenleg már körülbelül a hétszeresét mérjük *(Horváth,* 1983).

Végeredményben az összes savas ülepedés 0,21 g m^{-2} $év^{-1}$ értéket tesz ki, hidrogénion egyenértékben Magyarországon. Ennek 2/3-a a kénvegyületeknek, míg 1/3-a a nitrogénvegyületeknek köszönhető. Ezt az értéket azonban úgy kell tekinteni, mint a savas ülepedés felső határát (H^+, max.) mivel a II. táblázatban is a csapadékvíz savasságának felső határát (ld. 2. pont) vettük figyelembe.

IRODALOM

Forrest, J., Tanner, R. L., Spandau, D., D'Ottavio, T. and *Newman, L.*, 1980: Determination of total inorganic nitrate utilizing collection of nitric acid on NaCl-impregnated filters. *Atmospheric Environment 14,* 137–144.

Hidy, G. M., 1973: Removal processes of gaseous and particulate pollutants. In: *Chemistry of the Lower Atmosphere* (edited by Rasool S. I.), pp. 121–176. Plenum Press, New York.

Horváth, L., 1981: A csapadékvíz kémiai összetétele Magyarországon. *Időjárás 85,* 201–212.

Horváth, L., 1983: Trend of the nitrate and ammonium content of precipitation water in Hungary for the last 80 years. *Tellus 35 B,* 304–308.

Horváth, L., 1985: Légköri nitrogénvegyületek háttérkoncentrációja és ülepedése Magyarországon. *Időjárás 85,* 262–268.

Horváth, L. and *Mészáros, E.*, 1984: The composition and acidity of precipitation in Hungary. *Atmospheric Environment 18*, 1843–1847.

Huebert, B. J., 1983: The dry deposition of HNO_3 vapour as sink for NO_y. Presented at the *CACGP Symposium on Tropospheric Chemistry*. Oxford, U. K.

Kazay, E., 1904: A légköri csapadékok chemiai analysise. *Időjárás 8*, 301–306.

Klockow, D., Denzinger, H. und *Rönicke, G.*, 1974: Anwendung der substöchiometrischen Isotopenverdünnunganalyse auf die Bestimmung von atmosphärischen Sulfate und Chloride in „Background" Luft. *Chemie-Ingenieur-Technik 46*, 831.

Levaggi, D. A., Siu W. and *Feldstein M.*, 1973: A new method for measuring average 24-hours NO_2 concentration in the atmosphere. *J. Air. Pollut. Control Ass. 23*, 30–33.

Mészáros, E., 1971: The size distribution of water soluble particles in the atmosphere. *Időjárás 75*, 308–314.

Mészáros, E. and *Horváth, L.*, 1984: Concentration and dry deposition of atmospheric sulfur and nitrogen compounds in Hungary. *Atmospheric Environment 18*, 1725–1730.

Várhelyi, G., 1980: Dry deposition of atmospheric sulfur and nitrogen compounds. *Időjárás 84*, 15–20.

West, P. W. and *Gaeke, G. C.*, 1956: Fixation of sulfur dioxide and disulfitomercurate (II) and subsequent colorimetric estimation. *Anal. Chem. 28*, 1816–1819.

WMO, 1978: *International Operations Handbook for Measurement of Background Atmospheric Pollution*. No. 491. Geneva.

IDŐJÁRÁS

Az Országos Meteorológiai Szolgálat folyóirata. 90. évf. 2—3. szám, 1986. március—június
Journal of Hungarian Meteorological Service, Vol. 90. No 2—3. March—June 1986. Budapest

A légköri eredetű savasodás hatása a természetes élővilágra

JAKUCS PÁL, *KLTE Ökológiai Tanszék, H—4010 Debrecen*

The impact of atmospheric acidification on living organisms. Atmospheric pollutants — including the ones which cause acidification — have a direct or indirect impact on living organisms and their populations and communities. A direct impact is established when air pollutants (for example, SO_2, NO_x, O_3 molecules) entering the living organism set off chemical processes with toxic effects, or by means of their ion-exchange mechanisms they disrupt the normal functioning of cells. A large part of the direct effects are so called „residue-pathological phenomena", that is, such molecular processes in which inorganic free residue reactions start in the course of auto-oxidation. In the case of indirect effects, the pollutant first initiates processes of change in some other large exterior group of factors (for example, water and soil) which, in turn, influence the tolerance spectrum of living organisms directly and actually. While signs of direct effects can be soon and easily detected, indirect effects — for their complex and accumulative character — can only be revealed and determined by means of rigorous ecological investigations. This paper presents cases of damages of both types in Hungary as well as the response (indication) living organisms give to them. A detailed discussion of the results obtained from the investigation of dying sessile oaks in Hungary is offered. The paper proves that aluminium and other toxic heavy metals becoming water soluble in acidic forest soils decrease the intake capacity of root-systems of trees primarily through the destruction of mikorrhiza-fungi. This, in the end, causes the trees to die in a state of water and nutrient circulation stress. The paper offers a new complex ecological diagram showing such ways of tree-dying which are not caused by natural effects (natural catastrophies and aging). The bold line indicates the proved indirect path of death of sessile oaks in consequence of air pollution.

*

A légköri eredetű savasodás hatása a természetes élővilágra. A légköri szennyező anyagok — így a savasodást okozók is —, az élő szervezetekre, ill. ezek populációira, társulásaira közvetlenül, vagy áttételesen hatnak. Közvetlen hatásról akkor beszélünk, ha a légszennyező anyagok (pl. SO_2, NO_x, O_3-molekulák) bejutva az élő szervezetekbe, olyan kémiai folyamatokat indítanak el, amelyek toxikus hatásúak, vagy ion-kicserélő mechanizmusuk révén megzavarják a sejtek normális működését. A közvetlen hatások nagy része ún. „gyökpatológiai jelenség", azaz olyan molekuláris folyamatok, amelyekben az autooxidáció során szervetlen szabadgyök-reakciók indulnak meg. Az áttételes vagy közvetett hatásnál a szennyező anyag először valamelyik másik külső nagy tényező-csoportban (pl. víz, talaj) indít el olyan változás-folyamatokat, amelyek azután az élő szervezetek tűrőképességi tartományára már közvetlenül és ténylegesen jelentenek változtató hatást. Amíg a közvetlen hatás jelei hamar és könnyebben észrevehetők, az áttételes hatások — bonyolultságuk és akkumulációs jellegük miatt —, csak részletes ökológiai vizsgálatokkal tárhatók fel és bizonyíthatók. A közlemény magyarországi példákat mutat be mindkét típusú károsításokból és az élővilág ezekre adott válaszreakcióiból (indikátorság). Részletesen tárgyalja a magyarországi kocsánytalan tölgy pusztulása terén végzett vizsgálatokkal nyert eredményeket. Ezekben bizonyítja, hogy az elsavanyodó erdőtalajokban vízoldékonnyá váló alumínium és más toxikus nehézfémek elsődlegesen a mikorrhiza-gombák pusztításán keresztül csökkentik a fák felszívó gyökérrendszerét, ami miatt végül a fa víz- és tápanyag-cirkulációs stressz-állapotba kerülve elpusztul. Egy új, komplex ökológiai diagramon be-

mutatja a fák nem elemi kár, vagy természetes öregedéssel történő elhalási útjait, vastag vonallal jelezve a diagramon a kocsánytalan tölgyek légszennyeződésből eredő elhalásának bizonyított áttételes útját.

Bevezetés. A bioszférában az élőszervezetek faji változatossága és egyedszáma igen nagy. Közösségekbe — populációkba és társulásokba rendeződve — hosszú idő alatt adaptálódási folyamat eredményeként élnek együtt élőhelyük (környékük) ténylegesen ható biotikus és abiotikus tényezőivel. A közösségek tűrőképességi tartománya és a ható tényezők között a biológiai evolúció során létrejött szabályozottság biztosította és biztosítja ma is az ún. „ökológiai stabilitást", amely lehetővé teszi az ember számára is egészséges életfeltételeinek fennmaradását Földünkön.

A ható faktorokban történő olyan változások, amelyek túllépik az élő egyedek, ill. közösségeik tolerancia-határait, eltolódásokat okoznak az adott élőlény-környezeti rendszer mennyiségi és minőségi viszonyaiban. Emiatt a korábbi idők ökológiai értelemben vett „stabil" élőközösségei „labilissá", sérülékennyé válnak. A közösségek „kompartmentjei" közötti strukturális és funkcionális kapcsolatokban „törések", „hiányok" lépnek fel, egyes populációk egyedszáma robbanásszerűen növekszik, mások elpusztulnak. Ha a ténylegesen ható faktorok változása gyors, és nagyságrendje túllépi a tűrőképességi küszöböt, az élőszervezetekben és közösségeikben védekezési mechanizmusok lépnek fel, de tartóssá váló és erős hatás esetén már ez sem tudja biztosítani a szervezet, ill. a közösség önszabályozó- és vezérlő képességét.

Az emberiség exponenciális mértékben gyorsuló műszaki-technikai-kémiai tevékenysége — amelyeket az ember általában a saját életfeltételeinek gyors javítása érdekében végez — igen sok olyan hatással jár, amely korábban nem létezett a bioszférában (veszélyes hulladékok, víz-, levegő- talajszennyezés stb.). Ezen felgyorsuló, antropogén eredetű folyamatok közé tartozik a levegőbe jutó „szennyező" anyagok mértékének megnövekedése és a növekedési ütem folyamatossá válása. Közülük kerülnek ki a fosszilis tüzelőanyagok égetéséből származó és a környezet savasodásában döntő szerephez jutó kén- és nitrogén-oxidok is. A levegőbe jutó többi szennyező anyag (főleg szerves eredetű molekulák) száma a többszázat is meghaladja. Utóbbiaknál azonban igen kevés még az ismeretanyag lebomlási idejükről, katalitikus, színenergetikus és akkumulációs képességeikről, főleg pedig az élőszervezetekre gyakorolt tényleges hatásaikról. Amikor a levegőszennyeződésről beszélünk, külön hangsúlyozni kell, hogy az élőkre gyakorolt „káros" hatásokat mindig az összes légszennyező anyaggal együtt lenne kívánatos értékelni!

A levegőbe jutó kén- és nitrogén-oxidok, ill. az ezekből keletkező vegyületek, szabadgyök-formák az élőszervezetekkel, azok populációival és társulásaival vagy közvetlenül a levegővel történő érintkezés útján kerülnek kapcsolatba (száraz, ill. nedves ülepedés a földfelszín feletti részekre), vagy áttételesen, valamely más közegen (víz, talaj) átjutva fejthetik ki hatásukat. A savasodásnak az élőszervezetekre gyakorolt hatásairól megjelent nemzetközi irodalom könyvtárnyi nagyságrendű. Emiatt részletes idézésüktől el kell tekintenünk. Inkább arra törekedtünk, hogy példáinkat magyarországi, közölt, vagy még nem publikált konkrét kutatási eredmények alapján, legfrisebb tudásunk szerint állítsuk össze.

1. *A közvetlen (direkt) hatás*

Közvetlen hatásról akkor beszélünk, ha a légszennyező anyagok (pl. kén-dioxid-molekulák) bejutva az élőszervezetbe, olyan kémiai folyamatokat indítanak el, amelyek toxikus hatásúak, vagy ion-kicserélő mechanizmusuk révén megzavarják a sejtek normális működését. A növényi asszimiláló szervek (levelek) közvetlen károsodását számos olyan kísérlettel igazolták, ahol általában rövid életű, vagy fiatal növényeket zárt kamrákba tettek ki szennyezett levegő hatásának. Így pl. bizonyították azt is, hogy a levegő SO_2 koncentrációjának növekedése a klorofill destrukciója révén gátolja a fotoszintézis folyamatát, károsítja a levelek szöveti állományát, kedvezőtlenül hat a szállító szövetrendszerre és gátolja a virágpor-képződését.

Az SO_2 tartalmú gáz a növények leveleinek légzőnyílásán jut be a szervezetbe és ott a sejtközötti járatokban lévő víztartalmú közegben — az adott pH és egyéb abiotikus viszonyoktól függően — szulfittá, hidrogén-szulfittá vagy kénessavvá alakul. A sejtfalat, majd a sejtmembránokat megbontva eljuthat a klorofill-molekulák központjába is és ott pl. a Mg-ionokat a H-ionokra lecserélheti, megváltoztatva ezzel annak szerkezetét és működését. Aktivizálhatja a klorofilláz enzimet is, amely tovább bontja a klorofill molekulát. Gátolva a karboxiláz-enzimeket, az elsődleges CO_2-fixáción keresztül közvetlenül is gyengítheti a fotoszintézis erősségét (hatékonyságát).

A legújabb irodalmi adatok azt hangsúlyozzák, hogy a kén-dioxid közvetlen hatásában a legveszélyesebb molekuláris folyamat az, hogy az autooxidáció során szervetlen szabadgyök-reakciók indulnak meg. Ezek folytán különböző aktív oxigén-formák, mint hidrogén-peroxid, szerves peroxidok, szuperoxid-gyök, szingulett oxigén, hidroxil-gyök és más, a szervezetre potenciálisan szintén igen veszélyes termékek keletkeznek. E termékek pl. oxidálhatják a membránok telítetlen zsírsavait; az így kialakuló membrán-átjárhatóság igen sok élettani funkció szabályozását gyengíti. Emiatt módosulnak olyan folyamatok, mint a légzés, a víz- és ionösszetétel-, a fotoszintetikus szabályozottság. Mai kifejezéssel élve tehát az SO_2 mérgező hatása — legalábbis nagyrészt — „gyökpatológiai jelenség" (*Pólya*, 1979; *Shimazaki* et al. 1980; *Tanaka* és *Sugahara*, 1980; *Lizada* és *Yang*, 1981; *Schlee* és *Koch*, 1982, *Matkovics* és *Szöllősy*, 1976).

Itt jegyezzük meg, hogy a légszennyező anyagok másik nagy csoportja (nitrogén-oxidok) nemcsak közvetlenül gyökpatológiát elindító anyagok, hanem elsősorban felelősek a légköri ózon felszaporodásában, amely hatását szintén az előbbiekhez hasonló gyökreakciókon keresztül fejti ki. Sőt az újabb kutatások szerint az SO_2 és az O_3 hatása egymással szinergizmusban jelentkezik, így gyorsítja a savhatást (*Domergues* és *Louguet*, 1980).

A gyökreakciók káros hatásai ellen a szervezet védekezik. A védekezésben elsősorban a mikrotápelemekben (Fe, Mn, Cu, Zn) gazdag kismolekulájú ún. antioxidáns vegyületek (egyrészük vitamin), és más komplex anyagok jelentősek. A mikrotápelemhiány vagy azoknak éppen a savhatás miatti csökkenése a gyökreakciót elindító anyag (pl. SO_2) mérgező hatását fokozza.

A savasodás közvetlen hatása a természetben elsősorban ipari gócokban, városi körzetekben és szűkebb környékükön jelentkezik feltűnőbben.

A közvetlen hatás legismertebb indikátor-szervezetei a zúzmófajok. Már több mint 100 éve megfigyelték és leírták azt, hogy a széntüzelésű lakások füstgázai egyes zúzmófajokat károsítják vagy elpusztítják. Laboratóriumi kísérletekkel is igazolták, hogy e károsodások mind alak-, ill. színváltozásban, mind élettani, biokémiai és sejttani vonatkozásban is kimutathatók.

Az 1950-es évek körül elkészítették a világ több országában a nagyvárosok, ipari centrumok, sőt országrészek ún. zúzmótérképeit, korrelációt találva a levegő SO_2-koncentrációjának nagysága és a zúzmókárosodás között.

Hazai nagyvárosainkban, ipari centrumaink és hőerőműveink körzetében is kialakultak a zúzmósivatagok, pl. a Gagarin Hőerőmű körzetében teljesen eltűntek egyes zúzmó-populációk *(Kovács* et al., 1985).

Hangsúlyozni kell azonban azt is, hogy a sok zúzmófaj között találhatók SO_2-re rezisztens, vagy kevésbé érzékenyek is. Így az is előfordulhat, hogy a többi zúzmófaj eltűnésének zónájában egy-egy rezisztens faj populációi elfoglalják azok helyeit, és sűrű borítású állományokat alkothatnak erősen szennyezett levegőjű területen is.

Miután az élőszervezeteknek az SO_2-vel szembeni érzékenysége fajilag is eltérő, az egyedfejlődés stádiumaitól függően is változik, a természetben vizsgálatuk igen nehéz. Az bizonyos, hogy pl. a lombhullató, mérsékeltövi erdők fáinál, az évenkénti lombhullás miatt e károk kisebb mértékűek, mint pl. az örökzöld, többéves lombu fenyőféléknél. A tavasszal kihajtó új lomblevél ugyanis „tiszta lappal" fogadhatja az azévi savasító hatásokat. A nyugat-európai fenyőkárosodásokban bizonyára jelentősebb szerepe van a direkt károsító útnak. E helyen csak utalunk arra, hogy a levelekre rakódó szilárd ülepedés (por, korom stb.) egyrésze a savas, nedves vagy száraz ülepedések közvetlen hatását csökkentheti.

Hazai megfigyelések szerint nem, vagy alig mutat közvetlen károsodást a levegő SO_2-hatására pl. a burgonya, hagyma, zab stb. Eléggé tűri a fagyal, nyír, tölgyek, nyárak, platán, ezüstfenyő, örökzöldek. Igen érzékenyek viszont a közvetlen kén-dioxid szennyeződésre a vörösfenyő, jegenyefenyő, lucfenyő, a bükk, gyertyán, hárs, termesztett növényeink közül pedig a lóhere, árpa, búza stb.

Külső jelei szerint a növények levelein a kén-dioxid károsodás akut, vagy krónikus lehet. Akút hatásnál a károsodott részek (levelek) szélein és az erezet között fehér-csontszínű, néhány fajnál barnás elváltozások lépnek fel. A krónikus mérgezést jelzi, hogy nem az egész levél, hanem pl. csak a sejtek egy része károsodott, a szín a sárgától a barnás-vörösön át a fehérig változhat. A közvetlen hatás miatt a fák struktúrájában elváltozások léphetnek fel, a fa produkciója is csökken *(Bauch,* 1983; *Schütt,* 1982; *Wentzel,* 1983; *Materna* és *Jančarik,* 1982). Tartós behatás esetén az alacsonyabb koncentráció is káros lehet s létrehozhatja a szulfát-toxicitás révén a növény pusztulását.

2. *A közvetett (áttételes) hatás*

Általánosságban közvetett vagy áttételes hatásról akkor beszélünk, ha a hatóképes külső faktor (jelen esetben pl. a levegő kén-dioxid- és nitrogénoxid többlete) először valamelyik másik külső tényezőcsoportban (pl. víz, talaj) indít el olyan változás-folyamatokat, amelyek azután az élő szervezetek tűrőképességi tartományára már közvetlenül és ténylegesen jelentenek változtató-hatást.

A közvetett hatások közös jellemzői közül kiemeljük azt, hogy

— rendszerint nehezebben ismerhetők fel, mert a jobban megfigyelhető élőközösségek — többnyire a táplálékláncon keresztül — időben csak később indikálják,

— jelentős szerep jut bennük az akkumulációknak és a közvetlenül érintett közeg toleráló-pufferoló képességének,

— a hatáskapcsolódások először (az esetek többségében) a szabad szemmel nem látható mikroorganizmus populációk károsításával indulnak, zavart okozva a táplálékhálózatokban, elemcirkulációkban, a versengés (kompetíció) szabályozottságában, stb.

— gyakran jelen van egyidejűleg a közvetlen károsítás is, amely a közvetett hatás felismerését eltakarhatja, vagy megnehezíti,

— bizonyításuk bonyolult ökológiai kutatásokat igényel, amelyeknek ki kell terjedniük az adott terület abiotikus és biotikus hatóképes faktorainak feltárására, a hatásfolyamatok és az élőközösségek tér-időbeni védekezési képességeinek megismerésére is.

