

A mezőgazdasági területekről a felszíni vizekbe kerülő foszforterhelések

I. Foszforforgalmi vizsgálatok értékelése

A foszfor a növények, az állatok és az ember számára egyaránt létfontosságú, esszenciális elem. Mint növényi makrotápelem, meghatározó a szerepe a növény életciklusában, energiaháztartásában, a gének és kromoszómák nukleinsav-szintézisében, a genetikai információ sejtről sejtre, magtól magig történő átvitelében.

A talajokban található alacsony koncentrációja és a csekély oldhatósága miatt a foszfort a növénytermelés kritikus tényezőjévé teheti (FILEP, 1988). A természetes ökoszisztémákban a foszfor felvehetőségét fizikai, kémiai és biológiai folyamatok határozzák meg. A talajokban az oldatba jutó foszfor mennyiségét a szorpció–deszorpció viszonyai, valamint az alapkőzet és az ásványok mállási folyamatai szabályozzák; ezért a mezőgazdaságban a nagy termékek biztosítása érdekében visszapótlására szükség van (NÉMETH, 1998).

Az 1950-es évekhez képest napjainkra nagyságrendekkel növekedett a világ mezőgazdaságának P-felhasználása. Az évtizedeken keresztül folytatott talajgazdagító P-trágyázás eredményeként talajaink könnyen oldható P-tartalma az agronómiailag indokolt szint fölé emelkedhet, melynek következtében nagyságrenddel megnövekedhet az erózió és felszíni elfolyás révén a felszíni, illetve lemosódással a felszín alatti vizekbe jutó foszfor mennyisége (FROSSARD et al., 2000). Mivel nagy területeket érint ennek veszélye, az utóbbi időkben az érdeklődés egyre inkább a foszfor környezetvédelmi vonatkozásai felé fordult.

A P-terhelés fokozhatja a felszíni vizek biológiai produktívképességét az eutrofizáció folyamatán keresztül. Ez a probléma a világ különböző régióiban található felszíni édesvizeit is érinti (SCHINDLER et al., 1971; SCHINDLER & FEE, 1974; SHARPLEY et al., 1994; FOY & WITHERS, 1995; TIESSEN, 1995). Az eutrofizáció alapvető vonása az elsődleges termelők (algák és magasabb rendű növények) termelésének fokozódása, amely biomasszájuk növekedésével jár együtt. Ez a folyamat korlátozhatja az érintett vizek ivóvízként, valamint az iparban történő felhasználását, illetve a környezet üdülőkörzetként való hasznosítását (CEC, 1992; USEPA, 1996).

Hazánkban az eutrofizáció kérdéskörének vizsgálata kiemelt jelentőségű legnagyobb édesvízi tavunk, a – nemzetközi összehasonlításban is nagyon sekély és ezért fokozottan sérülékeny – Balaton példáján. A Balaton eutrofizálódásának első jelei az 1950-es években jelentkeztek. Tápanyagforgalmi vizsgálatok szerint a Balaton fitoplanktonja is foszforlimitált (HERODEK et al., 1995). A tó rohamos eutrofizálódása az 1960-as évek végére tehető. A Balaton leginkább veszélyeztetett része a Keszthelyi-öböl volt, a vízminőség romlásának első látványos jelét, a kékalgák okozta vízvirágzást is itt figyelték meg először.

A Balaton védelmében több kormányhatározat is született, amelyekben elsődleges feladatként a Keszthelyi-medencébe jutó külső P-terhelés csökkentését határozták meg. A Kis-Balaton Felső Tározójának (Hídvégi-tó, I. ütem) megnyitásával (1985), a zalaegerszegi szennyvíztisztító telepen bevezetett kémiai foszfortalanítással (1991) és a Kis-Balaton védőrendszerében a II. ütem egy részének (Fenéki-tó 16 km² részterülete) üzembe helyezésével (1994) a Keszthelyi-öböl P-terhelése az 1990-es évek elejére jelentősen, mintegy felére–harmadára csökkent. Ennek következtében kb. ötéves késéssel, a 90-es évek közepe óta a fitoplankton-biomassza is mintegy harmada a korábbi értékeknek, és nem, vagy alig magasabb, mint a Siófoki-medencében (SISÁK, 2001).

A védelmi intézkedések hatását spontán folyamatok is erősítették. Erre az időszakra esik a rendszerváltást követő általános gazdasági visszaesés és a még súlyosabb mezőgazdasági termelési válság, amely során a Balatont körülvevő megyékben (Veszprém, Zala, Somogy) a felhasznált P-hatóanyag mennyisége drasztikusan visszaesett. Egyrészt az állatállomány jelentősen csökkent és emiatt kevesebb szerves trágya képződött, másrészt a P-műtrágyázás is néhány kg/ha/év szintre esett vissza (KOC SIS et al., 2001).

Napjainkban a műtrágyahasználat ismét növekedésnek indult és a mezőgazdaság fellendülésével várhatóan tovább növekszik. Az Európai Unióhoz való csatlakozásunk folyamatában várhatóan Magyarországon is prioritást kap a szerves trágyára alapozott biotermesztés. Különösen igaz ez a természetvédelmi területekre (Balaton-felvidéki Nemzeti Park). Megfelelő mennyiségű termés előállításához nagy szervestrágya-mennyiségre lesz szükség. Egy ilyen termesztési rendszerben a termést alapvetően a nitrogén felvehetősége határozza meg, a foszfor egyértelműen feleslegbe kerül. A szerves P-formák vízben való oldhatósága sokkal nagyobb, mint a szervetlen formáké, ezért az organikus termelési rendszerek vízminőségi hatása kedvezőtlenebb lehet, mint a műtrágyára alapozott rendszereknek (CHARDON, 1998). A szerves és szervetlen foszfor lemosódásának növekedése tehát egyaránt várható, ami veszélyezteti az eddig elért vízminőségi eredményeket. Elengedhetetlen egy környezetvédelmi P-vizsgálatra alapozott határértékrendszer kidolgozása, ami jelzi a P-terhelés kockázatát.

A hazai és külföldi tapasztalatok is azt mutatták, hogy – bár a pontszerű P-terhelések csökkentésével jelentősen mérséklődött a felszíni vizekbe jutó foszfor mennyisége és a tavak eutrofizációjának mértéke – a tavak továbbra is eutrófok maradtak. (Meg kell jegyeznünk, hogy általában szoros kapcsolat van a tavak külső P-terhelése és algásodása között, azonban az olyan sekély tavaknál, mint a Balaton, jelentős szerepe van a belső P-terhelésnek is.) A pontszerű külső P-terhelés megszüntetése után természetesen jelentősen csökkent az összes P-terhelés, ugyanakkor az összes P-terhelésen belül a diffúz, nem pontszerű külső P-terhelés részaránya relatíve növekedett, és a figyelem erre a P-terhelésre irányult. A diffúz terhelés döntő többsége mezőgazdasági eredetű foszfor-szennyezés.

A talajok P-állapota

A világ NPK-műtrágya felhasználásának változása

A világ NPK-műtrágya fogyasztásának alakulásáról tájékoztat az 1950–2000. évek között az 1. táblázat. A világ PK-felhasználása 1980-ig, a nitrogéné 1990-ig dinamikusan fejlődött. Az eddigi legnagyobb összes NPK-felhasználás 1990-hez kötődik, mely több mint 10-szerese az 1950. évinek. A 90-es évek elejétől a volt szocialista országok

1. táblázat

A világ NPK-műtrágya felhasználása (N–P₂O₅–K₂O millió t, 1950–2000)
(FAO Fertilizer Yearbooks, 1950–2000)

Évek	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Összes
1950	3,4	6,0	4,3	13,7
1960	12,8	10,8	7,8	27,8
1965	16,5	13,8	11,0	41,3
1970	28,7	18,9	15,5	63,0
1975	38,9	22,9	19,9	81,7
1980	51,2	31,1	23,9	112,2
1985	70,7	34,0	25,9	130,6
1990	79,1	37,3	26,9	143,3
1995	73,6	29,6	20,0	123,2
2000	84,6	34,0	23,0	141,6

gazdasági krízise, valamint a nyugat-európai országokban bevezetett környezetvédelmi szigorítások következtében mintegy 15 %-kal csökkent a NPK-felhasználás. 1995 után újabb növekedés tapasztalható.

Az Európai Közösség egyes országainak egyszerűsített P-mérlege jelzi a talajok P-feltöltődésének sebességét. A P-mérlegadatok értelmezéséhez ezentúl ismernünk kell az adott ország talajainak aktuális P-ellátottságát is. Tíz fejlett európai ország P-mérlegét, mint fontos környezeti indikátort, a 2. táblázatban tanulmányozhatjuk (SHARPLEY & LEMUNYON, 1997; STEÉN, 1997). Nyugat-Európában nagyon magas a foszforral jól-igen jól ellátott területek részaránya. Amennyiben csak a műtrágyával kijuttatott foszfort vesszük figyelembe, a legtöbb országban 10–12 kg P₂O₅/ha körüli volt a P-mérleg egyenlege, és csupán néhány országban volt 21 kg P₂O₅/ha körüli az egyenleg. Ha a szerves trágyával kijuttatott foszfort is figyelembe vesszük, ismerve a nyugat-európai országok – ezen belül is a Benelux államok – nagy állatsűrűségét, egészen más képet kapunk.

2. táblázat

Tíz fejlett európai ország P-mérlege (bevétel–kiadás) 1994–1995-ben
(STEÉN, 1997)

(Műtrágya – növényi felvétel)		(Szerves- + műtrágya – növényi felvétel)		
< 12	12–23	< 23	23–46	~ 92
kg P ₂ O ₅ /ha				
Ausztria Dánia Franciaország Németország Hollandia Norvégia Svédország	Finnország Görögország Írország	Ausztria Németország Svédország	Dánia Finnország Franciaország Görögország Írország Norvégia	Hollandia

Csak 3 országban marad a P-mérleg 21 kg P₂O₅/ha körüli, az országok nagy részében 23–46 kg P₂O₅/ha közötti, míg Hollandiában kiugróan magas, 92 kg P₂O₅/ha körüli volt ez a fontos környezeti mutató.

A környezetvédelmi intézkedések és gazdaságossági megfontolások eredményeképpen a P-műtrágyázás volumene az Európai Unió országaiban 1988 óta mintegy 40 %-kal csökkent. Ennek ellenére, mint látható, a P-mérlegek továbbra is pozitívak maradtak ezekben az országokban.

3. táblázat

Szerves- és műtrágya-felhasználás Magyarországon, 1931–2000
(KSH, FM STAGEK, AKII Informatikai Igazgatóság)

Év	Szerves- trágya, millió t/év	Műtrágya-hatóanyag				Mg. művelt területre* kg/ha/év
		N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Összesen	
		1000 t/év				
1931–1940	22,4	1	7	1	9	2
1951–1960	21,2	33	33	17	83	15
1961–1965	20,6	143	100	56	299	57
1966–1970	22,2	293	170	150	613	109
1971–1975	14,8	479	326	400	1.205	218
1976–1980	14,3	556	401	511	1.468	250
1981–1985	15,4	604	394	495	1.493	282
1986–1990	13,2	559	280	374	1.213	230
1991–1995	6.0	172	25	26	223	44
1996–2000	4.8	235	40	42	317	63

Megjegyzés: *szántó + kert + szőlő + gyümölcsös

Az NPK tápelemmérlegek alakulása Magyarországon a 20. században, hatásuk a talaj termékenységére

A hazai műtrágyahasználat alakulása. – Magyarország műtrágya-felhasználásában – az 1950–1960 évek átlagához viszonyítva – 1981–1985-ben mintegy 18-szoros növekedést regisztrálhattunk (3. táblázat). 1990-től, a műtrágyaár-támogatások teljes megvonásának évétől kezdve drámaian visszaesett a NPK-felhasználás: 1991–1995-ben az 1981–1985-ös szint 15 %-a, 2000-ben is csupán 22 %-a volt a fogyasztás. 1991 óta gyakorlatilag nincs PK-műtrágyázás hazánkban: a felhasznált mennyiség hektáronként 3–5 kg P₂O₅, ill. K₂O évente. A legújabb adatok szerint elmozdult a mélypontról a hazai műtrágyahasználat volumene.

A P tápelemmérlegek változásai. – A 4. táblázatban történeti áttekintést kaphatunk Magyarország mezőgazdaságilag hasznosított területének P-mérlegének változásairól.