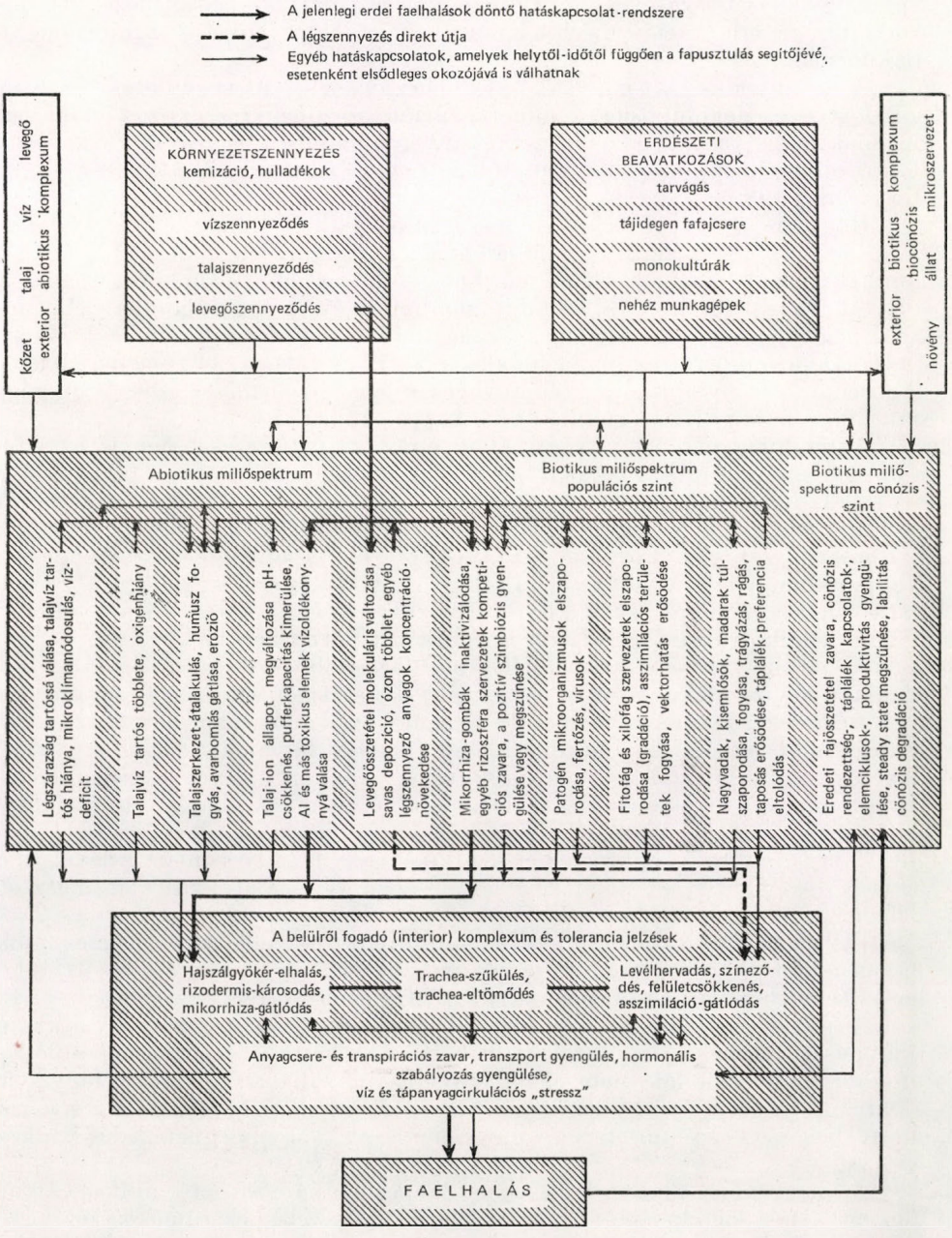
A vizeken keresztül történő közvetett hatásról csak rövid említést teszünk, mert a magyarországi vizeink többségére gyakorolt savasító hatás eltér a sokat emlegetett és idézett észak-európai és kanadai víztereken kimutatott hatásoktól. Ennek okát vizeink viszonylag magas sótartalmában, ezen belül is a karbonát, ill. hidrogén-karbonát tartalmában kereshetjük. Ez okozza ugyanis azt, hogy hazai vizeink nem savanyodnak el úgy mint a skandináv tavak, s pufferkapacitásuk olyan mértékű, hogy az esetek többségében az elkövetkezendő időben sem kell számolni a kizárólag a pH csökkenéséből levezethető vízi élőszervezetek károsodásával.

A talajon keresztül történő közvetett hatást elsősorban a természetes növénytakaró (pl. erdők) példáján mutatjuk be. A kérdés összetettsége miatt röviden ismertetnünk kell az erdők talajában bekövetkező kémiai változásokat.

A levegőbe jutó kén- és nitrogén-oxidok, nagy távolságokra is eljutva, bekerülhetnek az erdőkbe. Ott vagy a leveleken, törzseken, vagy az avaron deponálódnak először. Innen lemosódva, ill. az avaron átmosódva kerülnek be a talaj felső rétegeibe, ahol az erdő növényeinek víz- és táplálékfelszívása történik *(Jakucs* et al., 1981). A Déli-Mátrában 1965-ben folyt, majd 1984-ben megismételt vizsgálatok azt mutatják, hogy az elmúlt 20 év alatt a fák leveleit érő közvetlen savhatás miatt csökkent a fák leveinek pufferolási képessége is. A levelekben kevesbedő alkálifém, és alkáli-földfém koncentráció miatt a lehulló levél (avar) pufferképessége is csökkent s így a közvetlen talajfelszínre jutó csapadék pH-ja akár 1 értékkel alacsonyabbá vált *(Kovács,* 1985).

Az avaron át a talajba jutó és a korábbi időknél nagyobb koncentrációjú szennyezőanyagok a talajok kialakult ion-egyensúlyát megbontják, a savgyökök reakcióinak hatására hidrogénion koncentrációjuk növekszik, vagyis maguk a talajok is mérhető módon savanyodnak. Az utóbbi évtizedekben folyamatosan, vagy lökésszerűen plusz savhatásnak kitett talajok egyrészében ezen akkumulálódó hatásfolyamat révén megváltozott az ion-egyensúly, gátlódott és gyengült a talaj pufferkapacitása.

Az elsavanyodó talajban lévő olyan elemek, amelyek addig az élőlények tolerancia-tartományaira közömbösek voltak, hirtelen vízben oldódóvá és ezzel felszívhatóvá váltak. Az Al és egyes nehézfémek (Fe, Mn) kationjai részben toxikusak egyes élőkre, részben a talaj abszorpciós egyensúlyában a kémhatást maguk is tovább befolyásolhatják *(Ulrich* et al., 1979; *Ulrich,* 1983). Közben a kation-kicserélődési folyamatban fontos tápelemek, pl. a Ca, Mg, K eltűnnek a gravitációs vízzel a talaj gyökérfelszívó zónájából *(Jakucs* et al., 1981). A talajsavanyodás igen bonyolult kémiai reakcióinak változatos útjait most nem ismertetve azt hangsúlyozzuk, hogy az ilyen



1. ábra: Erdei fák elhalásának ökológiai értelmezhetősége a hatóképesnek minősíthető miliőspektrum (károsítás) és a fogadóképesnek minősíthető toleranciaspektrum (károsodás) kapcsolatában (*Jakucs*, 1985)

típusú gyors változásokat a talajban élő populációk igen nehezen tudják tolerálni, az adaptációs mechanizmusuk sem tudja követni a hirtelen átalakulásokat.

A savanyodás, a toxikussá váló nehézfémek és Al-vegyületek hatására sok fontos és dekompozíciót, mineralizációt végző mikroszervezet elpusztul, de inaktívvá válnak a víz- és tápanyagfelvételben egyes szervezeteknél döntő mikorrhiza-gomba kapcsolatok is (*Blaschke*, 1981; *Hüttermann*, 1983; *Vogelmann* 1982).

Hogy ez a levegő kén- és nitrogén-oxidjaiból kiinduló talajátalakító hatás hazánkban is kezd akkumulálódva felerősödni, jelzik pl. a mikorrhiza-gombák termőtestjeinek eltűnései. Igen sok tájunkon eltűnt vagy megritkult pl. a rókagomba, a trombitagomba, vagy a tinórúgomba. Hasonló tendenciát jeleznek Európa más országaiból is (*Winterhoff* és *Krieglsteiner*, 1984). De a mikorrhiza-gomba fonalak inaktivvá válását jelzik azok a magasabbrendű növények is, amelyek anyagcseréjéhez és vízfelvételéhez ezen gombák hifa-fonalaival való szimbiotikus kapcsolat hozzátartozik.

Az élővilág evolúciója során több erdőalkotó fánk esetében is létrejött a fa-gomba szimbiózis. A kocsánytalan tölgyünk (Quercus petraea) pl. tipikusan olyan fa, amelynél a szimbionta-gombák fonalai — különösen száraz időperiódusokban — szorosan összekapcsolódnak a fák hajszálgyökérzetével, három-négyszeresére növelve ezzel a víz- és tápanyagfelszívó rendszert. Napjainkban a felgyorsulóvá váló talajsavanyodás összetett jellegű közvetett hatása miatt nemcsak a fák felszívó hajszálgyökérzete károsodik közvetlenül, hanem a mikorrhiza-kapcsolatok is gátolt állapotba kerülnek.

A gátolt víz- és tápanyagfelvételű fa egyik védekező-toleráló mechanizmusa a vízszállító járatok (tracheák) keresztmetszetének szűkítése, különböző gélszerű tömőanyagokkal. E szűkítés fiziológiásan ugyanaz a jelenség, mint az őszi lombhullás idején történő folyamat. Csakhogy a védekezés már tavasszal és nyáron történik, amikor a levelek asszimilációs, transzpirációs tevékenysége a legerősebb lenne. A hatás drasztikusan jelentkezhet a fa hirtelen elszáradásában, vagy a levélhez el nem jutó fontos makro-és mikroelemek szállításának elakadása miatt a levélszíneződésben és a fa stresszállapotba kerülésében. Vizsgálatokkal alátámasztott véleményünk szerint (*Papp* és *Papp*, 1984; *Mészáros*, 1984; *Jakucs* és *Tóth*, 1984) a hazánkban hirtelen fellépő kocsánytalan-tölgy elhalásban és más fajoknál is fellépő károsodásokban egyre erősödőbben ez a közvetett (áttételes) hatás tekinthető az elsődleges oknak (*Jakucs*, 1984; 1985).

A mellékelt komplex ökológiai diagramon *(1. ábra)* a magyarországi tölgypusztulás példáján összefoglaltuk mindazokat a lehetséges kapcsolódási utakat, amelyek a fák, nem elemi kárként (pl. villámcsapás, tűz, fagy, vízelöntés, széldöntés stb.) jelentkező, vagy nem az elöregedéssel és a versengés miatt bekövetkező (ún. természetes) elhalását, vagy megbetegedését okozhatják.

A diagramon egyesítettük a hatóképesnek minősíthető miliőspektrum elemeit a fák fogadóképesnek minősíthető toleranciaspektruma összekapcsolásában. A diagram alapján adott hely beteg, vagy pusztuló fája (erdője) esetében kijelölhetők hipotézisként azok az elsődlegesnek feltételezett hatás-kapcsolat-lehetőségek, amelyek kritikus pontjainak ellenőrző, méréses kutatáson alapuló vizsgálatával bizonyítható a döntő hatás-fogadás kapcsolat útja. Ennek biztos ismeretében már megtervezhető a védekezési stratégia is.

A diagramon vastagabb vonallal jelöltük azt az elsődleges kapcsolatrendszert amely a nagymértékű hazai faelhalások, levegőszennyeződésből

eredő áttételes vonalát jelzi. A kritikus pontokat vizsgálatokkal is alátámasztva kijelenthető, hogy Magyarországon jelenleg a fapusztulásban a kén- és nitrogén-oxidok levegőben történő koncentráció-növekedéséből kiinduló és a talajon keresztüli áttételes hatás sokkal nagyobb mértékű és elsődlegesebb, mint pl. a levegőn keresztül a fát érő direkt savasító hatás (szaggatott vonal), vagy pl. a patogén szervezetek közvetlen károsítása. Az ökológiai diagram elvileg a világ bármely részén lényegében használható és kisebb változtatással bármely élőlény pusztulási útjának kijelölésére is alkalmas.

A fák pusztulása miatt módosul az erdő egykori stabil rövidhullámú sugárzási mérlege, albedója, sugárzási-, valamint csapadékvíz-intercepciója. Az erdő belsejébe a korábbinál lényegesen több sugárzás jut be. Különösen a száradási gócokban a meleg napokon mikroklímatikusan meleg (hő-) szigetek lépnek fel, éjszaka viszont innen erősebb a kisugárzás. E mozaikosság befolyásolja az egész állományklímát (*Nagy* és *Justyák*, 1985).

Végeredményben a megindult károsodás az egész társulás strukturális és anyagcirkuláltatási szervezettségét megbontja úgy, hogy a továbbiakban már ez is elindít olyan folyamatokat, amelyek az erdő továbbfokozódó értékcsökkenését fogják jelenteni.

Összefoglaló megjegyzés: A légszennyeződésből eredő savasodásnak a természetes élővilágra gyakorolt hatásait (különösen a sokténye zős reakciók eredményeként jelentkező áttételes hatásokat), Magyarországon hazai kutatásokkal és a védekezés módjának helyi sajátságaival lehet csak megoldani. Külföldi példák és kutatási eredmények e téren alig adaptálhatók, ezért ezek ismerete (tanulmányozása) szükséges ugyan, de nem elsődleges. A Kárpát-medence sajátos adottságaiból következik, hogy mind az abiotikus és biotikus hatóképes tényezők, mind az e hatásokat fogadó életközösségek másként fognak viselkedni, mint a világ többi pontján.

Igen fontosnak ítéljük az e téren valóban kívánatos interdiszciplináris kutatási együttműködést, ahol koncentrált mintaterületeken teljes vertikumban lehet a légszennyeződésből eredő savanyodásnak az élővilágra gyakorolt degradációját — hosszútávú kutatási program keretében — mind a meteorológiai mind az ökológiai, valamint más tudományágak módszereivel összekapcsoltan, közösen vizsgálni.

IRODALOM

Bauch, J., 1983: Biological alterations in the stem and root of fir and spruce due to pollution influence., In Ulrich, B., Pankrath, J. (eds.): *Effect of accumulation of air pollutants in forest ecosystem.* D. Reidel Publ. Co., 377–386.

Blaschke, H., 1981: Veränderungen bei der Feinwurzelentwicklung in Weisstannenbeständen, *Forstwiss, Cbl., 100,* 190–195.

Domergues, M. J. et *Louguet, Ph.*, 1980: La pollution atmosphérique par l'ozone et les végétaux, *Année Biologique, 19,* 289–330.

Hüttermann, A., 1983: Imissionsschäden im Bereich der Wurzeln von Waldbaumen. In: *Imissionsbelastungen in Waldökosystemen*, Erw. Neuaufl, LÖLF, Nordrhein-Westfalen, 26–31.

Jakucs P., 1984: A kocsánytalan tölgyek pusztulásának ökológiai magyarázata. *Az Erdő, 33,* 342–345.

Jakucs P., 1985: Az erősödő savasodás hatása a természetes élővilágra. *Magyar Tudomány, 30,* 731–741.

Jakucs P., Kovács M., Mészáros L. I., Papp B. L., Szabó Cs. M. and *Tóth J. A.*, 1981: Trends in element circulations in the forest ecosystem of the „Síkfőkút Project". In Stefanovits, P. (ed.): *MAB, Survey of 10 years activity in Hungary.* MTA, KESZ, Budapest, 15–48.

Jakucs P. és *Tóth J. A.*, 1984: A szijács tracheáinak eltömődése a megbetegedő kocsánytalan tölgyeknél. *Az Erdő, 33,* 348–350.

Kovács M., 1985: A fák leveleinek pufferképesség-változása a savas ülepedés hatására. Kézirat.
Kovács M., Podani J., Tuba Z. és *Turcsányi G.*, 1985: A környezetszennyezés biológiai indikátorai. Mezőg. Kiadó, Budapest. Kézirat.
Lizada, M. C. C. and *Yang, S. F.*, 1981: Sulfite-induced lipid peroxidation. *Lipids, 15*, 189–194.
Materna, J., Jančarik, V., 1982: Nové a měně známe příznaky poškozeni lesnih drevin. *Lešnická práce*, 163–167.
Matkovics B. és *Szöllősy-Varga I.*, 1976: A molekuláris oxigénből keletkező gyökök. *A Biol. Akt. Probl.*, Akad. Kiadó, Budapest, 7, 203–268.
Mészáros L. I., 1984: A talaj, a gyökér és a levél összehasonlító kémiai elemzése. *Az Erdő, 33*, 367–369.
Papp B. L. és *Papp M.*, 1984: Összehasonlító vizsgálatok egészséges és pusztuló kocsánytalan tölgyek gyökérzetén. *Az Erdő, 33*, 245–247.
Pólya L., 1979: Szabadgyök reakciók a szervezetben. In Haraszty Á. (szerk.): *Növényszervezettan és élettan*. Tankönyvkiadó, Budapest, 487–491.
Schlee, D. und *Koch, M.*, 1982: SO_2 Toxicität als Folge einer Sauerstofftoxicität. *Biol. Rundschau, 20*, 231–232.
Schütt, P., 1982: Das Krankheitsbild verschiedene Baumarten, gleiche Symptomen. In: *Der deutsche Wald stirbt. Bild d. Wissenschaft, 12*, 86–101.
Shimazaki, K., Sakaki, T., Kondo, N. and *Sugahara, K.*, 1980: Active oxygen participation in chlorophyll destruction and lipid peroxidation in SO_2-fumigated leaves. *Plant and Cell Physiol., 21*, 1193–1204.
Tanaka, K. and *Sugahara, K.*, 1980: Role of superoxide dismutase in defense against SO_2 toxicity and an increase in superoxide dismutase activity with SO_2 fumigation. *Plant and Cell Physiol., 21*, 601–611.
Ulrich, B., 1983: Gefahren für das Waldökosystem durch saure Niederschläge. In: *Imissionsbelastung von Waldökosystemen*, LÖLF, Nordrhein-Westfalen, 9–25.
Ulrich, B., Mayer, R. und *Khanna, P. K.*, 1979: Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen im Waldökosystemen im Solling. *Schrift. Forstl. Fak. Univ. Göttingen, 58*, 1–191.
Vogelmann, H. W., 1982: Catastrophe on Camels Hump. *Nat. Hist., 91*. 8–14.
Wentzel, K. F., 1983: Höhenzuwachs-Analysen zur Diagnose von Imissionswirkungen. *Allg. Forstzschrift.*, 342.
Winterhoff, W. und *Krieglsteiner, G. J.*, 1984: Gefährdete Pilze in Baden-Württenberg. *Beih. zu den Veröffentl. f. Naturschutz u. Landschaftspflege in Bad.-Württbg.* Karlsruhe, *40*, 1–120.

IDŐJÁRÁS

Az Országos Meteorológiai Szolgálat folyóirata. 90. évf. 2—3. szám 1986. március—június
Journal of Hungarian Meteorological Service, Vol. 90. No 2—3. March—June 1986. Budapest

A savas ülepedés várható hatása vizeink minőségének alakulására

SOMLYÓDY LÁSZLÓ és ZOTTER KATALIN, *Vízgazdálkodási Tudományos Kutatóközpont, H—1432 Budapest, Pf. 27*

The expected effects of acid precipitation on the quality of water resources in Hungary. World-wide environmental problems caused by acid deposition justify the need for analysing the sensitivity of the quality of Hungarian waters to acid depositions. Data of the regular water quality monitoring network and the results of impact analyses carried out with different waters indicate that an overwhelming majority of Hungarian waters tolerate acid atmospheric inputs, due to their high buffer capacity fairly well. The results of experiments and studies based on chemical balance models seem to support an optimistic conclusion, namely, that acid loads will be neutralized even on a long-term scale. Exceptions are the drinking water reservoirs of the North Hungarian Hills especially those of the Mátra Mountain.

⁂

A savas ülepedés várható hatása vizeink minőségének alakulására. A savas ülepedéssel kapcsolatban világszerte jelentkező gondok indokolttá teszik a hazai vizek savasodással szembeni érzékenységének vizsgálatát. A törzshálózat vízminőségi adatok és a különböző vizekkel végzett terhelés-vizsgálatok azt bizonyították, hogy felszíni vizeink döntő hányada nagy pufferkapacitása miatt jól tolerálja a jelenlegi légköri savas terhelést. Titrálási kísérletek és kémiai egyensúlyi modellel végzett vizsgálatok arra engednek következtetni, hogy még növekvő savterhelést is hosszú távon kiegyenlítenek. Kivételt képeznek az Északi-Középhegység (különösen a Mátra) ivóvízellátás céljára létesített tározói.

⁂

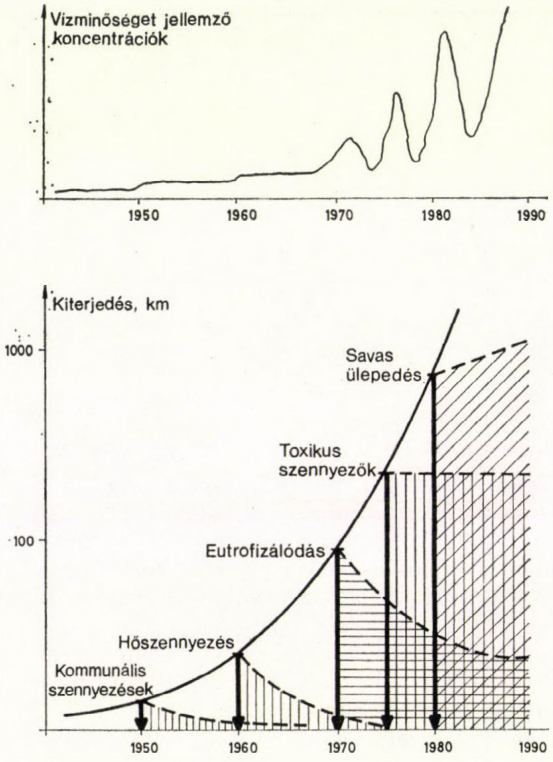
Bevezetés. A légköri savas ülepedés vízminőségre gyakorolt kedvezőtlen hatása tíz évvel ezelőtt gyakorlatilag ismeretlen probléma volt. A hetvenes évek végén, nyolcvanas évek elején robbanásszerű változás volt tapasztalható ebben a tekintetben: számos országban — mint például Kanadában és Svédországban — a savas ülepedés a vízek (elsősorban tavak) minőségét fenyegető elsődleges veszéllyé lépett elő, amely eredményeként kutatók százai kezdtek el a kérdéskörrel foglalkozni. A rendelkezésre álló tapasztalatok alapján a savasodást kiváltó szennyezők országhatárokat „nem tisztelő" terjedésének ismeretében az aggodalom világszerte nő. Kevéssé veszélyeztetett országokban is végeznek kutatásokat annak érdekében, hogy az elmúlt két évtized környezeti ártalmaiból és azok gyakori, nem megfelelő szabályozási és védekezési tapasztalataiból okulva felkészüljenek megelőző intézkedések megtételére.

Hazánkban az országos megfigyelőrendszer vízminőségi adatai alapján a savanyodás jelei nem mutathatók ki. Emellett, vízeink összetétele a savas terhelés közömbösítése szempontjából kedvező. Első megközelítésben tehát vízeink kevéssé veszélyeztetetteknek tűnnek, ami talán magyarázza azt a tényt, hogy a savas ülepedés vízminőségi kihatásainak kutatásával szervezett formában ma Magyarországon nem foglalkoznak.

A jelen tanulmány célkitűzése az, hogy elsősorban irodalmi ismeretekre támaszkodva *(a)* áttekintse az elmúlt néhány évtized fontosabb, globális vízminőségi problémáit és a savas ülepedés ezekhez való kapcsolódását; *(b)* megvizsgálja természetes vízeink érzékenységét a savas ülepedés hatására; *(c)* feltárja, milyen típusú befogadóknál lehet a jövőben az élővilág és a vízhasználat szempontjából károsodásra illetve korlátozásra számítani; és *(d)* kijelölje a fontosabb kutatási és gyakorlati teendőket.

1. *Napjaink átfogó vízminőségi problémái és a savas csapadék*

A vízminőség az elmúlt néhány évtized során fokozatosan vált a vízzel való gazdálkodás számottevő, esetenként pedig meghatározó elemévé. Ez túlnyomóan annak a következménye, hogy a jelentkező főbb vízminőségi prob-



1. ábra: Az elmúlt néhány évtized átfogó vízminőségi problémái; folyamatos vonal: kiterjedés, szaggatott vonal: a probléma jelentőségének változása

lémák tulajdonságai lényeges változást mutattak, amelyet tájékoztató jelleggel az *1. ábra* szemléltet. Az ábrán feltüntettük az ok-okozat kapcsolatban lévő befogadó (folyó, tározó, tó, stb.) és az ahhoz tartozó térség (ahonnan szennyezők juthatnak a befogadóba) kiterjedésének jellemző léptékét, a vízminőséget jellemző koncentrációk (pl. kémiai oxigénigény foszfor, nitrogén, nehéz fémek) időbeli változását és az egyes problémák „lecsengését". Látható, hogy a hatvanas évek végéig a problémák viszonylag egyszerűek voltak, hiszen azokat pontszerű szennyezőforrások, a vízminőség statikus

jellege és az érintett térség (például valamely szennyvízbevezetés és az az alatti folyószakasz) kis kiterjedése jellemezte. A fenti tulajdonságoknak megfelelően rövid időn belül kidolgozták azokat a technológiai és szabályozási módszereket, melyek alkalmazásával a vízminőség nem kívánatos romlása megakadályozható volt.

Az elmúlt két évtized globális vízminőségi problémáit már lényegesen eltérő tulajdonságok jellemzik. Igy a mesterséges eutrofizálódás a tó — vízgyűjtő rendszer együttes problémája (a jellemző lépték több száz, esetleg ezer kilométer), a toxikus anyagok vándorlása pedig az atmoszférikus transzport következtében még nagyobb térségeket érint. Mindkét esetre jellemző a nem-pontszerű szennyezések növekvő hányada a teljes terhelésen belül; a vízminőség időbeli változásának fokozódása a váratlan kölcsönhatások és havária jellegű szennyezések következtében; az üledék és a felszíni vizek elszennyeződése eredményeként nagymértékű késleltetések megjelenése a probléma felismerésében és a szabályozás hatásának megjelenésében: végül pedig a szabályozási stratégia kidolgozásának bonyolulttá válása a regionális jelleg erősödése következtében.

Az eddig felvázolt képbe — sajnálatos módon — logikusan illeszkedik bele a savas ülepedés problémája, amelyet az érintett térség kiterjedésének további, a légköri transzport által meghatározott növekedése, az előzőkben vázolt tulajdonságok erősödése és többek között a nemzetközi jogi szabályozás kérdésének megjelenése jellemez. Az 1. ábra kapcsán célszerű arra is felhívni a figyelmet, hogy az elmúlt 30—40 év során fokozatos eltolódás volt megfigyelhető az „egy komponensűtől" a „sok komponensű" vízminőségi problémák irányába. Igy például az észak-amerikai tavak jelentős hányadára a túlzott tápanyagfeldúsulás, a toxikus szennyezés és a savas terhelés egyidejű megjelenése jellemző, aminek eredményeként a befogadókban és a tisztítástechnológiai láncban (amelyeket általában egyetlen szennyező eltávolítására terveztek) ez ideig feltáratlan kölcsönhatások léphetnek fel. A savas kihullásnak éppen az az egyik legnagyobb (közvetett) veszélye, hogy még viszonylag kis mértékű savasodás is a kémiai környezet olyan mérékűt módosulását idézheti elő, amely számos, korábban is előfordult folyamat lejátszódását változtatja meg és vezethet káros következményekhez.

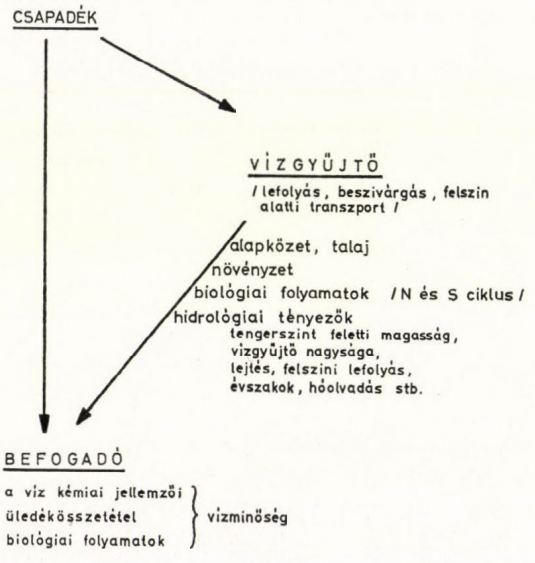
2. *Savas ülepedés és a befogadók vízminőségének kapcsolata*

A környezet savasodását számos tényező kiválthatja (vulkáni tevékenység, biológiai folyamatok, savas szennyvizek, mezőgazdaság kemizálása, intenzív erdőgazdálkodás stb.), azonban napjaink legjelentősebb, az egész környezetet érintő veszélyforrása a kén-dioxid és nitrogén-oxid emissziók révén savassá vált csapadék. A légköri eredetű savas ülepedés a befogadó víz minőségét közvetlen és közvetett módon befolyásolja. A közvetlen hatást a befogadó felszínére hulló csapadék idézi elő, míg a lényegesen fontosabb közvetettben a vízgyűjtőn lejátszódó összes olyan folyamat szerepe érvényesül, amely módosítja a tápláló, csapadékból származó vizek kémiai összetételét. A kétféle hatást, valamint azok kifejtését befolyásoló főbb tényezőket és folyamatokat egyszerűsített módon a *2. ábra* szemlélteti *(NRCC*, 1981).

A vízgyűjtőre hulló savas csapadék felszíni lefolyás, beszivárgás és felszín alatti transzport útján éri el a befogadót, miközben összetétele nagymértékben megváltozik.

A savas csapadék meggyorsítja a vízgyűjtőn lejátszódó kőzetmállási folyamatokat, így a befogadó vizekben megnő a fokozott mállásból eredő anyagok koncentrációja.

Mészköves, dolomitos területeken a csapadék megnövekedett hidrogénion koncentrációjának megkötése gyorsan és tökéletesen végbemegy, miközben az egyébként is nagymértékű természetes kalcium és magnézium kioldás mértéke alig nő. Az ilyen típusú területek befogadó vízeinek hidrogénkarbonát koncentrációja jellegzetesen nagy. A savas csapadéknak — a mállás szempontjából — jobban ellenálló alumínium-szilikátos területeken a fentitől eltérő viszonyok alakulnak ki. A hidrogénion-megkötése adszorpciós vagy oldódási



2. ábra: A vízminőséget alakító főbb tényezők

reakciómechanizmussal, lassan megy végbe. 4,5-nél nagyobb pH értékeknél a felületi ioncsere reakciók jutnak érvényre, amelyek során az ásványi szemcsék felületén adszorbeálódott kationokat hidrogénionok cserélik le. Ilymódon savanyodás hatására a pufferkapacitás hamar kimerül és az alumínium-szilikátos területeken megnő a Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+} és Al^{3+} ionok kimosódása *(NRCC,* 1981).

A vízgyűjtőterület növényzete, és a mikroorganizmusok (N és S ciklus) nagymértékben módosíthatják a savas ülepedés vízgyűjtőre gyakorolt hatását. A növényzet megkötheti a savas komponensek jelentős részét, ami átmenetileg lassítja a talajsavanyodási folyamatokat. A nitrogén és kén természetes körforgalmának egyensúlya azonban megbomlik és hidrogénion termelő folyamatok kerülhetnek túlsúlyba, ami ugyancsak a mállási folyamatok felgyorsulásához és a talaj elsavanyodásához vezethet.

Mind a kémiai, mind a biológiai folyamatok dinamikus hidrológiai rendszerben mennek végbe. A kémiai reakciók lejátszódásának mértékét jelentősen korlátozza az esőből származó víz tartózkodási ideje a hidrológiai körforgás egyes szakaszaiban (például felszíni lefolyás). Általában csak a felületi reakciók (ioncsere, adszorpció) elég gyorsak ahhoz, hogy lejátszódhassanak. Amennyiben a vízgyűjtőterület kicsi, a lejtési szög nagy, növényzet

nincs, a talajalkotó ásványok (különösen az alumínium-szilikátok) pufferoló hatása nem juthat érvényre és a befogadót gyakorlatilag a csapadékvízzel azonos kémiai összetételű víz fogja érni.

A vízminőség alakulásában figyelemre méltó tényező az évszakok váltakozása. A csapadék fizikai tulajdonságainak (eső, hó, jég) és a talaj fizikai tulajdonságainak (fagyott-felengedett) megváltozása módosíthatja a felszíni vizek pH értékét és szennyezőanyag koncentrációját is. Ez a hatás elsősorban télen, kora tavasszal fontos, amikor a jeges felületeken nincs mód a kémiai reakciók lejátszódására, a savanyú csapadék pufferolására. Számos irodalmi adat igazolja, hogy a befogadók elsavanyodása szempontjából a legveszélyesebb

I. TÁBLÁZAT

Kanadai érzékenységi kategóriák felszíni vizekre

Az érzékenység fokozatai	Vízminőségi paraméterek			
	Lúgosság mgeé l^{-1}	HCO_3^- mg l^{-1}	Ca^{+2} mg l^{-1}	Vezetőképesség $\mu S\ cm^{-1}$ 25 °C
Nagyon	0,0 – 0,2	1,0 – 12,0	0 – 4	0 – 35
Közepesen	0,2 – 0,4	12,0 – 24,0	4 – 8	22 – 78
Kevéssé	> 0,4	> 24,0	> 8	> 60

időszak a tavaszi hóolvadás, amikor a hóban a száraz és nedves ülepedés során felhalmozódott szennyezőanyagok lökésszerűen terhelik a felszíni vizeket *(NRCC*, 1981).

Összefoglalva megállapítható, hogy a befogadó vizek elsavanyodása elsősorban a vízgyűjtőterület puffer-rendszereinek függvénye. Ha e rendszerek puffer-kapacitása csökken vagy kimerül, a savas ülepedés hatása a befogadóra döntően a vízgyűjtőről érkező nem-pontszerű szennyezésként jelentkezik.

A vízgyűjtőről a befogadóra áttérve, utóbbi elsavanyodása sem gyors, látványos folyamat, Magának a befogadónak is van bizonyos mértékű pufferkapacitása, amely vizes közegben elsősorban a hidrogén-karbonátionok eredménye.

Nagyszámú külföldi tapasztalat alapján ma már a befogadó vizeket savanyodási hajlamuk szerint, durva megközelítésben osztályozni lehet. A kategorizálás alapja a víz kémiai összetétele, azon belülis elsősorban a pH érték, a HCO_3^-, Ca^{2+} Mg^{2+} koncentráció illetve a vezetőképesség, amelyek a savasodás szempontjából leggyakrabban használt vízminőségi indikátorok. A kanadai tapasztalatok alapján megállapított érzékenységi osztályokat (amelyek felszíni vizekre vonatkoznak) az *I. táblázat* tartalmazza *(NRCC*, 1981.)

A kémiai indikátorok alapján érzékenynek mutatkozó befogadó viszonylag kis hidrogén-karbonát tartalma egy ideig pufferolja a légkörből és a vízgyűjtőről érkező savas terhelést. Emellett az élővizekben lejátszódó biokémiai folyamatok is tompíthatják a savas szennyezőanyagok hatását (például fotoszintézis, denitrifikáció, szulfát redukció). Ha a víz hidrogén-karbonát koncentrációja 0,1 mgeé l^{-1} körüli, a víz pH értéke ingadozóvá válik, érzékenyen reagál lökésszerű savas hatásokra (például nagy záporok, gyors hóolvadás) és a biológiai élettevékenység időszakos felborulásához (például halpusztulás) vezethet.

Amennyiben a befogadó vize tartósan, minden évszakban pH 5 érték alatt marad, a víz elsavanyodottnak tekinthető. Az ilyen típusú vizekben számottevően megnő az alumínium koncentráció. Gyengén savanyú vizekben az alumínium hidroxo-komplexek formájában, erősen elsavanyodott vizekben (pH 4,5) hol a víz lúgossággal már nem rendelkezik alumíniumionként, van jelen. Elsősorban az alumíniumion erősen toxikus hatása váltja ki a halpusztulásokat és módosítja a vízi környezet élővilágának összetételét. *(Swedish Ministry of Agriculture,* 1982).

A savanyodás egyik legveszélyesebb következménye a befogadókban a toxikus fémformák megjelenése (Nriagu, 1984). Viszonylag ritkán fordul elő, hogy a nehézfémek kizárólag a pH érték csökkenésének következtében mennek oldatba. Az újraoldódásban rendszerint fontos szerepe van a jelenlévő ligandumoknak és a redoxipotenciálnak is. A hidrogénion koncentráció növekedése elsősorban a hidroxid- és karbonátformában levő fémek oldatbamenetelét segíti elő. A vas- és mangáncsapadékon megkötött egyéb nehézfémek is oldódni fognak. Hasonló folyamat megy végbe, ha a kalciumkarbonát koprecipitáció folytán tartalmazott nehézfémeket. A savanyodó vizekben a fém-hidroxidkomplexeknek meghatározó jelentőségük van. pH 7 érték alatt az Al mellett a legveszélyesebb nehézfémek (Hg, Pb, Cd) általában hidroxid-komplexeket képeznek. A pH érték csökkenésével nő a biológiai szempontból hozzáférhetőbb és toxikusabb fémionok koncentrációja. *(Förstner* és *Wittmann,* 1983).

A savanyodás hatására feltűnően megnő a vizek átlátszósága, amelynek magyarázatára az irodalomban eltérő hipotézisek találhatók. A jelenség egyik valószínű oka, hogy a pH érték csökkenésével csökken a szervesanyag tartalom illetve a vas- és mangán kolloidok oldatba mennek. Újabb elmélet szerint a megnövekedett alumínium beoldódás okozza a szervesanyag kicsapódást, melynek következménye az átlátszóság növekedése. *(NRCC,* 1981).

A vízi környezet savanyodásának a kémiai paramétereknél lényegesen érzékenyebb indikátorai a vízi életközösségek. A vizek savas kémhatása illetve a megnövekedett oldott fémkoncentráció együttesen váltja ki károsító hatását az ökoszisztémában. Az ökoszisztéma egyensúlyának megbomlása következtében csökken a primér és szekunder produkció. A savanyúvá vált vizek életközösségeire a fajok elszegényedése, a diverzitás csökkenése jellemző. Azok a fajok szaporodnak el illetve válnak egyeduralkodóvá, melyek ökológiai plaszticitása nagy, vagy savas közeget kedvelők.

Hosszantartó savas terhelés hatására nemcsak a felszíni vizek, hanem a felszín alatti vízkészletek is elsavanyodhatnak. A felszín alatti vizek — azon belül pedig a talajvíz — elsavanyodását mindig hosszantartó talajsavanyodási folyamat előzi meg. Skandináv tapasztalatok szerint ott válik savassá a talajvíz, ahol mészszegény talajon vannak és a talajvízszint magas, 1 m körüli (azaz a pufferoló hatás kicsiny). A talajvízsavanyodás jellegzetes tünete a magas oldott alumínium koncentráció *(Swedish Ministry of Agriculture,* 1982).

Az elsavanyodott felszíni és felszín alatti vizek erősen korrozív tulajdonságuk és egészségre káros oldott fémtartalmuk (ezek részben a vízelosztó hálózat csővezetékeiből oldódnak ki) miatt alkalmatlanná válnak vízfelhasználás céljaira. Míg a kisebb vízfolyások, tavak vízét vegyszeres (tüneti) kezeléssel átmenetileg regenerálni lehet, az elsavanyodott felszín alatti vízkészletek minőségének javítására nincsen mód. Alapvető gyakorlati feladat

ezért az elsavanyodás megelőzése, hiszen a természetes regenerálódás — a savas terhelés elkésett redukálását követően — több évtizedet is igényelhet, a víztisztítási technológiák adaptálása a megváltozott feltételekhez pedig irreálisan magas költségekhez vezet (ha a feladat egyáltalán megoldható).

3. *Hazai vizek érzékenysége a savas ülepedésre*

Fontosabb vízfolyásaink és sekélyvízű, általában tápanyagban gazdag tavaink víze lúgos kémhatású, a pH értéke a törzshálózati észlelések alapján az egész év folyamán 7 feletti. Felszíni vízeink túlnyomó része jól pufferolt rendszer, amelynek hatékonyságát a kalciumhoz, magnéziumhoz, szikes vizek esetében nátriumhoz kötődő $CO_2 - HCO_3^- - CO_3^{2-}$ — egyensúly biztosítja.