A P-mérleg már az 1960-as évek elejével pozitívvá vált. Az 1970-es évek második felétől az 1980-as évek végéig tartó időszakban talajaink pozitív P-mérleg egyenlege tovább nőtt. Becslések szerint az 1960-as évek közepétől, az 1970-es évek elejétől 1990-ig talajaink átlagosan hektáronként 700–800 kg P₂O₅-dal gazdagodtak ezen időszak pozitív P-mérlegei következtében (CSATHÓ, 2002). Ez talajaink tápanyagtökéjének bővített újratermelését, feltöltődését eredményezte. Ez a folyamat az 1990-es évek ele-

4. táblázat

Hazai talajok átlagos P_2O_5 -mérlege az 1930-as évektől napjainkig, kg/ha mezőgazdasági területen (KÁDÁR, 1979, 1987, CSATHÓ, 1994)

Mérleg tételei	1932–1936	1960–1964	1971	1975	1984	1990	1991
Terméssel felvett	15	18	24	29	38	33	42
Visszapótlott							
Istállótrágyával*	7	7	8	9	8	6	6
Műtrágyával	–	12	37	63	66	20	4
Mellékterméssel	–	–	3	4	3	3	4
Összesen	7	19	48	76	77	29	14
Egyenleg	-8	1	24	47	39	-4	-2847
Egyenleg intenzitása, %**	47	106	200	262	201	88	30

Megjegyzés: * 1932–1975: KSH által közölt tényleges felhasználással számolva; 1984–1991: állatlét-számból számítva, feltételezve, hogy a keletkezett istállótrágyának csupán 50 %-át juttatták ki a területekre. ** Hányados, amely kifejezi, hogy a terméssel felvett P hány %-át pótlták vissza összesen

jével megszakadt és 1991-től Magyarországon – a szerves trágyával kijuttatott foszfort is figyelembe véve – nem pozitív, hanem negatív (-10 és -20 kg P_2O_5 /ha közötti) a P-mérlegünk (KÁDÁR, 1992; CSATHÓ, 1994, 2002).

A környezeti szempontú gazdasági tápanyagmérleg („farm gate balance”), a környezeti tápanyagkönyvelés az utóbbi évtizedben egyre nagyobb szerepet kap a kutatásokban, mivel ezekre az adatokra környezeti adók alkalmazása épülhet, de részévé válhatnak környezetauditálási rendszerek is (URFI et al., 2002). Az üzemi N- és P-tápanyagmérlegek összehasonlítását a közelmúltban különböző profilú gazdaságokban URFI és munkatársai (2003) végezték el.

A hazai talajok P tápelem-ellátottságának alakulása. – Míg az 1960-as évek elején hazánkban még nem beszélhettünk foszforral jól–igen jól ellátott területekről, addig

5. táblázat

A magyarországi talajok P-ellátottsága, 1960–2000

Ellátottsági kategória			Időpont	Megjegyzés	Forrás
Igen gyenge, gyenge	Közepes	Igen jó, jó			
a terület %-ában					
40	57	0	1960	mg. haszn. területen	STEFANOVITS & SARKADI, 1963
40	40	20	1960–1970	mg. haszn. területen	KÁDÁR, 1992
16	36	48	1977–1981	mg. haszn. területen*	KOVÁCS, 1984
14	29	57	1982–1985	szántó 75 %-án **	BARANYAI et al., 1987
4	13	83	1987	> 800 ezer ha kukorica	BUZÁSNÉ et al., 1988
30	40	30	2000	mg. haszn. területen	Saját becslés

Megjegyzés: * I. talajvizsgálati ciklus; ** II. talajvizsgálati ciklus

résarányuk 1981-re megközelítette az 50, 1985-re a 60 %-ot. 1987-ben a kukorica-területek döntő hányadán végzett felmérés alapján 80 % feletti volt a jó–igen jó P-ellátottságú területek részaránya (5. táblázat).

Becslések szerint mára – 1990-hez képest – Magyarországon 30 % körülire csökkent a foszforral jól–igen jól ellátott területek részaránya. Ez még mindig elég magas ahhoz, hogy indokolt legyen a P-trágyázás környezetvédelmi vonatkozásait hazai viszonyok között is vizsgálni. A hazai P-trágyázási tartamkísérletek eltérő P-szintjein a felszíni vizek P-terhelésének kockázatát környezetvédelmi szempontú P-vizsgálatokkal szükséges elemezni és értékelni.

A talajba juttatott szerves-, ill. műtrágya-P megkötődése

A talajba szerves-, ill. műtrágya formájában kijuttatott oldható foszfátokat: a) a növények felvehetik, és ily módon a betakarított terméssel a területről elkerülhetnek; b) megkötődhetnek a talajban; ill. c) erózió, felszíni elfolyás vagy – főleg homoktalajokon, nagy mennyiségű szerves foszfor kijuttatása során – lemosódás formájában a területről, ill. a gyökérszónából eltávozhatnak, környezeti károkat okozva. A terméssel kivont foszfor mennyisége 1–40 kg P/ha (2–92 kg P_2O_5 /ha).

A környezetterhelésben jelentős szerepet játszó P-formákat LOGAN (2000) munkája alapján a 6. táblázatban foglaltuk össze.

A P-megkötődés mértéke talajonként különböző lehet (OSZTOICSNÉ, 1984). Mivel a szorpciós folyamat az agyagfrakcióhoz és az oxid–hidroxid frakciókhoz köthető, a P-fixáció a nagy agyagtartalmú talajokban erőteljesebb (BRADY, 1990). Ennek megfelelően a szervesetlen kolloidokban szegény talajok P-megkötése gyenge (FOX & KAMPATH, 1981). Ugyanez mondható el a könnyű homoktalajokra is (MATTINGLY, 1970). A kaolinit és kalcit jelenléte – különösen, ha utóbbi vas-oxid-szennyeződést is mutat (KUO & LOTSE, 1972) – szintén erősebb P-fixációt eredményez. Általában véve, a 6,0 és 6,5 közötti pH(H_2O)-értékek mellett legkisebb a P-megkötődés (SARKADI, 1975; FÜLEKY, 1976a,b; NÉMETH, 1985; HOLLÓ et al., 1991; ÁRENDÁS & SARKADI, 1995). Erősen savanyú talajokon alacsony oldékonyságú Fe- és Al-foszfátok (strengit, variscit), erősen meszes talajokon a szintén gyenge oldékonyságú Ca-foszfát vegyületek (oktokalcium-foszfát, hidroxipatit, fluorapatit) képződése jelzi az erőteljes P-megkötődést. Az Országos Műtrágyázási Tartamkísérletek talajaival, tenyészedény-kísérletben vizsgálatokat végeztünk a P-lekötődés mértékére. Kísérleteink során kapott eredményeink is igazolják, hogy az egyes talajtípusokon, ill. termőhelyeken szignifikánsan eltérő a P-vegyületek átalakulása, a talajok P-retenciója (SÁRDI, 2001).