II. TÁBLÁZAT

pH, *vezetőképesség és fontosabb ionkoncentrációk magyarországi felszíni vizekben*

Felszíni vizek	pH	Vezető-képes-ség μS cm	Ionkoncentráció mgeé l^{-1}					
			Ca^{2+}	Mg^{+2}	Na^{+}	K^{+}	SO_4^{2-}	Lúgos-ság
Duna	8,1	366	2,8	1,1	0,43	0,07	0,9	3,0
Tisza	7,6	468	2,5	0,7	1,37	0,16	1,0	2,6
Sajó	7,5	424	3,3	1,3	0,54	0,13	1,6	2,8
Hernád	7,7	510	3,5	1,5	1,17	0,17	1,8	3,5
Balaton	8,5	554	1,7	3,7	1,21	0,18	2,2	3,9
Velencei-tó	8,6	2408	1,2	14,8	14,84	1,49	9,3	20,0
Csórréti tározó	6,9	180	1,3	0,5	0,24	0,03	1,0	0,6

A savasodást jellemző, indikátor jellegű paramétereket néhány fontosabb hazai befogadóra a *II. táblázatban* tüntettük fel. A táblázat tíz év (1974—1984) megfigyeléseinek átlagértékeit tartalmazza. Megjegyzendő, hogy a vizsgált adatsorok alapján egyetlen komponens trendjellegű változása sem volt kimutatható. A lényeges vízkémiai jellemzők koncentrációi egymáshoz közeli

III. TÁBLÁZAT

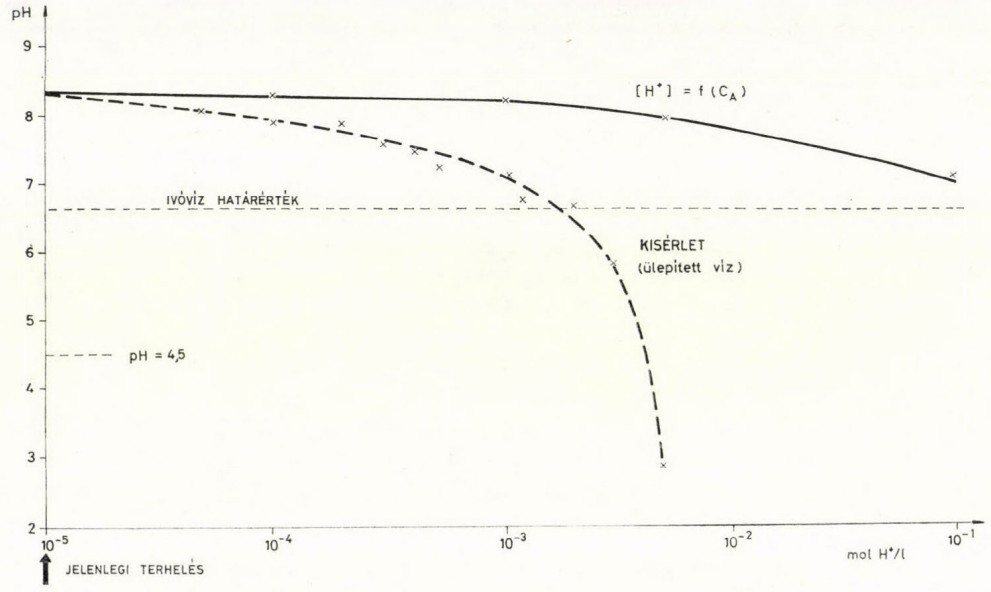
Felszíni vizek pH- *és lúgosság-értékeinek változása savadagolás hatására*

(A lúgosság mgeé l^{-1}-ben kifejezve)

	Felszíni vizek					
	Balaton		Duna		Csórréti tározó	
	pH	lúgosság	pH	lúgosság	pH	lúgosság
Nyers víz	8,20	4,10	7,60	2,45	6,60	0,53
H_2SO_4-adagolás						
10^{-5} geé l^{-1}	8,15	4,05	7,60	2,45	6,55	0,43
10^{-4} geé l^{-1}	7,90	4,00	7,45	2,40	6,15	0,34
10^{-3} geé l^{-1}	7,05	3,30	7,10	1,65	2,30	–

értékeket mutatnak. Kivétel a Velencei-tó, melyre a szokatlanul nagy sótartalom, és a Csórréti tározó (Mátra), melynek vízére a hazai viszonylatban nagyon kis oldott anyag tartalom jellemző. A kémiai jellemzők és az adatsorok alapján első közelítésként az a megállapítás tehető, hogy a magyarországi felszíni vizek döntő többsége hosszantartó savas terhelést is tolerál. Ez utóbbi feltevést támasztják alá azok a kísérleti eredmények is, melyek a

különböző típusú, ülepített felszíni vizek savterhelésre adott válaszát mutatják be *(III. táblázat)*. Hangsúlyozni kell, hogy a szilárd kalcium-karbonátot tartalmazó üledékkel egyensúlyban levő rendszerek (például Balaton) pufferkapacitása a III. táblázatban feltüntetettnél is nagyobb (szinte kimeríthetetlen). Ez a megállapítás elméleti és kísérleti úton egyaránt igazolható.



3. ábra: Balaton-víz pH-értékének változása savas terhelésre

Egyensúlyi kémiai reakciókat feltételezve *(Stumm* és *Morgan,* 1970), a Balatonra jellemző feltételek esetében, víz-lebegőanyag rendszerre, az adott vízre jellemző hidrogénion koncentráció és a savterhelés (C_A) közötti kapcsolatra a következő összefüggés vezethető le:

$$C_A + \frac{K_H\, pCO_2\, (\alpha_1 + \alpha_2)}{\alpha_0} + \frac{K_W}{[H^+]} - \frac{2\,(K_{SO}/K_H\, pCO_2)\, \alpha_0}{\alpha_2} - [H^+] = 0$$

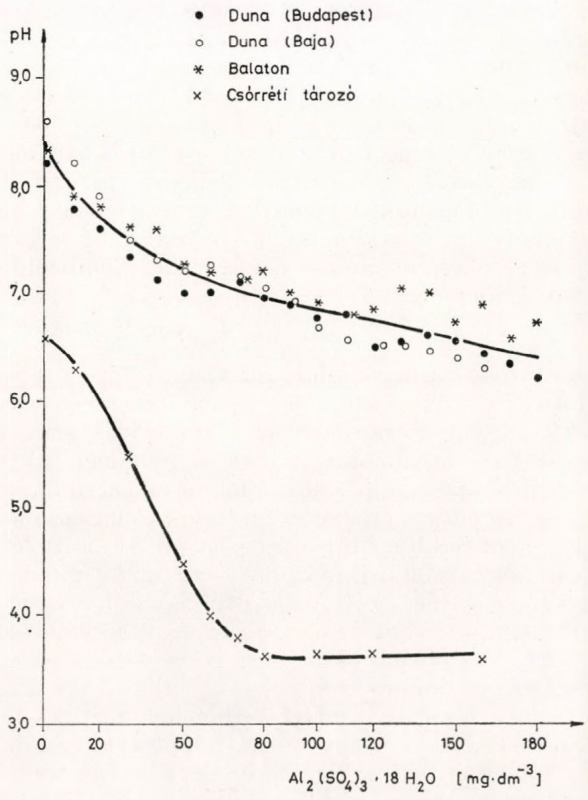
ahol C_A savterhelés ($molH^+l^{-1}$),
α_i ionizációs állandók,
K_W víz disszociációs állandó,
K_H szénsav hidrolizis állandó,
K_{SO} $CaCO_3$ oldhatósági szorzat,
pCO_2 CO_2 parciális nyomás.

Az egyenlet megoldása alapján készített *3. ábra* szerint a tóvíz pufferkapacítása több nagyságrendű terhelésnövekedés hatásának tolerálását is biztosítja. Az elvégzett titrálási kísérletek eredményei alapján (lásd 3. ábrát) hasonló megállapítás érvényes ülepített, üledékkel egyensúlyban nem levő vízre is.

A hazai felszíni vizek vízminőségi paramétereit feltüntető II. táblázatban a Csórréti-tározó (Mátra) kitűnik vízének kis pH és lúgosság értékeivel.

Savanyodási hajlama megközelíti a „kevéssé érzékeny" kategóriát (l. I. táblázat).

Külföldi tapasztalatok egyértelműen bizonyítják, hogy azok a befogadók hajlamosak elsavanyodásra, melyek kis vízgyűjtővel rendelkeznek és a vízgyűjtőn karbonát-szegény talajok vannak (lásd korábban). Az esettanulmány



4. ábra: Különböző felszíni vizek pH-értékének alakulása $Al_2(SO_4)_3$ adagolás hatására

színhelyéül választott tározó a vízgyűjtő nagysága (8,3 km²), a talajtípus (savanyú erdei talaj), a vízminőségi paraméterek és a csapadék összetétele alapján savas ülepedésre várhatóan érzékeny terület (*Licskó* és *Zotter*, 1985). Ezt látszik alátámasztani az az üzemi tapasztalat is, hogy koratavasszal, hirtelen felmelegedés hatására a befagyott tározó felületén és vízgyűjtőjén felhalmozódott hótömeg megolvadása kismértékű pH csökkenést okoz a tározóban.

1985 telén a vizsgált területet közel 3 hónapig hó borította, mely mindvégig fagyott állapotban maradt. A hóminták átlagos pH értéke 4 volt. A tavaszi gyors hóolvadás felszíni lefolyás révén $7{,}12 \cdot 10^4$ eé H^+ mennyiséggel terhelte a tározót, ami — figyelembe véve a tározott víz hóolvadékból származó térfogatnövekedését —, $4{,}75 \cdot 10^{-5}$ eé dm^{-3} H^+ adagolásnak felel meg. Ez a savterhelés 0,2—0,4 pH érték csökkenést okozott a 22 m mély tározó különböző mélységű rétegeiben. A pH érték csökkenése csupán 2—3 napos, átmeneti jelenség volt, mivel a hőmérséklet emelkedésével meginduló algatevékenység széndioxid elvonó hatása révén a pH érték újra emelkedett. Ez a

megfigyelés egyúttal utal az eutrofizálódás és a savas ülepedés közötti kölcsönhatásra is a vízminőség alakításában.

A tározóra telepített vízmű az ivóvízkezelés során derítőszerként alumínium-szulfátot alkalmaz a lebegőanyag eltávolítására. A koaguláns erősen savas hidrolízise során a víz pH értéke és lugossága jelentősen csökken. A *4. ábra* érzékelteti, hogy a tározó vize hazai viszonylatban feltűnően érzékeny savas hatásra. Hangsúlyozva azt, hogy jelenleg az ivóvízelőkészítés során alkalmazott alumínium-szulfát pH érték csökkentő hatása sokkal jelentősebb a légköri eredetű savas terhelés okozta csökkenésnél, várható, hogy a közeljövőben az ivóvízkezelési technológia kialakításakor figyelembe kell venni az időszakosan jelentkező, légköri eredetű savas hatásokat is, mivel ezek az eljárások csak bizonyos pH tartományban hatékonyak.

Magyarországon savas ülepedés okozta talajvíz-savanyodásról eddig nincs tudomásunk. Jelenleg a mezőgazdaság kemizálása, a helytelen hulladékelhelyezés (meddőhányók) valószínűleg sokkal veszélyesebb tényező a talajvíz elszennyezésében (savanyodás, fémbeoldódás, nitrátosodás stb.), mint a savas ülepedés.

4. Következtetések

A magyarországi felszíni vizek döntő többsége — a vízgyűjtők földrajzi adottságai következtében — nem érzékeny savas ülepedésre. A természetes vizek nagy pufferkapacitása a biztosíték arra, hogy hosszantartó savas terhelést is kompenzálni tudnak a jelenlegi savterhelés mértékének feltételezésével. Tájékozódó jellegű felmérés szerint azonban lokálisan előfordulnak savas ülepedésre érzékeny területek. Vízgazdálkodási szempontból ezek közül a legjelentősebb a Mátra térsége, mivel az itt létesített tározók biztosítják az egész Mátra-vidék ivóvízellátását. Vízük minőségének megőrzése fontos népgazdasági érdek, ezért javasolt a tározók vízgyűjtőjén komplex vizsgálatsorozat megindítása a káros folyamatok időbeni előrehaladásának tisztázására.

Savas ülepedés okozta talajvízsavanyodást egyelőre nem észleltek Magyarországon. Indokolt azonban savas ülepedésre érzékeny, mezőgazdaságilag nem művelt talaj és az adott területhez tartozó talajvíz savanyodási folyamatának vizsgálatára egy mintaterületet kijelölni.

Amennyiben a légköri eredetű savas terhelés mértéke a következő évtizedekben sem csökken, vízeink védelme érdekében fel kell készülni az érzékenynek nyilvánított vízgyűjtők fokozott védelmére, esetleg regenerálására.

A savas hatásokra érzékenyen reagáló felszíni (esetleg felszín alatti) vizek ivóvízellátási vagy ipari célú felhasználásánál a hagyományos víztisztítási technológiákat módosítani kell az új feltételekhez, hogy a hálózatba kerülő víz egészségkárosító és korrozív hatását kiküszöböljék.

IRODALOM

Förstner, U. and *Wittmann, W.*, 1983: *Metal pollution in the aquatic environment.* Springer Verlag, Berlin.

Licskó, I. and *Zotter, K.* 1985: Modification on the treatment technology of waters affected by acid rain. *Int. Conf. on Acid Precipitation: Water Quality Control and Human Health.* Uppsala, Sweden, Conference Preprints 6/13–22.

NRCC (Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality), 1981: *Acidification in the Canadian Aquatic Environment.* NRCC Publication No. 18475, 369.

Nriagu, J. O. ed., 1984: Environmental Impacts of Smelters. *Wiley Series in Advances in Environmental Science and Technology, Vol.* 15, 608.

Stumm, W. and *Morgan, J. J.*, 1970: *Aquatic chemistry.* Wiley Interscience, New York.

Swedish Ministry of Agriculture, 1982: *Acidification today and tomorrow.* Swedish Ministry of Agriculture, Stockholm.

IDŐJÁRÁS

Az Országos Meteorológiai Szolgálat folyóirata. 90. évf. 2–3. szám, 1986. március–június
Journal of Hungarian Meteorological Service, Vol. 90. No 2–3. March–June 1986. Budapest

A légköri savas ülepedés hatása a talajra Magyarországon

VÁRALLYAY GYÖRGY, RÉDLY LÁSZLÓNÉ és MURÁNYI ATTILA, *MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete, H—1022 Budapest, Herman Ottó út 15.*

The influence of acid deposition on soils in Hungary. Soil acidification is one of the most significant unfavourable soil degradation processes. It is due to natural factors and/or anthropogenic effects, and results in a decrease of soil fertility in ever increasing areas. We defined soil acidification as a decrease in equilibrium pH value, that is, in the buffer capacity of soils. The main reasons and consequences of soil acidity and soil acidification are summarized in the present paper. The degree of soil acidity depends on the quantity, concentration and chemical composition of substances getting into the soil from various sources, as well as on the buffer-capacity of soils which is determined by numerous soil properties. The relationships between buffer-capacity and various soil characteristics have been studied in detail and described by stepwise-regression analysis. On the basis of „titration-curves" determined in a representative soil sample collection, Hungarian soils were classified into 6 groups according to their susceptibility to acidification:

1. Strongly acidic soils. Their further acidification is not significant under the influence of acid loads (13% of the total area of Hungary). 2. Highly susceptible soils due to their low buffer-capacity (non-calcareous, slightly acidic soils with light texture, low clay and organic matter contents) (14%). 3. Susceptible soils due to their medium buffer-capacity (non-calcareous, slightly acidic soils with medium texture and organic matter content) (5%). 4. Moderately susceptible soils due to their high buffer-capacity (non-calcareous, slightly acidic soils with heavy texture, high clay and/or organic matter contents) (23%). 5. Slightly susceptible soils (salt affected soils non-calcareous from the surface) (4%). 6. Non-susceptible soils which are calcareous from the surface (41%). There is no considerable change in their reaction (pH) until the complete neutralization (dissolution, mobilization) of their carbonate content. The map of these categories was drawn on both 1:500 000 and 1:100 000 scales. In Hungary high-rate mineral fertilization (especially N-fertilization using NH_4NO_3 and urea) has much more significant influence on soil acidification than acid deposition. The spatial variability and time distribution of acid loads may – locally and periodically – result in special stress situations. The chemical composition of acid depositions has particular importance, because some of the components (in addition to their acidifying effect) may be directly toxic for the plants and/or soil microorganisms (e.g. NO_x,SO_2, heavy metals, etc.). The drastic deterioration in areas under permanent vegetation cover (forest, grassland) is due – in most cases – to the direct physiological influences of certain toxic components. If soil acidification is caused by the non-toxic components of acid depositions, the unfavourable processes and their consequences can be prevented and/or eliminated by liming, which is an indispensable part of agrotechnics in such cases. For the determination and characterization of the effects of acid loads and acid (dry and wet) depositions average values are not satisfactory. The comprehensive analysis of various (actual and potential) stress situations developed under the given conditions is necessary, requiring the establishment of an adequate, well coordinated, multi-factorial, national monitoring system.

*

A légköri savas ülepedés hatása a talajra Magyarországon. A természeti okok, vagy emberi beavatkozások hatására bekövetkező káros, a talaj termékenységét csökkentő degradációs folyamatok közül egyik legjelentősebb és legelterjedtebb a talajsavanyodás. Ezt a talaj egyensúly pH-értékének, illetve „savtompító képességének" csökkenéseként definiáltuk. Összefoglaltuk a talajsavanyúság, illetve a talajsavanyodás okait, anyagforgalmi

következményeit. A talaj savanyodásának mértéke a talajba jutó anyagok mennyiségétől, koncentrációjától és kémiai összetételétől, valamint a talaj puffer-kapacitásától, „savtompító-képességétől" függ, amit számos talajtulajdonság befolyásol. Részletesen vizsgáltuk és stepwise regresszióval elemeztük a köztük fennálló összefüggéseket. Magyarország talajait — reprezentatív talajminta anyag titrálási görbéinek felvétele alapján — a savas behatásokkal szembeni érzékenység szempontjából 6 csoportba osztottuk: 1. Erősen savanyú talajok. Savas behatásokra további savanyodással alig reagálnak (az ország területének 13%-a). 2. Savanyodásra erősen érzékeny, kis pufferkapacitású talajok (14%). 3. Savanyodásra közepesen érzékeny, közepes pufferkapacitású talajok (5%). 4. Savanyodásra mérsékelten érzékeny, nagy pufferkapacitású talajok (23%). 5. Savanyodásra kevéssé érzékeny (nem felszíntől karbonátos szikes) talajok (4%). 6. Savanyodásra nem érzékeny, felszíntől karbonátos talajok (41%). Ezek kémhatása a karbonátok semlegesítődéséig alig változik. Megszerkesztettük e kategóriák 1:100 000 és 1:500 000 méretarányú térképeit. Megállapítottuk, hogy a talajt érő savterhelésben a műtrágyázásnak (elsősorban a nagy adagú nitrogén [NH_2NO_4, karbamid] műtrágyázásnak) jóval nagyobb szerepe van, mint a légköri savas ülepedésnek. Ez utóbbinál különös jelentősége van a légköri savas ülepedés térbeli megoszlásának és időbeni dinamizmusának, ami bizonyos esetekben stresszhelyzeteket teremthet; valamint a légköri savas üledékek kémiai összetételének, hisz néhány komponens a savanyító hatáson kívül közvetlenül is toxikus lehet (NO_x, SO_2, nehézfémek stb.). Növényzettel állandóan vagy tartósan borított felszín (erdő, gyep) esetén a gyakran megfigyelhető drasztikus károsodások például többnyire bizonyos komponensek közvetlen fiziológiai hatásainak tulajdoníthatók. Ha a savanyodást a légköri savas ülepedés nem közvetlenül toxikus komponensei okozzák, a kedvezőtlen hatás az agrotechnikai rendszerbe épített fenntartó meszezéssel eredményesen megelőzhető, kiküszöbölhető. A talaj „sav-terhelésének" és a savas ülepedés hatásának megállapításához az átlag-adatok nem elegendőek, hanem a különböző körülmények között kialakuló stressz-helyzetek elemzése szükséges, amelyhez feltétlenül indokolt egy megfelelő országos monitoring-rendszer kiépítése.

*

Bevezetés. A talaj termékenységét a talajtulajdonságok együttese határozza meg, ami a talajban végbemenő anyagforgalmi folyamatok eredménye. A talaj termékenységét gátló tényezők közül világszerte, így Magyarországon is nagy jelentőségű a talaj szélsőséges, erősen savanyú, vagy erősen lúgos kémhatása *(Szabolcs* és *Várallyay,* 1978). Ez közvetlenül és közvetve (a talaj egyéb tulajdonságainak, biológiai tevékenységének, tápanyagforgalmának befolyásolásán keresztül) egyaránt kedvezőtlen változásokat eredményez a természetes növényzet és a termesztett növények talajökológiai környezetében, akadályozza víz- és tápanyagfelvételüket, zavartalan növekedésüket és fejlődésüket. A talaj termékenységét csökkentő, káros talajdegradációs folyamatok természeti okok, vagy emberi beavatkozások hatására egyaránt bekövetkezhetnek *(Várallyay,* 1986). Az általános társadalmi fejlődés (intenzív mezőgazdasági és ipari termelés, közlekedés, településfejlesztés stb.) egyre több és egyre súlyosabb ilyen veszéllyel fenyeget. A káros következmények megelőzése, elhárítása, kiküszöbölése, vagy legalább bizonyos tűrési határig történő mérséklése csak megfelelő ellenintézkedések tudatos és összehangolt rendszerének kialakításával biztosítható *(UNEP-FAO,* 1983).

A talajdegradációs folyamatok közül egyik legelterjedtebb a talaj kémhatásának szélsőségessé válása, s ezek közül is a talajsavanyodás *(Acidification . . .,* 1982; *Kauppi* et al., 1984; *Stefanovits,* 1977).

1. *A talajsavanyodás és okai*

A talajsavanyodás szűkebb értelemben véve a talaj egyensúlyi pH-értékének csökkenése. Tágabb értelemben azonban talajsavanyodásnak tekinthető a talaj „savanyú-tompító képességének" csökkenése is, amely — bizonyos határig — nem okvetlenül jár egyidejű pH-csökkenéssel.

Talajsavanyodást természeti okok és emberi beavatkozások egyaránt előidézhetnek. Ezek közül legfontosabbak a következők:

a) Természeti okok (természetes talajképződési folyamatok):

1. Savanyú kémhatású (karbonátmentes, bázis-szegény) talajképző kőzet;
2. A növényi élettevékenység során és a növényi maradványok elbomlásakor végbemenő „sav-termelő" folyamatok (gyökérlégzés, és szervesanyagok lebomlásakor képződő CO_2; humuszsavak és egyéb szerves savak; egyéb savanyú bomlástermékek);
3. A semleges és lugos kémhatású mállástermékek, valamint a talaj „pufferkomponenseinek" kilugzódása a talajban végbemenő állandó (vagy uralkodó) lefelé irányuló vízmozgás következtében (amelynek feltételei: a sok csapadék; a sík vagy enyhe lejtésű felszín miatti kis felszíni lefolyás; a talaj gyenge víztartó- és nagy vízáteresztő képessége);
4. Természetes forrásokból származó légköri savas ülepedés.

Fenti okok megléte vagy hiánya, egymáshoz viszonyított aránya határozza meg a talaj kémhatását kialakító anyagforgalmi folyamatokat, és eredményezi a talajok kémhatás-szerinti igen nagy változatosságát (*Stefanovits*, 1963; *Várallyay* et al., 1980). Ezt a képet egyre több és erősebb emberi beavatkozás közvetlen vagy közvetett hatása módosítja.

b) Emberi beavatkozások:

1. Területhasználat (művelési ágak, vetés-szerkezet) megváltozása: erdő → → gyep → szántó → erdő). Ennek eredményeképpen megváltozik a talajfelszín növényborítottsága (tartam, fedettség); a talajba kerülő növényi maradványok mennyisége, térbeli eloszlása, kémiai összetétele; s megváltoznak ezek lebomlási folyamatai.
2. Agrotechnika megváltozása. A növényborítás nélküli talajfelszín, a mélyművelés, mélylazítás, öntözés és drénezés jelentős változásokat okoz a talaj anyagforgalmában. Céltudatosan vagy mellékhatásként fokozza vagy fokozhatja a lefelé irányuló vízmozgást, elősegítve ezzel a kilugzási folyamatokat. Ez külső „savterhelés" nélkül is a talaj savanyodását, „savanyúságtompító képességének" csökkenését eredményezheti.
3. Nem megfelelő műtrágyázási rendszer. A termőhelyi adottságokhoz és a növény igényeihez igazodó műtrágyázásnak még a nagy termések eléréséhez szükséges nagy adagok alkalmazása esetén sem szükségszerű következménye a talajsavanyodás. Az csak nem megfelelő műtrágya-féleség (savanyúan hidrolizáló, vagy „fiziológiailag savanyú" kémhatású műtrágyák) nagy és túlzott adagjainak alkalmazása, illetve a savanyító hatást közömbösítő anyagok (például: mész) párhuzamos adagolásának elmulasztása esetén következik be, tehát kivédhető, megelőzhető.
4. Tudatosan alkalmazott talajjavító anyagok (savak, savanyúan hidrolizáló anyagok).
5. Szennyvízzel, szennyvíziszappal és hulladékokkal a talajba juttatott savanyító anyagok.
6. Légköri savas ülepedés. Ennek során az ipari, városi, közlekedési és egyéb légszennyeződések miatt egyrészt közvetlenül jutnak savanyító anyagok a talaj felszínére, másrészt a növényre hulló anyagok egy része mosódik be, vagy kerül növényi maradványként a talajba, s válik ott a lebomlás során savanyító anyagok forrásává.

2. *A talajsavanyodás következményei*

A talaj egyensúlyi pH-jának, illetve „savanyúság-tompító képességének" csökkenése az alábbi következményekkel járhat:

— mállás fokozódása (esetleg szabad Al és Fe felszabadulása);
— növényi tápanyagok (Ca, Mg stb.) kilúgzódása;
— kiadagolt műtrágyák hatékonyságának csökkenése (pl. a foszfor fixációja, immobilizációja a szabad Al és Fe megjelenésének hatására);
— növénytáplálkozási zavarok (bizonyos elemek hiánya; oldékonysági viszonyok megváltozása → oldott tápelemek arányának megváltozása → kiegyensúlyozatlan tápanyag arányok → esetleges zavaró antagonista hatások stb.);
— mikroszervezetek életfolyamatainak megváltozása (mikrobiális populáció számának, faj-spektrumának és biológiai-biokémiai aktivításának megváltozása);
— toxikus anyagok „tűrési küszöbértéket" meghaladó mértékű felhalmozódása: talajban lévő anyagok (Al, Mn, stb.) mobilizációja, vagy más forrásokból a talajba jutó anyagok (nehézfémek, stb.) oldhatóvá válása.

A talaj savanyodásának fenti következményei általában kedvezőtlenek a növények számára. Tény azonban, hogy a pH csökkenése javítja néhány mikroelem „mozgékonyságát", növény általi felvehetőségét. Más kérdés, hogy ez a harmonikus tápanyagellátást biztosító tápelem-arányok szempontjából az esetleges antagonista hatások miatt ténylegesen mennyire érvényesülhet kedvezően. A légköri savas ülepedés N és S tartalma — ha az nem toxikus vegyületek formájában jut a talajba —, növényi tápanyagul szolgálhat; savanyító hatása szélsőségesen lúgos kémhatású talajokon (pl. a Duna-Tisza-közi szódás szoloncsákokon és szoloncsák-szolonyeceken) kifejezetten előnyös lehet.

3. *A talaj savanyodását meghatározó és befolyásoló tényezők*

A talaj savanyodásának mechanizmusát, mértékét, sebességét alapvetően 3 tényező határozza meg:

1. Milyen forrásokból származó, milyen koncentrációjú és kémiai összetételű anyag kerül a talaj felszínére, illetve a talajba.

2. A területre hulló anyag milyen felszínre jut: milyen hányada kerül a növényre , illetve közvetlenül a talaj felszínére, ez utóbbinak milyen hányada folyik el a felszínen, illetve jut a talajba. A három hányad aránya a terület növényborítottságától, illetve domborzati viszonyaitól függ.

3. A talajba jutó anyagok savanyító hatása elsősorban az alábbi talajtulajdonságoktól függ:

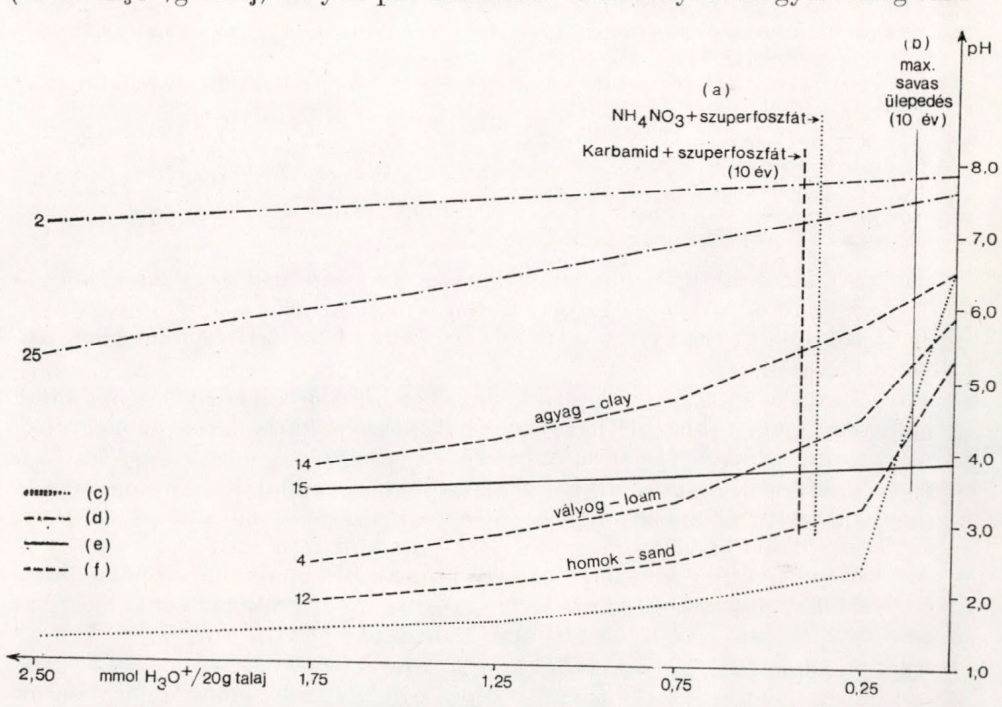
— a talaj kémhatása;
— a szilárd fázis tulajdonságai, így kémiai összetétele (elsősorban a lugos alkotórészek és karbonátok mennyisége); mechanikai összetétele (fizikai talajféleség); az előforduló agyagásványok és egyéb szervetlen kolloidok mennyisége, típusa, állapota; a szervesanyagok mennyisége, lebomlottsági foka, típusa, állapota; a talaj adszorpciós kapacitása, annak telítettsége, a kicserélhető kationok összetétele;
— a talajoldat koncentrációja és kémiai összetétele;
— a talajlevegő összetétele;

— a három fázis aránya, térbeli (vertikális és horizontális) variabilitása és időbeni dinamizmusa;
— a talajban végbemenő fázis-átalakulások, fázis-kölcsönhatások.

Ezek együttesen határozzák meg a talaj „puffer-kapacitását", „savanyúság-tompító képességét". Fenti — nagyon vázlatos — összeállításból következik, hogy a különböző emberi beavatkozások hatására bekövetkez(het)ő talajsavanyodás nagyon különböző. Mértékét, térbeli elterjedését (talajfolt, tábla, kisebb-nagyobb régió, térség), időbeni jelentkezését (hosszú tartamhatás többé-kevésbé szabályos ciklikusság, esetenkénti hatás, stressz-helyzetek) és következményeit tekintve egyaránt. Legalább ennyire különböző mélységűek, részletességűek és pontosságúak adataink, ismereteink is az egyes hatások mechanizmusáról, szerepéről, befolyásolhatóságának mértékéről és lehetőségeiről. A káros következményeket kivédő, tudatos szabályozásnak pedig a hatások regisztrálása, elemzése, a folyamatok alapos megismerése egyaránt nélkülözhetetlen előfeltétele.

4. Magyarország talajainak érzékenysége savanyodásra

A talajok „savanyodás-érzékenységét" szemléletesen fejezik ki az ún. „titrálási görbék", amelyek azt mutatják, hogy egységnyi „sav-terhelés" (mmol H_3O^+/g talaj) milyen pH-csökkenést eredményez. Magyarország tala-



1. ábra: Különböző tulajdonságú talajok titrálási görbéi. Függőleges tengely: eredeti pH, vízszintes tengely: a talaj savterhelése; (a) 10 év utáni ásványi savterhelés, (b) 10 év utáni maximális savterhelés, (c) talaj nélkül, (d) karbonátos talajok, (e) erősen savanyú láptalaj, (f) nem karbonátos ásványi talajok

Fig. 1: *Titration curves of various soils. Vertical axis: original pH. Horizontal axis: acid load mmol H_3O^+/20 g soil. (a) after 10 years of mineral fertilization; (b) after 10 years of max. acid deposition; (c) without soil; (d) calcareous soils; (e) strongly acidic peat; (f) non-calcareous mineral soils*

jainak „savanyodás-érzékenységét" ilyen titrálási görbék segítségével jellemeztük. Vizsgálatainkhoz a Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézet „talajbankjából" Magyarország különböző típusú és tulajdonságú talajait reprezentáló 36 feltalaj mintát választottunk. Vizsgálati anyagunkból 6 — típusában, fizikai és kémiai tulajdonságaiban nagymértékben különböző — talaj titrálási görbéit mutatjuk be az *1. ábrán.* A talajok főbb jellemzőit foglaltuk össze az *I. táblázatban.*

I. TÁBLÁZAT

Néhány vizsgált talaj főbb jellemzői — *Relevant characteristics of the studied soils* Jelölések — *Remarks;* (a) hidrolitos aciditás — *hydrolytic acidity,* (b) szerves anyag — *organic matter content,* (c) Arany-féle kötöttségi szám — *sticky point according to Arany* (≈SP), (d) agyagtartalom (<0,002 mm) — *clay content,* (e) kationkicserélő kapacitás — *cation exchange capacity* (CEC, meq/ /100 g soil), (f) bázistelítettség — *base saturation. No of sample and soil type:* (2) *Hydromorphic meadow soil,* (25) *and* (4) *Lessivated brown forest soil,* (14) *Chernozem brown forest soil,* (15) *Peat,* (12) *Brown forest soil with alternating thin layers of clay substance („kovárvány"), (sand)*

Minta száma No of Sample	Talajtípus Soil type	Mintavétel helye Place of Sampling	pH (H_2O)	$CaCO_3$ %	(a)	(b) %	(c)	(d) %	(e) mgeé/ 100 g	(f) %
2.	Réti talaj	Agyagos-szergény	7,8	1,3	–	6,6	41	23,0	47,0	100
25.	Agyagbemosódásos barna erdőtalaj	Szilvásvárad	7,6	0,7	–	2,0	42	23,2	19,3	99
14.	Csernozjom barna erdőtalaj	Kompolt	6,5	–	9,3	3,3	49	46,0	41,8	87,9
15.	Láptalaj	Tiborszállás	3,8	–	55,7	>10	90	24,3	135,5	32,0
4.	Agyagbemosódásos barna erdőtalaj	Nagykanizsa	5,9	–	10,2	1,5	36	15,7	12,3	57,1
12.	Kovárványos barna erdőtalaj	Nyírlugos	5,3	–	7,0	0,4	27	4,8	4,8	25,3

A vizsgálatok alapján megállapítható, s az 1. ábráról is kitűnik, hogy a különböző talajok titrálási görbéi erősen különböznek, a különböző tulajdonságú talajok egységnyi „savterhelésre" különböző pH-csökkenéssel reagálnak:

— Karbonátos talajok „savtompító-képességét" elsősorban karbonáttartalmuk határozza meg, a talaj pH-ja savas behatásokra a karbonátok semlegesítődéséig alig csökken (1. ábra, 2. és 25. sz. minta);

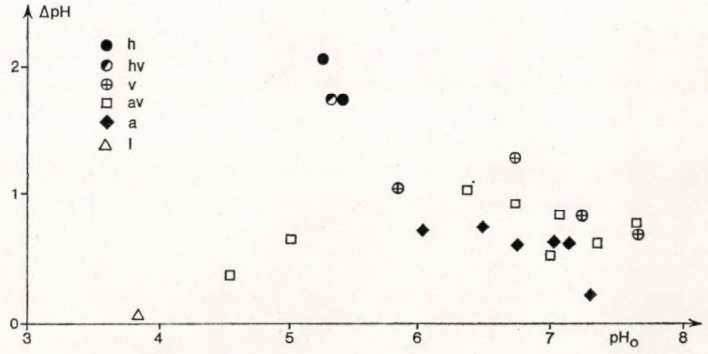
— Egységnyi savterhelésre történő pH-csökkenés annál kisebb, minél alacsonyabb a talaj eredeti pH-ja (már csak azért is, mert a pH a H_3O^+ ion koncentrációjának — negatív — logaritmusa);

— Az erősen savanyú láptalaj (15. sz. minta) pH-ja tehát sav-adagolásra egyrészt nagy szervesanyagtartalma (→nagy pufferkapacitása), másrészt igen erős eredeti savanyúsága miatt alig csökken (1. ábra);

— Nem karbonátos ásványi talajokon a titrálási görbék lefutását a talaj „puffer-kapacitása", „sav-tompító képessége" határozza meg, amely —mint az előbbiekben erre utaltunk — számos talajtulajdonság együttes hatásának eredménye. Az 1. ábráról látható, hogy a kis szervesanyag- és anyagtartalmú nyírlugosi kovárványos barna erdőtalaj (12. sz. minta) egységnyi savterhelésre (alacsonyabb eredeti pH-ja ellenére) sokkal érzékenyebben, nagyobb pH-csökkenéssel reagált, mint a nagykanizsai, vályog mechanikai összetételű agyagbemosódásos barna erdőtalaj (4. sz. minta),

vagy az agyagos vályog mechanikai összetételű, nagyobb szervesanyag tartalmú kompolti csernozjom barna erdőtalaj (14. sz. minta). Hasonló megállapítások tehetők a *2. ábra* alapján is.

Ezen 22 vizsgált talaj azonos savterhelés (0,25 mmol H_3O^+/20g) hatására bekövetkező pH-csökkenésének mértékét tüntettük fel a talajok eredeti pH-jának függvényében. A mérési pontok mellett a talaj fizikai féleségét is megjelöltük. Mint látható, legérzékenyebbek savanyodásra a karbonát-mentes,



2. ábra: Nem karbonátos talajok pH-változása azonos savterhelés (0,25 mmol H_3O^+/20 g talaj) hatására. Függőleges tengely: a pH változása, vízszintes tengely: eredeti pH; h = homok, hv = homokos vályog, v = vályog, av = agyagos vályog, a = agyag, l = organikus talaj

Fig. 2: *Change in the pH of various non-calcareous soils under the influence of uniform acid load (0.25 mmol H_3O/20 g soil). Vertical axis: change in pH. Horizontal axis: original pH; h = sand; hv = sandy loam; v = loam; av = clay loam; a = clay; l = organic soil.*

gyengén savanyú kémhatású, kis pufferkapacitású homok talajok, lényegesen kevésbé a nagy pufferkapacitású, agyag és agyagos vályog mechanikai összetételű talajok, vagy a már eredetileg is erősen savanyú talajok *(Murányi* és *Rédly*, 1986).

Részletes vizsgálatokat végeztünk a talajok „savanyodásérzékenysége", puffer-kapacitása és az ezt meghatározó, illetve befolyásoló talajtulajdonságok közötti összefüggések megállapítására. A vizsgálatba 27 talajtulajdonságot vontunk be, és az adatokat stepwise-regresszióval elemeztük. Eddigi eredményeink szerint a titrálási görbe alatti terület nagyságaként értelmezett pufferkapacitás nem karbonátos ásványi talajok esetében elsősorban a talaj eredeti pH-értékével, mechanikai összetételével, kicserélhető Ca és Al tartalmával mutatott összefüggést. Az elemzés azt is kimutatta, hogy a titrálási görbe különböző pH-tartományaiban különböző talajtulajdonságok befolyása válik meghatározóvá *(Murányi*, 1986).