Szabadföldi P-utóhatás kísérletben a korábbi P-műtrágyázás friss P-egyenértékét azonos foszformérleg-tartományban a főterméstöbbletek alapján KÁDÁR és CSATHÓ (1985), ill. CSATHÓ és KÁDÁR (2003) határozta meg (7. táblázat). Az idő múlásával a régi P-trágyázás friss P-egyenértéke fokozatosan, egyre nagyobb mértékben lecsökkent. A 2 évvel idősebb foszfor friss P-egyenértéke még meghaladta a 100 %-ot (126 %), feltehetően a P-műtrágyának a többszöri talajmunkával való jobb elkeveredése következtében. A 4 évvel idősebb foszfor már csak 61 %-át, a 6 évvel idősebb a 37 %-át, a 8 évvel idősebb a 33 %-át érte el a friss foszfor hatásának. A későbbiekben a régi P-műtrágyázás utóhatása egy alacsony szinten stabilizálódott: a 10–20 évvel idősebb foszfor utóhatása már csupán 5–17 %-át érte el a friss foszfor hatásának, az azonos foszfor-

6. táblázat

A környezetterhelésben fontos szerepet játszó P-formák (LOGAN, 2000)

Forma	Vegyület vagy ásvány	Környezetterhelési jelentőség
<i>Szilárd fázis</i>		
Apatit	Fluorapatit Klórapatit	A talajban nagyon stabil formák. Származhat az alapkőzetből.
Ca-vegyületek	$\text{CaHPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ $\text{CaH}(\text{PO}_4)_3 \cdot 2,5 \text{H}_2\text{O}$	Viszonylag jó oldhatóság, instabilak a talajban; nagy P-terhelésnél másodlagos termékek gyengén savanyú–semleges talajokon.
Al-, Fe-vegyületek	$\text{FePO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ $\text{AlPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$	Strengit, amorf. Variscit, amorf formák gyakoriak. Vivianit, redukzív viszonyok közt képződik. Alacsony pH-nál dominálnak.
Szerves P	Inozit-foszfátok	Fitin, a legstabilabb, a talajban a szerves P többségét teszi ki.
Adszorbeált	Foszfolipidek	A talaj szerves P tartalmának kevesebb, mint 5 %-a.
	Komplexek Al-, Fe-oxidokkal; Más ásványokkal és szerves anyaggal	Szerves savak vagy erős ligandumok kiszoríthatják. A növények által felvehető mennyiségekben jelentős.
<i>Oldat fázis</i>		
Ortofoszfát	HPO_4^{2-} és H_2PO_4^-	A leginkább felvehető P-formák. Dinamikus egyensúly az adszorbeált P formákkal.
Szerves P	Mono- és di-észterek	Az oldott P 25 %-a vagy ennél több is lehet.
Pirofoszfát	$\text{P}_2\text{O}_7^{4-}$	A pirofoszfátok mikrobiális melléktermékek, ortofoszfátokká degradálódnak.
Kolloid	Fe-oxidokhoz, agyaghoz kötött	Nem választható le, a molibdátos módszerrel az ortofoszfátok mért mennyiségét megnövelheti.

7. táblázat

A P-utóhatások friss P-egyenértéke a 2–2 éves átlagos főterméstöbbletek alapján az azonos foszformérleg-tartományban (Mészlepedékes csernozjom, Nagyhörcsök, 1973–1992)
(KÁDÁR & CSATHÓ, 1985; CSATHÓ & KÁDÁR, 2003)

Friss P hatása, év	Régi P	Év	Növény	Átlagos szem/széna terméstöbblet, t/ha			
				Friss P	Régi P	Friss P	Régi P
1–2	–	1973–1974	Őszi búza	0,50	–	100	–
1–2.	3–4.	1975–1976	Őszi búza	1,18	1,49	100	126
1–2.	5–6.	1977–1978	Őszi búza	0,98	0,60	100	61
1–2.	7–8.	1979–1980	Őszi búza	1,14	0,42	100	37
1–2.	9–10.	1981–1982	Köles/Lucerna	0,20	0,06	100	33
1–2.	11–12.	1983–1984	Lucerna	1,27	0,22	100	17
1–2.	13–14.	1985–1986	T. árpa/ Ő. búza	0,98	0,10	100	10
1–2.	15–16.	1987–1988	Őszi búza	0,70	0,06	100	9
1–2.	17–18.	1989–1990	Őszi búza	0,50	0,03	100	6
1–2.	19–20.	1991–1992	Őszi búza	0,87	0,04	100	5

mérleg-tartományban végzett összehasonlítás eredményeképpen (5. táblázat). A régi P-műtrágyázás „felezési ideje”, hatékonyságának felére csökkenése 3–4 évre volt tehető. Mérsékelt övi, kontinentális klíma alatt a korábbi P-trágyázás utóhatásának csökkenését a növényi P-felvétellel és a P-műtrágya megkötődésével magyarázhatjuk. Ugyanakkor a 720 kg/ha feltöltő P_2O_5 -trágyázásnak még a 19–20. évi utóhatása is jelentősnek (0,6–0,7 t/ha szemterméstöbblet) volt mondható (KÁDÁR & CSATHÓ, 1985; CSATHÓ & KÁDÁR, 2003) (7. táblázat).

A szerves anyag szerepe a P-fixációban nem egyértelmű. SAMPLE és munkatársai (1980) feltételezték, hogy: a) a fém-szerves komplexből felszabadult Ca-, Fe- és Al-ionok az oldott foszfátokkal csapadékot képezhetnek; b) az agyagrézecskeket borító szervesanyag-hártya megszűnése az agyagrézecsken adszorpciós/deszorpciós helyeket tesz szabaddá, amelyek szintén megköthetik a foszfort; c) ahogy a feloldott szerves anyag eltávozik az egyik felületről, egy másik felületen újra hártyát képezhet, a foszfor-nak az agyagrézecske felületén való megkötődését megakadályozva.

Bár a szerves P-formákat tekintik a növények számára a fő P-forrásnak, a labilis, ezért könnyen átalakulni képes szerves P-vegyületek mineralizációjával kapcsolatban bebizonyították, hogy a kisebb és a nagyobb termékenységű talajokon egyaránt fontos P-forrást jelent (STEWART & TIESSEN, 1987, TATE et al., 1991). A foszfor átlagos mineralizációja a mérsékelt égövi talajoknál átlagosan mintegy 5–20 kg P_2O_5 /ha/év mennyiséget tesz ki (STEWART & SHARPLEY 1987), míg a trópusokon jóval magasabb (67–157 kg P_2O_5 /ha/év közötti).

A felszíni vizekbe jutó összes foszforterhelésből az agrár eredetű P-terhelés részaránya

A mezőgazdasági területekről a foszfor felszíni elfolyással és erózióval mozog a felszíni vizekbe, a felszín alatti vizekbe lemosódással kerülhet.