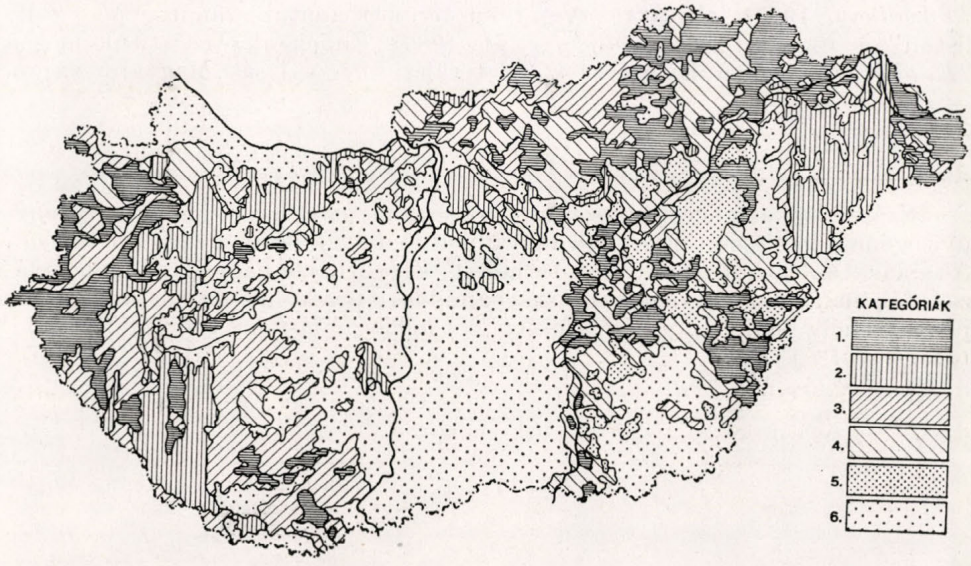
Vizsgálataink alapján kidolgoztuk Magyarország talajainak a savanyodással szembeni érzékenység szerinti kategóriarendszerét. A kategória-rendszert a *II. táblázat*ban foglaltuk össze. A táblázatban megadtuk a besorolás alapját képező talajtulajdonságokat is, mégpedig a „Magyarország agroökológiai potenciáljának felmérése" c. program keretében a termőhelyi adottságokat meghatározó talajtani tényezőkre kidolgozott 8-kódszámos rendszerünk kategóriái szerint *(Várallyay* et al., 1979 és 1980). A megkülönböztetett 6 alap-kategória a következő:

II. TÁBLÁZAT

Magyarország talajainak kategóriái savanyodással szembeni érzékenységük szerint — Classification of Hungarian soils according to their susceptibility to acidification

Kategóriák Categories		Talajtulajdonságok — Soil characteristics					Terület az ország egész területének %-ában Acreage in % of the total area of Hungary
No	Definition	Talajképző kőzet Parent material	pH és mészállapot pH and carbonate status	Fizikai féleség Texture	Szervesanyag-készlet Organic matter, t/ha	Termőréteg vastagsága Depth of solum, cm	
1	Erősen savanyú Strongly acidic	–	Erősen savanyú Strongly acidic	–	–	–	13
2	Savanyodásra – erősen érzékeny To acidification – highly susceptible	– Bármely, kivéve lösz Anything except loess	↑	Homok Sand Durva vázrész Coarse fragments ↑ Homokos vályog Sandy loam	– < 200	– < 70	14
3	– közepesen érzékeny – susceptible	Lösz Loess –	Gyengén savanyú Slightly acidic	↓ Vályog Loam	< 200 > 200 < 200 > 200	< 70 > 70 < 70 > 70	5
4	– mérsékelten érzékeny – moderately susceptible	–		Agyagos vályog Clay loam Agyag Clay Szerves Organic soil	–	–	23
5	– gyengén érzékeny – slightly susceptible	–	Nem felszíntől karbonátos, szikes Non-calcereous from the surface	–	–	–	4
6	– nem érzékeny – non-susceptible	–	Felszíntől karbonátos Calcareous from the surface	–	–	–	41

1. Erősen savanyú talajok. Savas behatásokra további savanyodással alig reagálnak.
2. Savanyodásra erősen érzékeny talajok. Ide tartoznak egyrészt a gyengén savanyú kémhatású homoktalajok és sok durva vázrészt tartalmazó talajok; másrészt a nem lösz alapkőzeten kialakult, gyengén savanyú kémhatású, kis pufferkapacitású, homokos vályog-mechanikai összetételű, kis szervesanyagkészletű, nem mély termőrétegű talajok.



3. ábra: Magyarország talajainak érzékenysége savanyodásra. Kategóriák: 1. Erősen savanyú talaj, 2. Savanyodásra erősen, 3. közepesen, 4. mérsékelten, 5. kevéssé érzékeny, 6. nem érzékeny talaj. Eredeti lépték: 1:500 000

Fig. 3: *Map of susceptibility of soils to acidification in Hungary. Original scale 1:500 000. Categories: Strongly acidic soil (1), to acidification highly susceptible (2), susceptible (3), moderately susceptible (4), slightly susceptible (5), non-susceptible (6)*

3. Savanyodásra közepesen érzékeny talajok. Ide tartoznak egyrészt a löszön kialakult, gyengén savanyú kémhatású, homokos vályog mechanikai összetételű, kis szervesanyagkészletű, nem mély termőrétegű talajok; másrészt a gyengén savanyú kémhatású, nagyobb szervesanyagtartalmú, mélyrétegű, homokos vályogtalajok, továbbá a kisebb szervesanyagtartalmú és nem mélyrétegű vályogtalajok.
4. Savanyodásra mérsékelten érzékeny talajok. Ide tartoznak a gyengén savanyú kémhatású, nagy pufferkapaictású talajok: nagyobb szervesanyag tartalmú, mélyrétegű vályogtalajok; a nehezebb mechanikai összetételű (agyagos vályog, agyag) ásványi talajok; és a nagy szervesanyagtartalmú láptalajok.
5. Savanyodásra kevéssé érzékeny talajok. Ide tartoznak a nem felszíntől karbonátos, A-szintjükben semleges vagy gyengén savanyú kémhatású szikes talajok.
6. Savanyodásra nem érzékeny talajok. Ide tartoznak a felszíntől karboná-

tos talajok, amelyek semleges vagy lugos kémhatása savas „terhelésre" a karbonátok semlegesítődéséig alig változik.

A *II. táblázatban* összefoglalt kritériumok alapján megszerkesztettük „Magyarország talajainak érzékenysége savanyodásra" c. térképet 1 :100 000 és 1:500 000 méretarányban *(Várallyay* et al., 1986). Ez utóbbi egyszerűsített vázlatát mutatjuk be a *3. ábrán.* A térképek szerkesztésénél a talajtani információbázist „Magyarország termőhelyi adottságait meghatározó talajtani tényezők *(Várallyay* et al., 1979. és 1980). c. 1:100 000 méretarányú térkép és Magyarország 1:100 000 méretarányú agrotopográfiai térképe *(Várallyay,* 1985) jelentette. A térkép területi adatai számítógépes „foltlistán" is rögzítettek *(Várallyay* et al., 1980). Ennek alapján adtuk meg a *II. táblázat*ban a 6 kategória %-os területi megoszlását Magyarországon.

A talajt érő savas behatások és ezek várható következményei

Számításokat végeztünk a talajt érő legfontosabb „savterhelések" mennyiségének becslésére. Ez irányú adatainkat foglaltuk össze a *III. táblázatban.* A táblázatból látható, hogy „sav-terhelést" elsősorban a nagyadagú műtrágyázás, főként az ammonnitráttal és karbamiddal végzett nitrogén műtrágyázás jelent, amely pedig az ország N-műtrágya felhasználásának több mint 70%-a (41,5+28,7%).

III. TÁBLÁZAT

A talajt érő „savterhelések" Magyarországon — *Acid loads in Hungary*

Savterhelés forrása — *Source of acid loads*		Becsült átlagos savterhelés *Estimated average of acid loads* kmol/ha/év	Közömbösítéshez szükséges *Necessary for neutralization* $CaCO_3$ kg/ha***
NH_4NO_3 műtrágya — *Fertilizer*	118 kg N/ha*	5,1	252
Karbamid műtrágya — *Urea fertilizer*	118 kg N/ha*	5,8	286
Szuperfoszfát — *Superphosf. fert.*	78 kg P_2O_5/ha*	0,5	24
Savas eső — *Acid rain*	573 mm	0,2	9
Savas S- és N-vegyületek összes (száraz+nedves) ülepedése max. 2,0** (stressz) *Total (wet+dry) acid deposition of S and N containing substances*			90

* Magyarország szántó-, kert-, gyümölcsös és szőlőterületére felhasznált átlagos N-műtrágya hatóanyag (*Mezőgazdasági Statisztikai Zsebkönyv,* 1983.), **Horváth—Mészáros* (1985), ***in: *Sarkadi* (1975)

Ilyen szempontból sajnálatos a jelentős mennyiségű $CaCO_3$-t is tartalmazó pétisó hazai forgalmazásának és felhasználásának erős visszaesése. A savanyító hatás azonban az agrotechnikai rendszerbe épített fenntartó meszezéssel így is eredményesen megelőzhető (*Boldis* és *Jeney,* 1983. *Máté* és *Pusztai,* 1977, *Pusztai,* 1977). A III. táblázatban a savanyító hatás biztonságos és teljes közömbösítéséhez szükséges $CaCO_3$ mennyiségére vonatkozóan is közlünk adatokat *Sarkadi* (1975). nyomán. Itt jegyezzük meg, hogy a jelenlegi gazdasági szabályozók sajnos nem ösztönöznek a műtrágyázás okozta „sav-terhelés" folyamatos és rendszeres ellensúlyozására. Mivel csak a nagyadagú meszezés minősül meliorációnak (így állami támogatás csak arra

jár), ezért a mezőgazdasági üzemek túlnyomó része nem alkalmazza a műtrágyázás savanyító hatását megelőző fenntartó meszezést az agrotechnikai rendszer elemeként (hisz arra nem nyújt az állam dotációt), hanem megvárja, míg a savanyodás olyan mértékűvé válik, hogy megszűntetése melioratív mészadagok alkalmazását teszi szükségessé. Ez eredményezi azután azt, hogy a MÉM Növényvédelmi és Agrokémiai Központjának ez irányú felmérései szerint az ország jelentős területén következett be olyan nagymértékű talajsavanyodás, ami — összes következményeivel együtt — már feltétlenül a talajtermékenység csökkenését eredményezi, s akadálya az intenzív növénytermesztésnek.

A műtrágyázáshoz viszonyítva nagyságrenddel kisebb a *légköri savas ülepedésből* származó talajt érő „sav-terhelés". *Mészáros* (1984), valamint *Horváth* és *Mészáros* (1986) átlagos csapadék-összetétel adataival számolva 573 mm évi csapadék csak mintegy 0,2 kmol/ha/év „sav-terhelést" jelent a talajra, ami 9 kg/ha $CaCO_3$ adagolásával közömbösíthető. Sajnos azonban itt az átlag-adatok nem sokat mondanak, hisz ismeretes a légköri ülepedés mennyiségének és kémiai összetételének igen nagy térbeli és időbeni variabilitása. Ez azt jelenti, hogy bizonyos helyeken, bizonyos időszakokban (időjárási és légszennyezési helyzetek esetén) az átlagos „sav-terhelést" sokszorosan meghaladó légköri savas ülepedés „stresszekkel" lehet és kell számolni. A talaj savanyodása szempontjából ezek jelentik a fő veszélyt. A talajt érő „sav-terhelés" még így is elmarad a nitrogén műtrágyázás hasonló hatásától, tehát rendszeres meszezéssel viszonylag egyszerűen kiküszöbölhető.

A légköri savas ülepedésnek véleményünk szerint a „savterhelésnél" jóval nagyobb az a kedvezőtlen hatása, amit a közvetlenül toxikos komponensek (NO_x, SO_2, nehézfémek stb.) mennyisége okoz. Akár a talajban, illetve a talajon keresztül, akár a növény felületére jutva közvetlenül. Növényzettel állandóan vagy tartósan borított felszín (erdő, gyep) esetében a gyakran megfigyelhető drasztikus károsodások például többnyire bizonyos komponensek közvetlen fiziológiai hatásainak tulajdoníthatók.

A különböző forrásokból származó „sav-terheléseknek" a talaj pH-értékére gyakorolt hatása a titrálási görbék alapján nagy valószínűséggel előre jelezhető, mint ezt az 1. ábrán bemutatjuk. Az ábrán feltüntettük, hogy a maximális légköri savas ülepedés, illetve az N_{118} P_{78} kg/ha adagú műtrágyázás 10 év alatt milyen pH-csökkenést eredményez a vizsgált talajokon, ha nem történik megfelelő ellenintézkedés. Jól látható a nem karbonátos talajok — pufferkapacitástól függő mértékű — de egyaránt erős elsavanyodása, ami ismételten hangsúlyozza az agrotechnikai rendszerbe épülő fenntartó meszezés elengedhetetlen szükségességét.

6. *Következtetések, javaslatok*

1. Szükséges a talajt érő „sav-terheléseket" (mi hull? hova hull?) és ezek talajtani hatásait folyamatosan regisztráló monitoring-rendszer kiépítése.

2. További kutatások szükségesek a savanyodás mechanizmusának tisztázására, az azt meghatározó és befolyásoló tényezők hatásának és kölcsönhatásának elemzésére.

3. Fentiekkel párhuzamosan összehangolt program kidolgozása szükséges a vizsgált tényezők térbeli megoszlásának és időbeni dinamikájának elem-

zésére, ami a pontszerű mérési adatok térbeli kiterjesztését (térképszerű ábrázolását), illetve az időbeni változások előre jelzését, így tudatos szabályozását, és a nem kívánt következmények időben történő megelőzését teszi lehetővé.

4. A talajsavanyodás és káros következményeinek felszámolásában legfontosabb a m e g e l ő z é s, a kiváltó ok(ok) megszüntetése: pl. a talajhasználat megváltoztatása; racionális műtrágyázási rendszer; agrotechnikai rendszerbe illesztett fenntartó meszezés; légszennyeződés-kontroll.

5. Biztosítani kell a már bekövetkezett káros változások korrekcióját célzó meliorációs és agrotechnikai beavatkozások elterjesztését, körültekintő tervezését, gondos kivitelezését és folyamatos „karbantartását".

IRODALOM

Acidification today and tomorrow, 1982: A Swedish study prepared for the *1982 Stockholm Conference on the acidification of the environment.* Ministry of Agriculture, Stockholm.

Boldis O. és *Jeney I.*, 1983: A talajsavanyodás és a mésztrágyázás. *Magyar Mezőgazdaság 38*, 9–12.

Horváth L. és *Mészáros E.*, 1986: Savas ülepedés Magyarországon. *Időjárás 90*, 143–149.

Kauppi, P., Kamari J., Posch M., Kaupi, L. and *Matzner E.*, 1984: Acidification of forest soils. Model development and application for analyzing impact of acidic deposition in Europe. *Collaborative paper IIASA.* Vienna.

Máté F. és *Pusztai A.*, 1977: Műtrágyázás és a meszezés. „*A mezőgazdaság kemizálása*" (Ankét, Keszthely, júl. 11–16.) NEVIKI kiadv. Veszprém. 11–17.

Mészáros E., 1984: Savas esők Magyarországon. *Magyar Tudomány 29.* 529–536.

Murányi A., 1986: Soil acidification and the soil properties. (*Trans. Conf. on the problems of soil acidification in Poland and Hungary.* Pulawy, 1–3. 10. 1985) Pamietnik Pulawski (nyomtatás alatt).

Murányi A. és *Rédly M.*, 1986: The susceptibility of Hungarian soils to acidification (*Trans. Conf. on the problems of soil acidification in Poland and Hungary.* Pulawy, 1–3. 10. 1985) Pamietnik Pulawski (nyomtatás alatt)

Pusztai A., 1977: Talajaink elsavanyodása és a meszezés. *Magyar Mezőgazdaság 32*, 8–9.

Sarkadi J., 1975: *A műtrágyaigény becslésének módszerei.* Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.

Stefanovits P., 1963: *Magyarország talajai.* Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.

Stefanovits P. (szerk.), 1977: *Talajvédelem, környezetvédelem.* Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.

Szabolcs I. és *Várallyay Gy.*, 1978: A talajok termékenységét gátló tényezők Magyarországon. *Agrokémia és Talajtan 27*, 181–202.

UNEP–FAO, 1983: *Guidelines for the control of soil degradation*, Rome.

Várallyay Gy., 1986: Problems of soil degradation in Hungary. (*Trans. Conf. on the problems of soil acidification in Poland and Hungary.* Pulawy, 1–3. 10. 1985) Pamietnik Pulawski (nyomtatás alatt).

Várallyay Gy., Rédly M. és *Murányi A.*, 1986: Map of the susceptibility of soils to acidification in Hungary. (*Trans. Conf. on the problems of soil acidification in Poland and Hungary.* Pulawy, 1–3. 10. 1985) Pamietnik Pulawski (nyomtatás alatt).

Várallyay Gy., Szücs L., Murányi A., Rajkai K. és *Zilahy P.*, 1979: Magyarország termőhelyi adottságait meghatározó talajtani tényezők 1:100 000 méretarányú térképe I. *Agrokémia és Talajtan 28*, 363–384.

Várallyay Gy., Szücs L., Murányi A., Rajkai K. és *Zilahy P.*, 1980: Magyarország termőhelyi adottságait meghatározó talajtani tényezők 1:100 000 méretarányú térképe. II. *Agrokémia és Talajtan 29*, 35–76.

IDŐJÁRÁS

Az Országos Meteorológiai Szolgálat folyóirata. 90. évf. 2—3. szám, 1986. március—június
Journal of Hungarian Meteorological Service, Vol. 90. No 2—3. March—June 1986. Budapest

Erdeink egészsége és a savas ülepedés

SOLYMOS REZSŐ, *MÉM Erdészeti és Faipari Hivatal, H—1055 Budapest, Kossuth Lajos tér 11.*

The health of Hungarian forests and the acid deposition. 18% of the territory of Hungary is covered by forests. Owing to industrial and urban development the society follows with attention the state of our forests. Concerning the forests the environmental and turistic demands are increasing. In spite of the fact that their territory has increased by 0.5 million hectars and the wood production has tripled during the last 40 years our forests are not sufficient to provide the wood quantity necessary for national economy. The ecological conditions make possible first of all the production of deciduous trees like beech, oak and hornbeam. The natural native forests consist of these trees constituting stable ecosystems with high selfregulating capacity. While man uses forests to protect and improve the environment, the protection of forests against environmental injuries is not well solved by the society. Forests are damaged by air pollution and acid deposition mostly in Europe but also on a global scale. The more serious damages have been detected in European pine-woods which are on acid soils (pH = 4.5—5.5). But damages in deciduous forests have also been reported. In Hungary serious problems are observed in native oak-forests (sessile oaks) mainly in the northern hilly and mountainous areas. Approximately 1 million m^3 of wood has been destroyed and the damage is around 1 billion Hungarian forint. The causes of the death of trees are investigated by several institutions. Results obtained do not prove unambiguously the primary role of air pollution in the initiation of illness. Several research workers believe that damages are caused mainly by ceratocystis fungi, but the role of unfavourable environmental effects can not be excluded. Other scientists argue that the primary cause is the acid deposition. It is also believed that damages unobservable until now can also occur. In this respect the unsufficient growth of young plantation due to the decrease of assimilation is mentioned. Taking into account that the future of the forests and the welfare of the society are in close relation a national and international cooperation is needed to stop forest damages.

⚹

Erdeink egészsége és a savas ülepedés. Magyarország területének 18%-át borítják erdők A társadalom figyelme az ipari fejlődés, a városiasodás nyomán egyre nagyobb mértékben fordult az erdők felé. Megnőtt az erdőkkel szemben támasztott gazdasági, környezetvédelmi, üdülési és turisztikai igény. Az ország faellátását a hazai erdők teljes mértékben nem tudják kielégíteni annak ellenére, hogy az elmúlt 40 év folyamán az erdőterület több mint fél millió ha-ral növekedett, a fakitermelés pedig közel megháromszorozódott. Az ökológiai adottságok elsősorban a lombos fafajok termesztésére (bükk, tölgyek, gyertyán stb.) nyújtanak kedvező lehetőségeket. Ezek alkotják a természetes, őshonos erdőket, amelyek a legstabilabb erdészeti ökoszisztémák. Önszabályozó képességük rendkívül magasfokú. Az ember, a társadalom az erdőtől egyre nagyobb mértékben várja környezetének védelmét, javítását. Ezzel szemben nem fordít kellő gondot a környezeti ártalmakkal szembeni védelmére. A világ és főleg Európa erdei szenvednek a légszennyezéstől, a savas ülepedés miatt bekövetkezett károsítások sorozatától. A legnagyobb a pusztulás az európai fenyőerdőkben, amelyek savanyú kémhatású (4,5—5,5 pH) talajokon állnak. Szenvednek ezek mellett a lombos erdők is. Hazánkban a legnagyobb a kár az őshonos tölgyesekben, elsősorban a hegy- és dombvidéki (Északi-hegyvidék) kocsánytalan tölgyállományokban. Közel egy millió m^3 fa pusztult el, a kár egymilliárd Ft körül van. A fák elhalásának okát több intézmény vizsgálja. A kutatási eredmények egyértelműen nem bizonyították a légszennyezés

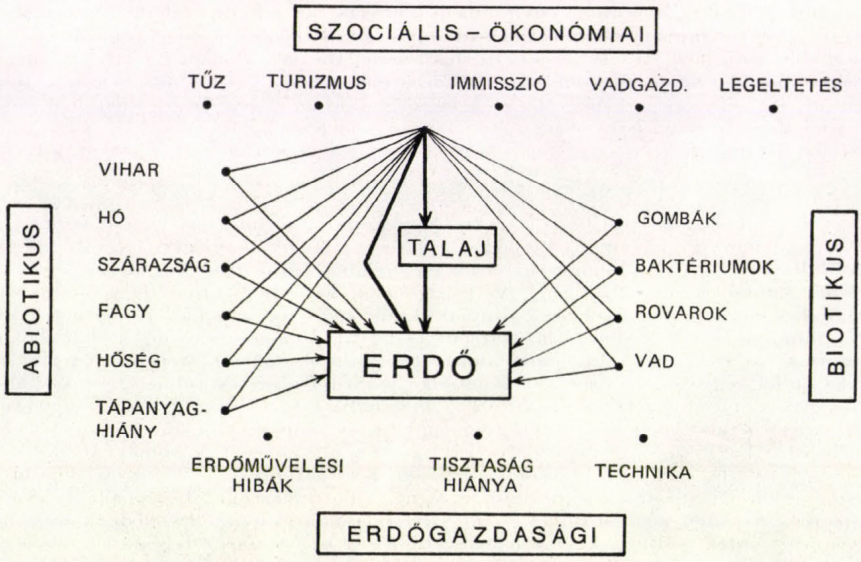
elsődleges szerepét ezen betegség kiváltásában. A ceratocystis gombákat jelöli meg a kutatók egy része fő károsítóként, de nem veti el a kedvezőtlen környezeti hatások szerepét sem. Más kutatók a savas ülepedést tekintik az elsődleges oknak. A mérhető károkon kívül számos olyan is előfordulhat, amelyet ma erdeink észrevehetően még nem jeleznek. Ezek közé tartozik például a fanövekedés visszaesése az asszimiláció intenzitásának csökkenése miatt. Az erdők jövője és a társadalom jóléte szoros összefüggésben van egymással. Általános hazai és nemzetközi összefogás szükséges a károk megszüntetése érdekében.

⁂

1. *A környezet és az erdők egészsége*

Természeti környezetünk alkotói között az erdőnek nélkülözhetetlen szerepe van. Ugyanakkor a gazdasági élet számos területe sem nélkülözheti a kitermelt fát, mint nyersanyagot. Akár a környezet védelmét, akár a gazdasági életben való jelentőségét tekintjük az erdőnek, egyaránt kiemelt tényezőnek kell tartanunk az egészségi állapotát, amelyet kedvező szinten kell tartanunk ahhoz, hogy a társadalom által támasztott növekvő igényeket kielégítse. Az emberek egészsége, az élet minősége is függ attól, hogy milyen egészségesek az erdők. Ezért kell elsőbbséget biztosítani azoknak a tennivalóknak, amelyek az erdők egészségét megóvják, a betegségeket megelőzik, illetve megszűntetik. Tekintettel a fák több évtizedes vagy évszázadon túli korára, az erdészetnek ezen a téren is az előrelátás elve alapján a veszélyhelyzeteket jelentkezésükkor le kell küzdenie. A károk okát fel kell deríteni és az okozót felelőssé kell tenni a károk helyreállításáért.

A környezeti tényezők romlásával csökkent az utóbbi évtizedek folyamán az erdők egészsége, ellenállóképessége. Több kontinens és számos ország területén észleltek fapusztulásokat. Különböző okait vizsgálták ennek, míg kialakult az álláspont, amely szerint mindenekelőtt az ökológiai összefüggéseket kell feltárni és a veszélyforrásokat számba venni megkülönböztetett figyelemmel a levegő, a víz és a talaj szennyezettségére. Ennek alapján kell felkészülni a várható problémákra úgy, hogy az erdészeti termelésfejlesztés,



1. ábra: Az erdei ökoszisztéma megterhelése, rizikófaktorok, kórokozók (*Kastner* nyomán)

a technikai feladatok megoldása környezetkímélő legyen. Az erdei ökoszisztémát az *1. ábra* szerint sokféle megterhelés éri. Ezek együttes hatását kell mérlegelni és intézkedni akkor, ha a fák egészségét fenyegetik.

Az ökológiai rendszerben az erdő fái a talajból veszik fel táplálékukat kapcsolatba kerülve a vízzel, a különböző talajorganizmusokkal, törzsük és a levélzetet hordozó koronájuk a légtérben áll, ahol közvetlenül hat rájuk a légszennyezés, a savas ülepedés. Az erdészek egy évszázada már felhívták erre a figyelmet. A probléma súlya azonban csak az elmúlt évtizedben nőtt olyan mértékűvé, hogy az emberiség felfigyelt rá. Tekintettel a téma összetettségére, a savas ülepedésnek tulajdonított károk ismertetése előtt az erdők helyzetét a jobb áttekintés miatt szélesebb körűen ismertetem.

2. *Az erdő mint ökoszisztéma és az antropogén hatások*

Az erdei ökoszisztéma a legbonyolultabb környezeti rendszerek közé tartozik. Élő és élettelen alkotóelemeinek gazdag változatossága olyan komplexumot alkot, amelyre a nagyarányú önszabályozó képessége révén általában a stabilitás jellemző. Abban az esetben, ha az alkotóelemek egymás közötti hierarchikus rendszerét a környezetből olyan mértékű és jellegű zavaró hatások érik, amelyet az erdei ökoszisztéma az önszabályozás útján nem tud kiegyenlíteni, súlyos károk következhetnek be. Ezek megakadályozhatják az erdőgazdálkodással szemben támasztott társadalmi igények teljesítését.

Az erdő a bioszféra alkotórésze, nemzeti vagyon, a nyersanyagtermelés egyik forrása, a környezet védője és alkotója, a munkában megfáradt ember felüdülésének hatékony segítője. Szolgáltatásainak, fatermőképességének az ökológiai potenciál teljes kihasználása jelenti a felső határát. Az anyagi és a nem anyagi jellegű termékeket a társadalom folyamatosan várja az erdőtől, ami a tartamosság megteremtésének kiemelt követelményét támasztja a szakemberekkel szemben. Az erdővel gazdálkodni kell, ami együtt jár az antropogén hatások növekedésével. Az emberi beavatkozás a termelési célkitűzések érdekében a természet szerinti követelményeknek megfelelően kell, hogy történjen.

A világ erdeiről az *I. táblázat*, a mérsékelt égövi erdőkről a *II. táblázat* nyújt áttekintést. A föld területének mintegy 30%-át borítják erdők, amelyek 67%-a fenyő. Ezt a légszennyezés kedvezőtlen hatása miatt kell kiemelni, valamint azért, mert a fenyvesek túlsúlya igen sok helyen az ember helytelen gazdasági beavatkozása miatt alakult ki.

I. TÁBLÁZAT

A világ erdei földrajzi régiók szerint (1980)

Régió	Erdőterület (millió ha)	Erdősültség, %
1. Európa	156	28,9
2. Szovjetunió	792	35,5
3. Észak-Amerika	579	31,6
4. Latin-Amerika és a Karib térség	993	49,2
5. Ázsia és a Csendes-óceán vidéke	602	17,6
6. Afrika	734	25,0
Összesen	3856	29,7

Az emberi beavatkozások egyik csoportja a gazdálkodás, amely a legtöbb esetben kedvező az erdőre nézve. A második csoport már nem céltudatos, hanem olyan másodlagos beavatkozásnak tekinthető, amikor más elsődleges, főleg ipari célú tevékenység következménye hat az erdőre. Ide kell sorolni az *erdők területének* egyéb érdeket szolgáló igénybevételét, amelynek következtében a világ erdei évente több, mint *10 millió ha-ral csökkennek.*

II. TÁBLÁZAT

A világ mérsékelt övi erdei

Régió	Összes erdőterület (ezer ha)	Lombos erdők területe (ezer ha)	Fenyőerdők területe (ezer ha)
1. Európa	156 413	55 078	101 335
2. Szovjetunió	791 648	197 000	593 748
3. Észak-Amerika	578 900	188 200	390 700
4. Latin-Amerika (mérsékelt)	36 335	34 698	1 637
5. Dél-Afrika (mérsékelt)	20 965	20 254	711
6. Kelet (mérsékelt)	29 817	12 979	16 838
7. Ázsia (mérsékelt)	149 380	46 700	102 680
8. Óceánia (Ausztrália, Új-Zéland)	51 600	42 420	9 180
Összesen:	1 815 058	598 229 (33%)	1 216 829 (67%)

A másodlagos beavatkozásokat elsősorban *a légszennyeződés*, valamint a belőle fakadó további környezeti ártalmak jelentik. A kén-dioxid, a nitrogén-oxid, a korom, a por és egyéb füstgázok, illetve ezeknek a légköri nedvességgel alkotott vegyületei okozzák napjainkban a legkedvezőtlenebb hatást, amelyet közvetett emberi beavatkozásnak is felfoghatunk. A savas esők ülepedése a műemlékek, a természeti értékek, az erdők pusztítása miatt Európa rémeivé váltak.

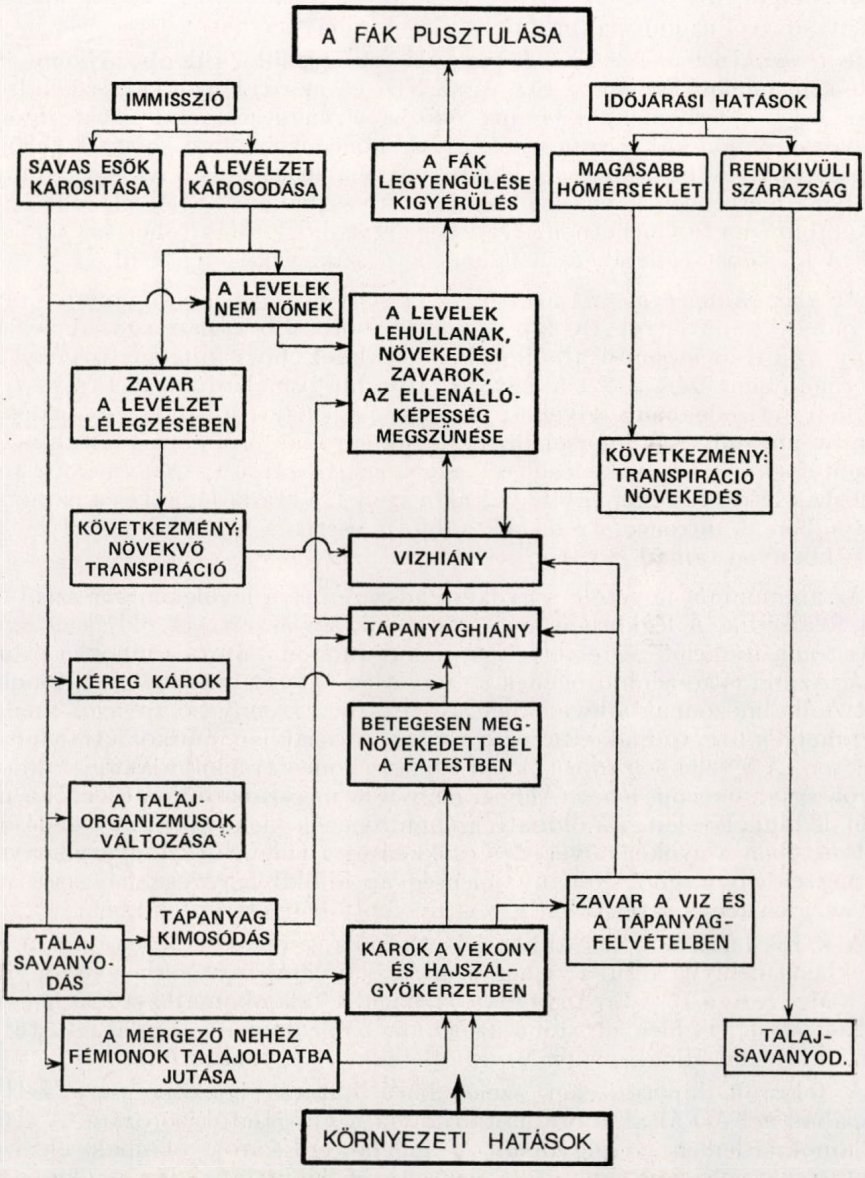
Az immisszió és az időjárási hatások a *2. ábrán* feltüntetettek szerint együttesen olyan sokféle zavart okozhatnak az erdő fáinak az életműködésében, amelynek a végső következménye a fák pusztulása lehet.

Az elmúlt években a sajtó és a rádió egyaránt kiemelt figyelmet szentelt az európai erdőpusztulásnak. Az NSZK erdeinek több, mint az egyharmada beteg. A jegenyefenyvesek és a lucosok pusztulnak elsősorban, míg a tölgyesekben és a bükkösökben 8—10%-ra becsülik a kárt. Ausztriában főleg az utóbbi évben nőtt a fenyvesek psuztulása. A svájciak az erdők érdekében is tervezik a gépkocsik által kibocsátott füstgázok káros hatását mérsékelni. Norvégiában kisebbek az erdőkárok, de súlyos jelenségeket idézett elő az egykor tisztavízű tavakban a savas eső és ülepedés. Lengyelországban a fenyő, Csehszlovákiában a fenyő és a tölgy erdők pusztulása okoz számottevő gondot. Kanadából, az USA-ból és más kontinensekről is érkeznek az előbb felsoroltakhoz hasonló tudósítások. Mindezekhez járulnak még azok a hó- és viharkárok, valamint biotikus kártevők, amelyek évszázadok óta ismétlődnek ugyan, mértéküket tekintve viszont éppen a fáknak a légszennyeződésből fakadó fiziológiai legyengülése miatt érhettek el rekord mennyiséget.

Az erdőpusztulás leglényegesebb hipotéziseit a következők szerint lehet összefoglalni:

A savas eső hipotézis szerint az SO_2 és az NO_x reakcióba lép a napsugárzás segítségével az oxigénnel, vízzel, ill. a belőlük keletkezett szabad gyökökkel,

így savas esők jönnek létre (vagy savas aeroszol részecskék), amelyek durván károsítják az élővilágot. A Mg, K és Mn kioldódik a talaj felső gyökérzónájából és a károsított levelekből. Ugyanakkor az Al, Mn és más fémek toxikus koncentrációt érnek el. Ez a gyökér- és részben a mikorrhiza- rendszert károsítja. A növény tápanyagfelvétele csökken. A káros hatások száraz időjárás esetén a savak és az alumínium koncentráció-növekedése miatt fokozódnak.



2. ábra: A fák pusztulásához vezető környezeti hatások (AFZ nyomán)

Az ózon hipotézis a fák levelén észlelt és az ózon által okozott káron alapszik. Az O_3 akkor képződik, amikor NO_x-ok és szénhidrátok bonyolult kémiai reakciókba lépnek erős napfény mellett, amikor az ultraviola sugárzás értéke meglehetősen magas. A keletkező oxidánsok közvetlenül károsítják a faleveleket, elvékonyítják a levelek sejtfalát, amelynek következtében a károsult sejt tápanyagot veszít. A levelek — többek között Mg hiány miatt — sárgulnak, a gombák és a rovarok támadásának kevésbé tudnak ellenállni. Ezeken túlmenően az SO_2 és az NO_x szinergikus hatásai is közrejátszanak a levelek károsításában. Az SO_2 és az NO_x rendszerint nem okoz olyan jelentős mértékű károkat, amivel az európai erdőpusztulások magyarázhatók lennének.

A stressz hipotézis szerint a fapusztulásért egyedül a különböző szennyezők egyike sem felelős, hanem az SO_2 és az NO_x-el, az oxidánsokkal, szénhidrogénekkel és a nehézfémekkel együtt okozza a mérgezési reakciókat. Ezek a szennyezők külön-külön nincsenek olyan koncentrációban, hogy a jelenlegi közép-európai és skandináv erdőkárok okozói lehetnének. Az egyes fafajok különböző mértékben képesek elviselni a stresszhatásokat. A felsorolt tényezők kombinációi teremthetnek olyan helyzetet, hogy a fák teherviselőképességének a küszöbét túllépik és a fa megbetegszik, vagy elpusztul.

Az ammónium hipotézis arra épül, hogy a nitrogén ammónium és nitrát formájában a növények, a fák egyik legfontosabb tápanyaga. A legtöbb növény az evolució során alkalmazkodott ahhoz, hogy nitrogénszegény környezetben éljen, ezért a N-t a legváltozatosabb formában kutatja és veszi fel. Az elmúlt évtizedekben a felvehető N mennyisége a levegőben és a csapadékban egyaránt megnőtt. A mérsékeltövi észak-európai erdőkben váltak a fák „túltelítettekké". Növekedésük gyorsult, nagy számú és nagyméretű sejteket hoztak létre. Fogékonyabbá váltak a széllel, a szárazsággal és a paraziták-kal szemben. A nitrogén stressznek e fajtája esetén a belső hormonegyensúlyban is könnyen támad zavar.

Az ammónium felvétele a gyökérrendszeren és a leveleken keresztül egyaránt fokozódik. A légkörben levő erős savak a viaszréteget oldják és zavarják a stóma funkciót. A felvett N átalakul ammóniummá, aminokká és amidokká. Az oldható szénhidrogének a szervetlen N-vegyületekkel és H-ionokkal együtt felhalmozódnak a levelekben. Növekszik a szennyező anyagok mennyisége, amelyek nem tudnak eltávozni a száraz időszakban, amikor a transpiráció lecsökken. A levelekben és a tűkben toxikus koncentrációk alakulnak ki, ami a károk egyik okozója lehet. Ahhoz, hogy a fa megszabaduljon ezektől a mérgektől, ledobja leveleit. Az oldható szénhidrogének mennyiségi növekedésének következtében a gyökér-növekedés csökken és a tűlevelűek fagyérzékenysége nagymértékben megnő. Néhány jelenség az alföldi fenyvesekben arra utal, hogy az idei kemény tél talán így is nyomott hagyott erdeinkben.

A káros hatások főleg akkor jelentkeznek, amikor a N a talajban és a levelekben túlsúlyba kerül a vízhez és más ásványi tápanyagokhoz viszonyítva, mint a Mg, K és a P. A tápanyagban gazdagabb talajokon álló erdők nagyobb N feltöltődést viselnek el, mint azok, amelyek alacsony tápanyagtartalmú, száraz talajokon állnak, vagy N vegyületekkel trágyázták őket.

A felsorolt hipotéziseket széles körű kutatás igazolja vagy veti el. Európában a FAO által koordináltan folyik a vizsgálatok sorozata. A KGST tagállamok erdeiben is felgyorsult a fellépő erdőkárok okainak elemzése. Amint látjuk, soha nem tapasztalt nemzetközi együttműködés van kialakulóban az erdészek között az erdők védelme érdekében.

Ökológiai alapon vizsgálva valamennyi kedvezőtlen környezeti hatást, megállapítható, hogy a kárláncolódás folyamatát elindító abiotikus tényezők a *biotikus* károsítók tömeges fellépését is elősegítették. Gombák, rovarok serege támadhatta szomorú eredménnyel a korábban virulens fákat. Ezek elszáradva gazdaságilag csökkent értékűvé váltak, vagy a szaprofita gombák részére szolgáltak tápanyagként. Ilyen például a Mazuri tavak környékén fellépett apácalepke által okozott kár, amely az erdei fenyvesekben végzett hatalmas pusztításokat.

Ezek után részletesebben szeretném kifejteni azt a helyzetet, amely a magyarországi erdők egészségi állapotát jellemzi. A probléma átfogó értékelése miatt először röviden ismertetem erdőgazdalkodásunk eredményeit és céljait, majd erre építve az erdőkben felmért károkat, a tett és tervezett intézkedéseket.