Azt gondolhatnánk, hogy a mezőgazdaság P-használata könnyen kezelhető kérdés: kerülni kell az indokolatlan mértékű P-trágyázást. Valójában a P-túlsúly egy összetett kérdéskör, és agronómiai, gazdaságossági és környezetvédelmi aspektusai is lehetnek. A „túlsúly” kérdése a termőhely és a talajtulajdonságok függvénye is. Annak érdekében, hogy a helyes intézkedéseket tegyük a mezőgazdasági eredetű P-terhelés kontrolljában, ismernünk kell egyfelől – táblaszinten – a szennyező területről érkező P-veszteségek mértékét meghatározó folyamatokat, másrészt viszont – vízgyűjtő szinten – a domborzati viszonyok szerepét ezen veszteségek fellépésében.

Az összes P-terhelésből a mezőgazdasági terhelés részarányát 39 %-ra becsülik Dániában, 54 %-ra Norvégiában, 73 %-ra Svédországban és 79 %-ra Finnországban. Becslések szerint Magyarországon 10 % az agrár P-terhelés aránya (NÉMETH et al., 1994; IJJAS & BÖGI, 1994). A relatíve alacsony hazai agrár-hozzájárulás oka a lakossági terhelés rendkívül magas részaránya, a szennyvizek kezelés nélküli, közvetlen felszíni vizekbe való vezetése. Az EU csatlakozással járó szennyvíztisztítási és -kezelési kötelezettségek, a szennyvíztisztítók hazai kiépítése a felszíni vizekbe kerülő foszfor mennyiségének jelentős csökkenését, ugyanakkor az agrár P-terhelés relatív arányának növekedését fogja eredményezni. A magyarországi 10 %-os agrár részarány-becslés jól egyezik MÁTÉ (1984) számításaival, aki a műtrágya-P terhelés részarányát 2–3 %-ra teszi a Balaton összes P-terheléséből. Mint ismeretes, az intenzív, talajgazdagító műtrágyázás

következtében a talaj összes P-tartalmának mintegy 1/3-a, 1/4-e lett műtrágya-P eredetű. Ily módon a talaj eredeti P-tartalma és a műtrágya-P együttesen a Balaton terheléséből is mintegy 10 %-nyi részt képvisel az összes P-terhelésből.

Egyes módszerek megkülönböztetik a háttér P-terhelést (a felszíni vizekbe erózióval került talaj természetes P-tartalma) és csak a szerves-, ill. műtrágyával kijuttatott extra foszfort tekintik mezőgazdasági eredetű P-terhelésnek. A fenti számok mindkét forrást agrár eredetű P-terhelésnek tekintenek.

A foszforterhelés csökkentésének lehetőségei

Nyilvánvalóan a magas P-tartalmú talajokon a környezetvédelmi szempontú gazdálkodás több tényező figyelembevételét is jelenti: a) olyan talaj P-vizsgálati módszert kell választani, amely a legjellemzőbb frakciókat mutatja ki; b) meg kell határozni azokat a talajtulajdonságokat is, amelyek az erózió, valamint a P-megkötődés mértékét befolyásolják és a P-transzport folyamatok szabályozásában részt vesznek.

A környezetvédelmi szempontból kritikus P-koncentráció határértékek meghatározásával megszabjuk azt a talaj könnyen oldható P-tartalmát, amely érték felett a területről potenciálisan a felszíni, felszín alatti vizekbe kerülő foszfor mennyisége már elfogadhatatlanul magas, és amelynél a környezeti kár miatti aggodás jóval erősebb a területegységről betakarítható legmagasabb termésszint iránti igényeknél. Megjegyezzük, hogy a legtöbb esetben mindkét cél (nagy termésszint, kis környezeti kockázat) egy időben teljesíthető.

Az USA néhány államában meghatározott kritikus könnyen oldható P-határértékekről és a megteendő lépésekről a 8. táblázat tájékoztat (SHARPLEY et al., 1994; GARTLEY & SIMS, 1994). Törekednek a szervestrágya-használat korlátozására a kritikus szint feletti területeken. A környezetvédelmi célú talaj P-meghatározási módszerek között helye lehet a foszfortelítettség (DPS), a vasoxidos papírcsíkos, a P-szorpciós, az egyensúlyi talajoldatos, és egyéb vizsgálatoknak.

A Magyarországon hivatalos AL-P vizsgálati adatok kalibrációjakor a pH, mészállapot és a talaj fizikai félesége figyelembevételre kerül (SARKADI et al., 1984; CSATHÓ et al., 1998). A talaj könnyen oldható P-értékeket az egyéb információkkal együtt (csapadék gyakorisága, mennyisége és intenzitása, talajerózió, felszíni elfolyás, P-adag, és P-kijuttatás módja stb.) figyelembe kell venni a potenciális P-terhelés becslésekor (SHARPLEY & LEMUNYON, 1997; SHARPLEY & LORD, 1997).

Kiemelkedő szerepe van a szabadföldi trágyázási kísérletek eredményeire épülő környezetkimélő trágyázási szaktanácsadási rendszerek alkalmazásának, a rendszeres, 3–5 évenkénti tápelemtartalom vizsgálatoknak. A szaktanácsadási rendszerek feltétlenül vegyék figyelembe a szerves formában kijuttatott foszfor mennyiségét. A szerves foszfor, oldékonyságát és termésnövelő hatását illetően, egyenértékű a műtrágyával kijuttatott foszforral. 10 tonna almos istállótrágyával mintegy 30 kg P_2O_5 -mennyiséget juttatunk a területre. A Magyarországon szokásos 40 t/ha istállótrágya-adaggal tehát jelentős, 120 kg/ha P_2O_5 -mennyiséget juttatunk ki, amely tartamkísérleti eredmények tanúsága szerint homoktalajokon 3 évig, vályog- és agyagtalajokon 4 évre elosztva szolgáltatja a fenti P-mennyiséget. Sajnálatos módon a nyugat-európai országokban és az Egyesült Államokban széles körben ma sem veszik figyelembe a szerves trágyával kijuttatott P-műtrágya P-igényt csökkentő hatását, pedig ezekben az országokban nagy-

8. táblázat.
A talaj kritikus könnyen oldható foszfortartalom értékei, és a javasolt tápanyag-gazdálkodás az USA egyes államaiban
(SHARPLEY et al., 1994; GARTLEY & SIMS, 1994)