3. *Erdeink területe, összetétele és az erdőgazdálkodás*

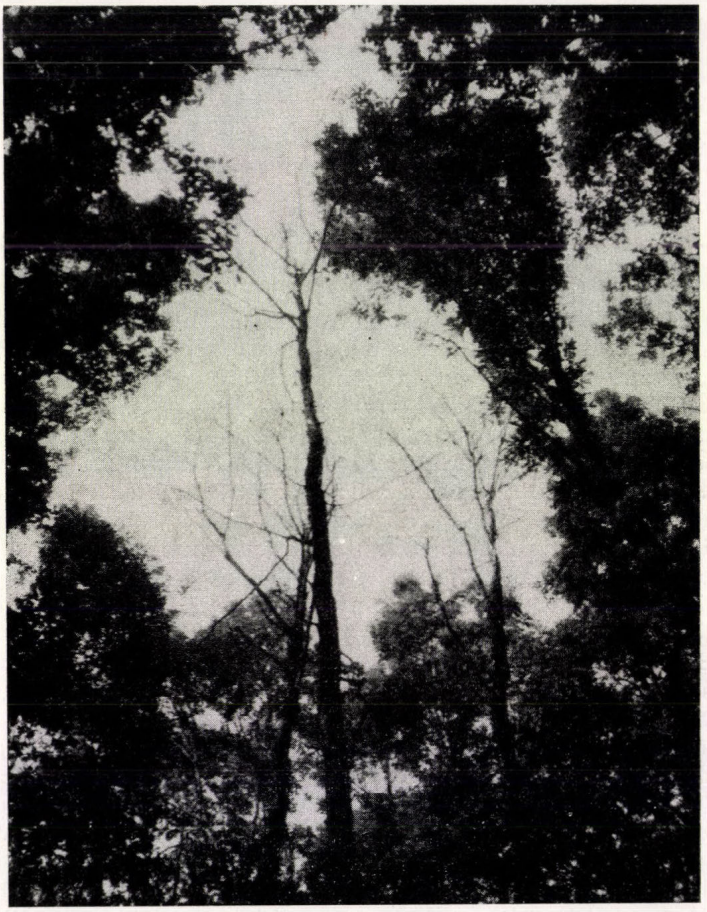
Az első világháború után a korábbi 7,4 millió ha-ról 1,2 millió ha-ra csökkent erdőterületünk, amelyben az állami erdők aránya alig haladta meg az 5%-ot. A második világháborút követő felszabadulás után az erdők 90%-a került állami tulajdonba és megkezdődött az elmaradt erdőfelújítások és a rontott erdők felszámolása, majd az új erdőtelepítések programja. Ennek köszönhetően az erdősítések területe jóval meghaladta a negyvenéves időszak folyamán az 1 millió ha-t. Az erdőterület is több, mint fél millió ha-ral növekedett. Ennek köszönhetően az erdőgazdálkodással hasznosított terület jelenleg 1,76 millió ha, amelyből 1,5 millió ha-t borít faállomány.

A termőhelyi adottságok nálunk a lombos fafajoknak kedveznek. Természetes erdeinket a tölgyek, a cser, a gyertyán és a bükk alkotják. Erdeink fafaj-összetételében a tölgyek 23%-kal, a cser 11,9%-kal, a bükk 6,7%-kal, az akác 18,1%-kal, a nyárak 10,5%-kal a fenyők 15,1%-kal szerepelnek. Az őshonos fafajok aránya némileg meghaladja az 50%-ot. Kedvezőnek kell elfogadni ezt azért, mert a több, mint félmillió hektáros erdőterület-növekedés az ország leggyengébb termőhelyű vidékein (Alföld, veszprémi kopárok stb.) jött létre. Érdemes itt még arra is utalni, hogy Európa erdeinek 53%-a, a szovjet erdők 76%-a, Csehszlovákia eredeinek 70%-a és a romániai erdők 25%-a fenyő. Mindezek ellenére a faellátás gondját a fenyő hiánya jelenti. Viszont a savas ülepedés ismereteink szerint elsősorban a fenyőket károsítja Európában. Ki kell emelnünk erdeink állapotáról azt, hogy a faállományoknak mintegy a fele 30 évesnél fiatalabb. Ez természetes, hiszen több, mint 1 millió ha új erdősítést végeztünk közel négy évtized alatt. Nyilván az idősebb korú erdők aránya jelentősen kisebb ennél. A fák pusztulása a kortól függetlenül jelentkezik.

Az erdőterület és az élőfakészlet, valamint a fanövedék jelentős gyarapodása lehetővé tette a fakitermelés számottevő emelését. A felszabadulást követő évi 3 millió m^3-es fakitermeléssel szemben ma már 8 millió m^3 fát termelünk ki évente, amely az ezredfordulón várhatóan 9 millió m^3 körül lesz. Ezt a kitermelést 10 évre szóló erdőtervek országos adatai és erdőrészletekig lebontott felmérése alapján határoztuk meg, előírva az újratermelés fafajait és módszereit. A bekövetkezett fapusztulások ezt a tervszerű munkát helyenként akadályozzák és megváltoztatták.

A fakitermelés, a faellátás és a faexport az erdészeti gazdasági eredmények közvetlenül mérhető tényezői. Köztudott, hogy ezeken kívül számos

más közjóléti szolgáltatást is nyújtanak az erdők. Környezetünk védelmét, a turisztikát és az üdülést közvetlenül a hazai erdőterület 20%-a szolgálja. Természetesen az összes erdőnek van ilyen jellegű funkciója annak ellenére, hogy elsősorban fatermelést szolgál. Mintegy 25 millió ember látogatja évente erdeinket, parkerdők, természetvédelmi területek és egyéb erdőállományok



3. ábra: Pusztuló tölgyek a Pilisben (*Solymos* felv.)

sora igazolja azt, hogy a nem anyagi jellegű szolgáltatások szerepe az erdészet területén rendkívül gyors ütemben növekszik. Megnőtt a társadalmi igény ezek iránt, valamint az a figyelem, hogy a társadalom erdeink állapotát, egészségét kíséri. A többcélú feladat ellátására, az emberi környezet hatékony védelmére csak az egészséges erdők képesek. Hazánk erdei annyi oxigént bocsátanak a légkörbe, mint amennyi 30 millió ember számára elégséges.

4. *Magyarország erdeinek egészsége és a környezeti ártalmak*

Az erdőtől elvárjuk környezetünk védelmét és javítását. Közben a környezeti ártalmak a mi erdeinket sem kímélik. Az elmúlt évtizedekben többször

lépett fel kisebb nagyobb fapusztulás és megbetegedés nálunk is, miként a világ többi erdejében. Ez nem volt kirívó és ismeretlen jelenség.

A tölgypusztulás és a fenyőkárok. Az utóbbi években azonban különlegesnek mondható helyzet alakult ki *a hegy- és dombvidéki kocsánytalan tölgyesekben*, amelyeket korábban a legstabilabb erdőállományoknak tartottunk.



4. ábra: A tölgypusztulás helyenként az erdészeti csemetekertekben is károsítja a facsemetéket (*Solymos* felv.)

Ennek az őshonos fafajnak a kiemelkedően szép példányai váratlanul száradni kezdtek, majd később csoportosan pusztultak el, amint a *3. ábrán* látható. A jelenség észlelésekor megkezdődött az elhalt fák kitermelése és a károsodás okának kutatása. Az egyetemek és a kutató intézetek által végzett vizsgálatok végleges eredményt nem hoztak ugyan, de a probléma többirányú megközelítése előzetesen kétféle megállapításra nyújtott lehetőséget. Az ökológiai tényezők széles körű vizsgálatának eddigi eredménye szerint a savas ülepedés, a talaj kémhatásának és a nehézfémek talajoldatbéli koncentrációjának kedvezőtlen alakulása, a szárazság, a gombák és rovarok fellépése, valamint a gyökerek és a mykorrhiza gomba kapcsolatok megszűnése együttesen okozták első és másodlagos károsítóként a fapusztulást. A másik megközelítésben kutatóink vizsgálták a szomszédos országokban és a korábbi tölgypusztulások folyamán tapasztaltakat. A több tényező hatását elismerve elsősorban a „ceratocistis" gombák fellépését tekintik döntő hatásúnak.

A károsítás e tölgyesekben még nem állt meg, bár némileg mérséklődött. Helyenként a csemetekertekben is megjelent. A *4. ábrán* látható tölgycsemeték egy része beteg.

Erdőterületünknek mintegy a 10%-án állapítottunk meg különböző

okból származó károsodást. 7,5%-ot ebből a kocsánytalan tölgyesekben bekövetkezett pusztulás tesz ki. Ennek a betegségnek van egy nehezen magyarázható tényezője. Mégpedig az, hogy az őshonos, természetes erdőtípusokban és nem a kultúrerdőkben lépett fel. Némileg hasonló a helyzet a termőhelyükön álló osztrák és NSZK-beli jegenyefenyvesekkel és lucosokkal is. Nálunk a lucfenyő állományokban ilyen jellegű károsodást nem tapasztaltunk.

5. *Terveink az erdők egészségének megóvására, a károk csökkentésére*

Az erdészek eddig sem nézték tétlenül a környezeti ártalmak okozta károkat. A következő időszakban is arra törekszenek, hogy mielőbb megszűnjön vagy mérséklődjön ez a nem kívánatos károsodás. Az eddigi és a tervezett intézkedések elsősorban arra vonatkozhatnak, ami az erdőgazdálkodástól függ. Az immisszióból fakadó környezeti ártalmak ellen nyilván nem elegendők az erdészeti törekvések. Ezen a téren országos és nemzetközi összefogásra van szükség.

Az erdőgazdálkodáson belül erdeink egészségi állapotának kedvező szinten tartása érdekében a következőket tervezzük:

Növeljük a természetszerű erdőgazdálkodás mindazon elemeit, amelyek a stabil erdei ökoszisztémák létrehozását és fenntartását elősegítik. Az ökológiai alapokat figyelembe véve az erdészet többcélú feladatainak megoldása során a biológiai, a termőhelyi tényezők elsőrendű szerepét tovább erősítjük.

Létrehoztuk az erdők egészségi állapotáért külön felelősséggel tartozó erdővédelmi szervezetet az erdőgazdálkodók, az erdőtervezők és az erdőfelügyelők körében. Az állami erdőfelügyelőségek az erdővédelem területi felelősei.

4×4 km-es hálózatban az egész ország erdeire kiterjesztjük a rendszeres megfigyelést. Ezenkívül hét olyan kiépített állomást hozunk létre, ahol átfogó vizsgálatokat végzünk az OMSZ Központi Légkörfizikai Intézetével együttműködve.

A kármegelőzés elsőrendű feladatán túl a bekövetkezett károk leküzdésére a szükséges eszközöket rendelkezésre bocsátjuk, együttműködve a MÉM Növényvédelmi és Agrokémiai Állomásaival.

Kiemelten fejlesztjük az erdővédelmi kutatásokat úgy, hogy bővítjük az interdiszciplináris kapcsolatokat és ezen túlmenően az erdészeti kutatás valamennyi témakörében megkülönböztetett figyelmet szentelünk az erdők egészségi állapotát illető vonatkozásoknak. Javítjuk az erdő-higiéniai követelmények teljesítését.

Széles körű társadalmi összefogást szorgalmazunk az erdők érdekében, amelynek egyik eseménye, hogy 1985 nálunk is az erdők éve volt.

Az ismertetett káros környezeti hatások, a savas ülepedés, ma már egész társadalmunk és ezen túlmenően egyre inkább az egész emberiség gondját jelentik. A bioszféra kedvező állapotát az emberi jólét és az ember fennmaradása szempontjából egyaránt fenn kell tartani, vagy helyre kell állítani. Ezért lép ki gondjaival az erdészet is az erdők kereteiből, hogy a társadalom figyelmét erdeink egészsége felé fordítsa. Egészségünk védelméhez hozzátartoznak az egészséges erdők is. Természeti környezetünk csak akkor tartható a megkívánt szinten, ha a környezeti ártalmak erdőt-mezőt károsító forrásait megszűntetjük.

Egy kínai mondás szerint az erdő lassan nő és csendben pusztul el. Nap-

jainkban különös aktualitása van ennek, mert a savas ülepedés károsítja erdeinket, amelyek csendes elhalása után már késői a megdöbbenés. Idejében kell a bajokat orvosolni, mert a pusztuló növény- és állatvilág utolsó láncszemeként az ember következik. Ezért meg kell teremteni az előfeltételeit annak, hogy a lassan növő erdők ne csendben pusztuljanak, hanem egészséges erdők szolgálják az emberiséget, tegyék szebbé és boldogabbá a Földet! Az erdészek ennek a megvalósítására törekszenek együttműködve mindazokkal, akik e célt szolgálni kívánják.

PÁLYÁZATI FELHÍVÁS!

Az osztrák Meteorológiai és Geodinamikai Intézet igazgatóhelyettese: *Dr. F. Neuwirth*, 1985 szeptemberében Budapesten magyar kollégákkal tárgyalt a magyar – osztrák kutatási együttműködésről. Ez alkalommal felajánlotta, hogy a Prof. *Gerhart Schinze*-ről elnevezett díjra magyar meteorológus kutatók is pályázhatnak, s egyben kérte, hogy lapunkban a pályázati feltételeket tegyük közzé.

SCHINZE-DÍJ, 1988: 1988-ban másodszor ítélik oda a *Gerhart Schinze* professzor által 1984-ben (Lions Club, Lungau, Ausztria) alapított díjat. G. Schinze röviddel halála előtt közölt kívánsága szerint a pályamunkák német nyelven nyújtandók be, és a szinoptikus időjárási térképek analízise során alkalmazott légtömegméretű munkamódszerek modern meteorológiai kutatásával foglalkozzanak. Tehát a pályamunkáknak – bár tematikájuk nincs szigorúan behatárolva –, elméleti vagy gyakorlati vonatkozásban kell állniuk a légtömegszinoptikával. Lényeges, hogy a szinoptikus analízisre kidolgozott munkamódszer amellett, hogy természetesen túlmegy a jelenleg használatos numerikus módszereken, az időjárás előrejelzéséhez feltétlenül szükséges, a meteorológus munkájának nélkülözhetetlen eszköze legyen és ezen a területen jelentős előrehaladást eredményezzen.

A Schinze-díj 50 000 osztrák schilling elnyerését jelenti, amely összeget az odaítélő bizottság saját megítélése szerint egy összegben, vagy két munka között egyenlő arányban megosztva adja ki. A fenti összeg egy (kisebb) része publikációs célra is felhasználható.

Az odaítélő bizottság tagjai: Elnök: dr. Heinz *Reuter*, nyug. egy. tanár, a ZAMG nyug. igazgatója – Tagok: dr. Konrad *Cehak* egy. tanár, dr. Helmut *Pichler* egy. tanár, dr. Peter *Steinhauser* egy. tanár, a ZAMG igazgatója.

A pályaműveket legkésőbb 1987. december 31-ig kell az alábbi címre eljuttatni:

Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik,
Hohe Warte 38, A–1190 WIEN

Már megjelent munkák különlenyomatai is benyújthatók.

Hibaigazítás: A folyóiratunk 1986/1. számának 14. oldalán kezdődő cikk egyik szerzőjének neve hibásan jelent meg. A név helyesen: HAMED, A. F.

SZERZŐINK FIGYELMÉBE

Az IDŐJÁRÁS célja az elméleti és alkalmazott meteorológia tárgykörébe tartozó tanulmányok publikálása. A tanulmányok új kutatási eredményeket tartalmazó beszámolók, illetve adott szakterület időszerű kérdéseit összefoglaló kritikai szemlecikkek lehetnek. A közlés nyelve: magyar vagy angol. A kettes sortávolsággal gépelt kéziratok két példányban küldendők be a következő címre: **Időjárás Szerkesztősége 1525 Budapest, Pf. 38.**

A kéziratokat a szerkesztőbizottság lektoráltatja. A lektor nevét a szerzővel nem közöljük. A kéziratnak a következő formai igényeket kell kielégítenie:

Címrész: Tartalmazza a tanulmány címét, a szerző(k) nevét, munkahelyét és ez utóbbi pontos címét.

Összefoglalás: Külön oldalakon, magyar és angol nyelven, tartalmazza a kutatás célját, módszerét és a kapott eredményeket.

Szövegrész: Alcímekkel értelemszerűen fejezetekre tagolandó.

Irodalmi hivatkozások: Szövegben a hivatkozás tartalmazza a szerző(k) nevét aláhúzva és a publikálás évét. Pl. egyetlen szerző esetén: *Róna* (1909), vagy ha a szerző neve a szövegbe nem illeszthető be: *(Róna,* 1909); két szerző esetén: *Gamow* és *Cleveland* (1973); több szerző esetén: *Bacsó* et al., (1953). Ha adott szerzők ugyanazon évben publikált több cikkére hivatkozunk, akkor az évszámhoz *a, b* stb. betűket írunk. Az irodalom felsorolása a **cikk végén a** szerző(k) neve szerinti betűrendben történik. Folyóirat esetén: szerző(k) neve, évszám, a cikk címe, a folyóirat neve, kötetszám, kezdő és befejező oldalszám. Pl.: *Dési, F.*, 1955: A meteorológiai kutatás időszerű kérdései. *Időjárás 57*, 65–70. Könyv esetén: Szerző(k) neve, évszám, könyvcím, kiadó, megjelenés helye. Pl. *Junge, C. E.*, 1963: *Air chemistry and radioactivity*. Academic Press, New York and London.

Ábrák: A kézirat első példányához az ábrákat pausz- vagy mm-papíron, a másodikhoz az eredeti ábrák másolatát kell csatolni. Az ábrák aláírásait külön lapon kell mellékelni. Fényképek fekete-fehér színben, fényes, kontrasztos minőségben nyújthatók be.

Táblázatok: A táblázatokat római számozással, szövegükkel együtt, külön lapon kell mellékelni.

Matematikai formulák és jelölések: A nem latin betűket és kézzel írott jeleket a margón ceruzával írt magyarázattal kell ellátni.

A szerzők megjelent tanulmányukért tiszteletdíjat és térítésmentesen 30 db **különlenyomatot** kapnak. Több különlenyomat a szerző költségére a kézirat elküldésével egyidejűleg **rendelhető.**

NOTES TO THE AUTHORS

The purpose of IDŐJÁRÁS is to publish papers in the field of theoretical and applied meteorology. These may be reports on new results of scientific investigations or critical review articles summarizing current problems in certain subject. Authors may be of any nationality but papers are published only in Hungarian or English. Two copiees of the manuscripts, typed with double space, should be sent to the **Editorial Office of Időjárás. Address: Budapest, P. O. B. 38, H-1525, Hungary.**

Papers will be subjected to constructive criticism by unidentified referees.

The manuscript should meet the following formal requirements:

Title: Should contain the title of the paper, the name(s) of the author(s) with indication of the name and address of employment.

Abstract: Should contain the aim, method and conclusions of the scientific investigation on a separate page.

References: The text citation should contain the name(s) of the author(s) underlined and the year of publication. In case of one author: *Róna* (1909), or of the name of the author cannot be fitted into the text: *(Róna,* 1909); in case of two authors: *Gamow* and *Cleveland* (1973); there are more than two authors: *Bacsó:* et al. (1953). When referring to several papers published in the same year by the same author, the year of publication should be followed by letters, *a, b* etc. At the end of the paper the list of references should be arranged alphabetically. For an article: the name(s) of author(s), year, title of article, name of journal, volume number, pages. E. g. *Dési, F.* 1955: Current problems of meteorological research. *Időjárás 57*, 65–70. For a book: the name(s) of author(s), year, title of book, publisher, place of publication. E. g. *Junge, C. E.*, 1963: *Air chemistry and radioactivity*. Academic Press, New York and London.

Figurens: Should be prepared entirely in black India ink upon transparent paper and be attached to the first copy of the manuscript; a copy of the original figures should be attached to the second manuscript copy. The legends of figures should be given on a separate sheet. Photographs of good quality may be provided in black and white.

Tables: Should be marked by Roman numbers and provided on separate sheets together with relevant captions.

Mathematical formulas and symbols: Non-Latin letters and hand-written marks should be explained by making marginal notes in pencil.

Authors are receiving 30 reprints free of charge. Additional reprints may be ordered at the authors expense when submitting the manuscript.

AZ ORSZÁGOS METEOROLÓGIAI SZOLGÁLAT FOLYÓIRATA

A szerkesztésért felel: dr. Szepesiné Lőrincz Anna

Szerkesztőség: 1024 Budapest, Kitaibel Pál utca 1.
Levélcím: 1525 Budapest, Pf. 38. Tel.: 353-500

Kiadja a Lapkiadó Vállalat, Budapest VII., Lenin körút 9—11. Telefon: 221-285. Levélcím: 1906 Budapest, Pf. 223.
Felelős kiadó: Siklósi Norbert vezérigazgató

86.0085 Athenaeum Nyomda, Budapest — Íves magasnyomás
Felelős vezető: Szlávik András vezérigazgató

INDEX: 26 361

HU ISSN 0324—6329