Állam	Kritikus érték	Javasolt gyakorlat	Indoklás*
Arkansas	150 mg/kg Mehlich-3 P	150 mg/kg talaj P érték felett 1: P ne legyen kijuttatva semmilyen formában. 2: Felszíni vizek partjánál pufferzóna kerüljön kialakításra. 3: Legelők pillangós felülvetése a P-felvétel előmozdítására. 4: Állandó talajtakarás biztosítása az eróziós károk csökkentésére.	KÉ: Ohio szennyvíziszap adat. JGY: talaj P-koncentráció és P-elmozdulás mértéke a területről csökken.
Oklahoma	150 mg/kg Mehlich-3 P	30 és 130 mg/kg talaj P között A P-adag 50 %-a 8 %-nál nagyobb lejtőjű területeken. 130 és 200 mg/kg talaj P között: A P-adag 50 %-a minden területen. 200 mg/kg felett: A kijuttatott P mennyisége ne haladja meg a növényi P-felvételt.	KÉ: nagyobb lehetséges P-vesztesség magas P-tartalmú talajokból. JGY: vízminőség-védelem, további talaj P-felhalmozódás minimális szintre csökkentése, gazdaságosság fenntartása.
Ohio	150 mg/kg Bray-1 P	150 mg/kg talaj P érték felett: 1: Intézkedések az erózió mértékének csökkentésére. 2: Csökkentjen, ill. szűnjön meg a P-kijuttatás.	KÉ: nagyobb lehetséges P-vesztesség magas P-tartalmú talajokból, P-túlsúly indukálta Zn-hiány és terméscsökkenés Zn-igényes kultúrákban (kukorica, szója, bab, len). JGY: vízminőség-védelem a további talaj P-felhalmozódás kerülésével.
Michigan	75 mg/kg Bray-1 P	75 mg/kg talaj P érték felett: A kijuttatott P mennyisége ne haladja meg a növényi P-felvételt. 150 mg/kg talaj P érték felett: P ne legyen kijuttatva semmilyen formában.	KÉ: eróziós P-vesztesség és homoktalajon P-lemosódás minimális szintre csökkentése. JGY: vízminőség-védelem, szerves trágya-kijuttatásra történő bátorítás.
Wisconsin	75 mg/kg Bray-1 P	75 mg/kg talaj P érték felett: 1: Foszfort a P-igényes növény alá a forgóban. 2: Kijuttatott szerves trágya mennyiségének csökkentése. 150 mg/kg talaj P érték felett: Szerves trágya-kijuttatás szüneteltetése.	KÉ: E felett az érték felett nem várható terméscsökkenés P-trágyázás hatására legalább 2-3 évig. JGY: további talaj P-felhalmozódás minimális szintre csökkentése.

KÉ: kritikus érték indoklása, JGY: javasolt gyakorlat indoklása

ságrenddel nagyobb a területegységre évente jutó szerves foszfor mennyisége, mint hazánkban. A CSATHÓ és munkatársai (1998) által kifejlesztett környezetkímélő trágyázási szaktanácsadási rendszer természetesen figyelembe veszi a szerves trágyával kijuttatott P-műtrágya P-igényt csökkentő hatását.

Összefoglalás

Amennyiben a talajok P-tartalma az agronómiailag indokolt szint fölé emelkedik, ugrásszerűen megnőhet a talajból a felszíni vizekbe, ill. bizonyos körülmények között a felszín alatti vizekbe jutó foszfor mennyisége. A csatornák, patakok, folyók és tavak stb. vízének kritikus szint feletti P-koncentrációja az eutrofizáció felgyorsulásához vezethet.

Az 1960-as évek közepétől a több mint két évtizedes talajgazdagító P-trágyázás (+20 és +40 kg/ha P_2O_5 többletek) következtében rohamosan javulni kezdett talajaink P-ellátottsága és az 1990-es évek elejére a szántóterület mintegy 2/3-a foszforral jól, vagy igen jól (túlzottan) ellátottá vált. 1990-től kezdődően a hazai P-mérlegek erősen negatívak, évi -10 és -20 kg/ha P_2O_5 -hiányt mutatnak. A fejlett nyugat-európai országokban ma is erősen pozitívak a P-mérlegek. Annak ellenére, hogy a megnövekedett P-tartalmú talajok fokozott környezeti kockázatot jelentenek, hazánkban mind a mai napig az indokoltnál jóval kevesebb kutatás irányult a környezetvédelmi célú P-talajvizsgálatok hazai adaptációjára.

A kérdéskör vizsgálata azért is kiemelten fontos, mivel Magyarország EU-csatlakozásának előfeltételeként, a városok szennyvíztisztítása megvalósul, felszíni vizeink pontszerű P-terhelése ily módon jelentősen csökken, másrészt nagyobb hangsúlyt kapnak a legnagyobb diffúz szennyező forrás, a mezőgazdasági eredetű P-terhelés csökkentésének lehetőségei.

A P-megkötődés mértéke talajonként különböző lehet. Mivel a szorpciós folyamat az agyagfrakcióhoz és az oxid-hidroxid frakciókhoz köthető, a P-fixáció a nagy agyagtartalmú talajokban erőteljesebb. Ennek megfelelően, a szervesetlen kolloidokban szegény talajok P-megkötése gyenge. Általában véve, a 6,0 és 6,5 közötti $pH(H_2O)$ -értékek mellett legkisebb a P-megkötődés. Erősen savanyú talajokon alacsony oldékonyságú Fe- és Al-foszfátok (strengit, variscit), erősen meszes talajokon a szintén gyenge oldékonyságú Ca-foszfát vegyületek (oktokalcium-foszfát, hidroxipatit, fluorapatit) képződése jelzi az erőteljes P-megkötődést.

Az összes P-terhelésből a mezőgazdasági terhelés részarányát 39 %-ra becsülik Dániában, 54 %-ra Norvégiában, 73 %-ra Svédországban, és 79 %-ra Finnországban. Becslések szerint Magyarországon 10 % az agrár P-terhelés aránya. Ez utóbbinak oka a lakossági terhelés rendkívül magas részaránya, a szennyvizeknek kezelés nélküli, közvetlen felszíni vizekbe való vezetése.

A kutatóknak, talajvizsgáló laboratóriumoknak erőfeszítéseket kell tenniük a könnyen oldható P-tartalmak, az értéküket befolyásoló talajtulajdonságok (pH, mészállapot, talaj fizikai félesége, szervesanyag-tartalom stb.) minél pontosabb meghatározására, a kalibráció minél pontosabb elvégzésére.

A talaj könnyen oldható P-tartalmát az egyéb információkkal együtt (talajerózió, felszíni elfolyás, P-adag, és P-kijuttatás módja stb.) figyelembe kell venni a potenciális P-terhelés becslésekor.

A dolgozat a T 042665 számú OTKA pályázat támogatásával készült.

Irodalom

- ÁRENDÁS T. & SARKADI J., 1995. P-hatások és utóhatások erdőmaradványos csernozjomon. *Növénytermelés*. **44**, 271–281.
- BARANYAI F., FEKETE A. & KOVÁCS I., 1987. A magyarországi talajtápanyag-vizsgálatok eredményei. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- BRADY, N. C., 1990. *The Nature and Properties of Soils*, 10th ed. Macmillan Publ. Co. New York.
- BUZÁS I.-NÉ, KARKALIK A.-NÉ & TIHANYI L., 1988. A műtrágyázási szaktanácsadás és a műtrágyázás gyakorlatának összehasonlítása az 1987. évi kukoricatermesztési adatok alapján. In: HUNGAGROCHEM '88. 183–189.
- CHARDON, W. J., 1998. Organically combined phosphorus in soil solutions and leachates. In: *Phosphorus Loss from Soil to Water*. (Eds.: TUNNEY, H. et al.) 391–394. CABI. Wallingford.
- Commission of the European Communities. (CEC) 1992. *Towards Sustainability. A European Community Programme of Policy and Action in Relation to the Environment and Sustainable Development*. Vol. II. COM(92) 23 final. CEC Official Publ. Office. Luxemburg.
- CSATHÓ P., 1994. A magyarországi talajok NPK mérlegei 1990-ben és 1991-ben. *Növénytermelés*. **43**, 551–561.
- CSATHÓ P., 2002. Phosphorus balance in Hungary and selected European countries. In: *Fertilizers and Fertilization (Nawozy i Nawozenie)* **4**, (13) 83–104. Polish Fertilizer Society – CIEC.
- CSATHÓ P. & KÁDÁR I., 2003. Foszfór utóhatás vizsgálatok mészelepedékes csernozjom talajon. In: XVII. Országos Környezetvédelmi Konferencia és Szakkiállítás. (Szerk: ELEK, GY. & VÉCSY, B.) 232–241. MTESz Fejér és Veszprém megyei Szervezete, Siófok.
- CSATHÓ P., ÁRENDÁS, T. & NÉMETH, T., 1998. New, environmentally friendly fertiliser advisory system, based on the data set of the Hungarian long-term field trials set up between 1960 and 1995. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* **29**, 2161–2174.
- FAO Fertilizer Yearbooks, 1950–2000. Rome. Italy.
- FILEP GY., 1988. *Talajkémia*. Akadémia Kiadó. Budapest.
- FOX, R. L. & KAMPRATH, E. J., 1971. Adsorption and leaching of P in acid organic soils and high organic matter sand. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* **35**, 154–156.
- FOY, R. H. & WITHERS, P. J. A., 1995. The contribution of agricultural phosphorus in eutrophication. *Proc. Fertilizer Society*. **365**, 1–32.
- FROSSARD, E. et al., 2000. Processes governing phosphorus availability in temperate soils. *J. Environ. Qual.* **29**, 15–23.
- FÜLEKY GY., 1976a. A talaj könnyen oldható P-tartalmának meghatározására használt kivonószer vizsgálat. I. Az AL-, DL-, CAL-, Bray I-, NaHCO₃-os, NaHCO₃+NH₄F-os és CaCl₂-os kivonószer vizsgálat közvetlen kioldással. *Agrokémia és Talajtan*. **25**, 271–283.
- FÜLEKY GY., 1976b. A talaj könnyen oldható P-tartalmának meghatározására használt kivonószer vizsgálat. II. Az AL-, DL-, CAL-, Bray I-, NaHCO₃-os, NaHCO₃+NH₄F-os és CaCl₂-os kivonószerrel oldott P és a szervesetlen foszfátfrakciók korrelációja. *Agrokémia és Talajtan*. **25**, 284–295.
- GARTLEY, K. L. & SIMS, J. T., 1994. Phosphorus soil testing: environmental use and implications. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* **25**, 1565–1582.
- HERODEK, S. et al., 1995. The P cycle in the Balaton cathment – a Hungarian case study. In: *Phosphorus in the Global Environment. Transfers, Cycles, and Management*. (Ed.: TIESSEN, H.) 275–300. John Wiley & Sons Ltd. Chichester, England.
- HOLLÓ S., CSATHÓ P. & SARKADI J., 1991. A foszfór műtrágyázás hatékonysága kukorica–tavaszi árpa–őszi búza vetésváltásban egy csernozjom barna erdőtalajon. *Növénytermelés*. **40**, 51–66.
- IJJAS, I. & BÖGI, K. (Eds.), 1994. *Danube Integrated Environmental Study for Hungary. Phase 2. EC PHARE Programme. Senator Consult*. Budapest.
- KÁDÁR I., 1979. Földművelésünk nitrogén, foszfór és kálium mérlege. *Agrokémia és Talajtan*. **28**, 527–544.

- KÁDÁR I., 1987. Földművelésünk ásványi tápanyagforgalmáról. *Növénytermelés*. **36**. 517–526.
- KÁDÁR I., 1992. A növénytáplálás alapelvei és módszerei. MTA TAKI. Budapest.
- KÁDÁR I. & CSATHÓ P., 1985. A szuperfoszfát tartamhatásának vizsgálata őszi búza monokultúrában. II. Fajlagos hatékonyság, tápelemtartalom és -felvétel, a P-előregedés vizsgálata, fenológiai megfigyelések. *Agrokémia és Talajtan*. **34**. 97–129.
- KOCSIS L. et al., 2001. A Balaton vízgyűjtő területén végzett vízgazdálkodási és intenzív mezőgazdasági tevékenység összehangolt fejlesztése. Operatív programtanulmány. Balaton Fejlesztési Tanács. Keszthely.
- KOVÁCS G. (szerk.), 1984. A magyarországi I. talajvizsgálati ciklus eredményeinek értékelése. MÉM NAK. Budapest.
- KUO, S. & LOTSE, E. G., 1972. Kinetics of phosphate adsorption by calcium carbonate and Ca-kaolinite. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* **36**. 725–729.
- LOGAN, T. J., 2000. Soils and environmental quality. In: *Handbook of Soil Science*. (Ed.: SUMNER, M. E.) G-155–169. CRC Press. Boca Raton – New York.
- MÁTÉ F., 1984. Korreferátum a „Környezetvédő tápanyag-gazdálkodás a Balaton térségében” kérdéshez. A Balaton kutatás újabb eredményei. III. Veszprémi Akadémiai Bizottság, Veszprém.
- MATTINGLY, G. E. G., 1970. Residual value of basic slag, Gafsa rock phosphate and superphosphate in a sandy podzol. *J. Agric. Sci.* **75**. 413–418.
- NÉMETH, I., 1985. The effect of P fertilizers on wheat yields and the nutrient contents of brown forest soils. In: *Proc. 9th World Fertilizer Congress, CIEC*. Vol. 2. 405–409. Goeltze Druck. Goettingen.
- NÉMETH, T., 1998. The role of phosphorus in Hungarian agriculture. In: *Codes of Good Agricultural Practice and Balanced Fertilization*. (Ed.: FOTYMA, M.) *Proc. Int. Symp. CIEC, PFS and Workshops IMPHOS, IPI*, Pulawy, Sept. 27–30, 1998. *Bibliotheca Fragmenta Agonomica*. **3**. 298–309.
- NÉMETH, T., CSATHÓ, P. & MOLNÁR, E., 1994. NP loads from Hungarian agriculture to surface waters. In: *Danube Integrated Environmental Study for Hungary. Phase 2. EC PHARE Programme*. (Eds.: IJJAS, I. & BÖGLI, K.) *Senator Consult–RISSAC HAS*. Budapest.
- OSZTOICS A.-NÉ, 1984. Foszforszorpció vizsgálata homoktalajokon. *Agrokémia és Talajtan*. **33**. 228–232.
- SAMPLE, E. C., SOPER, R. J. & RACZ, G. J., 1980. Reactions of phosphate fertilizers in soils. In: *The Role of Phosphorus in Agriculture*. (Eds.: KHASAWNEH, F. E., SAMPLE, E. C. & KAMP-RATH, E. J.) 263–310. American Society of Agronomy. Madison, WI
- SÁRDI K., 2001. A P-lekötődés és -szolgáltatás tanulmányozása tenyészedény-kísérletben. *Agrokémia és Talajtan*. **50**. 226–246.
- SARKADI J., 1975. A műtrágya-igény becsülésének módszerei. *Mezőgazd. Kiadó*. Budapest.
- SARKADI, J., THAMM, B. & PUSZTAI, A., 1984. Possibility of the application of AL-P-values corrected by some soil characteristics for the estimation of the P-availability in soils. In: *Proc. 9th World Fertilizer Congress, CIEC*. Vol. 2. 319–323. Goeltze Druck. Goettingen.
- SCHINDLER, D. W. & FEE, E. J., 1974. Experimental lakes area: whole lake experiments in eutrophication. *J. Fisheries Res. Board of Canada*. **31**. 937–953.
- SCHINDLER, D. W. et al., 1971. Eutrophication of lake 227, Experimental lakes area, North-western Ontario, by addition of phosphate and nitrate. *J. Fisheries Res. Board of Canada*. **28**. 1763–1782.
- SHARPLEY, A. N. & LEMUNYON, J., 1997. Identifying critical sources of phosphorus export from agricultural catchments. In: *Phosphorus Loss from Soil to Water*. (Eds.: TUNNEY, H. et al.) 363–366. CABI. Wallingford.
- SHARPLEY, A. N. & LORD, E., 1997. The loss of nitrogen and phosphorus in agricultural runoff: processes and management. In: *CIEC 11th World Fertilizer Congress, Gent, Belgium*. Vol. 2. 548–565.

- SHARPLEY, A. N., SIMS, J. T. & PIERZYNSKI, G. M., 1994. Innovative soil phosphorus indices: assessing inorganic phosphorus. In: *New Directions in Soil Testing for Nitrogen, Phosphorus and Potassium*: (Eds.: HAVLIN, J. et al.) 115–142. ASA Mon. Madison, WI.
- SHARPLEY, A. N. et al., 1994. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: issues and options. *J. Environ. Qual.* **23**, 437–451.
- SISÁK, I., 2001. Quality of standing waters in Hungary on the example of Lake Balaton. In: *Environmental Management of the Rural Landscape in Central and Eastern Europe*. (Eds.: VAN ES, H. & HUSKA, D.) 68–70. Nitra.
- STEÉN, I., 1997. A European fertilizer industry view on phosphorus retention and loss from agricultural soils. In: *Phosphorus Loss from Soil to Water*. (Eds.: TUNNEY, H. et al.) 311–328. CABI. Wallingford.
- STEFANOVITS P. & SARKADI J., 1963. A műtrágyázás várható hatásának térképei. In: STEFANOVITS P.: *Magyarország talajai*. 383–388. Akadémiai Kiadó. Budapest.
- STEWART, J. W. B. & SHARPLEY, A. N., 1987. Controls on dynamics of soils and fertilizer phosphorus and sulfur. In: *Soil Fertility and Organic Matter as Critical Components of Production*. (Eds.: FOLLETT, R. F., STEWART, J. W. B. & COLE, C. V.) SSSA Spec. Publ. 19. 101–121. Am. Soc. of Agronomy, Madison, WI
- STEWART, J. W. B. & TIESSEN, H., 1987. Dynamics of soil organic phosphorus. *Biogeochemistry*. **4**, 41–60.
- TATE, K. R. et al., 1991. Temporal variations in some plant and soil P pools in two pasture soils of different P fertility status. *Plant and Soil*. **132**, 219–232.
- TIESSEN, H. (Ed.), 1995. *Phosphorus in the Global Environment*. John Wiley & Sons, Ltd. Chichester. England.
- URFI P. et al., 2002. Az üzemi tápanyagmérleg, mint a környezeti menedzsment egyik lehetséges eszköze a mezőgazdaságban. *Acta Agronomica Hung.* **50**, 335–341.
- URFI P. et al., 2003. Üzemi tápanyagmérlegek összeállítása különböző profilú gazdaságokban. XVII. Országos Környezetvédelmi Konferencia, Siófok. 305–314.
- U.S. Environmental Protection Agency, 1996. *Environmental Indicators of Water Quality in the United States*. USEPA Rep. 841/R-96-002. USEPA, Office of Water (4503F) U.S. Govn. Printing Office. Washington, D. C.

Érkezett: 2003. szeptember 11.

¹CSATHÓ PÉTER, ¹OSZTOICS ERZSÉBET,
²SÁRDI KATALIN, ²SISÁK ISTVÁN, ³OSZTOICS ANDRÁS,
¹MAGYAR MARIANNA és ²SZÜCS PÉTER

¹MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest,
²VE Georgikon Mezőgazdaságtudományi Kara, Keszthely és
³Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Budapest

Postai cím: Dr. CSATHÓ PÉTER, MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, 1022 Budapest, Herman Ottó út 15. *E-mail:* csatho@rissac.hu