

DOKTORI (PHD) ÉRTEKEZÉS

PINKE ZSOLT

GÖDÖLLŐ

2018



SZENT ISTVÁN EGYETEM

**HORTOBÁGY-SÁRRÉT TÁJRESTAURÁCIÓS MODELL
SZAKMAI MEGALAPOZÁSA ORSZÁGOS
HELYZETELEMZÉSSEL**

**DOKTORI (PHD) ÉRTEKEZÉS
TÉZISEI**

PINKE ZSOLT

Gödöllő

2018

A doktori iskola

megnevezése: Környezettudományi Doktori Iskola

Tudományága: Környezettudomány

Vezetője: Dr. Csákiné Dr. Michéli Erika

egyetemi tanár, DSc

Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,

Környezettudományi Intézet

témavezető: Dr. Gyulai Ferenc

egyetemi tanár, DSc

Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,

Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Intézet

.....
Az iskolavezető jóváhagyása

.....
A témavezető jóváhagyása

TARTALOMJEGYZÉK

RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE	7
1. BEVEZETÉS	8
2. CÉLKITŰZÉSEK	10
3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS	11
3.1. Klímaváltozás hatása a gabona terméshozamokra	11
3.2. A talajvíz hatása a gabona termésátlagokra	12
3.3. Gazdaságtörténeti kontextus	13
3.4. A vizes élőhelyek jelentőségéről és ökoszisztéma-szolgáltatásairól	14
3.5. Vízügyi paradigmaváltás: a Vásárhelyi Terv Továbbfejlesztése	16
3.6. Az Európai Vízkeret Irányelv belvizes területeket érintő vonatkozásairól	17
3.7. A vízvédelmi zónarendszerekről	20
4. ANYAG ÉS MÓDSZER	22
4.1. Hipotézisek	22
4.2. Klimatikus változók és a talajvíz, valamint a gabonahozamok közötti lineáris kapcsolatok regionális és országos szintű elemzése (1921–2010)	23
4.2.1. Adatforrások	23
4.2.2. Leíró elemzés	24
4.2.3. Adatelemzés	27
4.2.4. A terméskiesés becslése	30
4.3. Belvizes területeken megvalósítandó integrált földhasználati rendszer fejlesztése ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésével és egy vízvisszatartási zónarendszer koncepciója	30
4.3.1. Az integrált földhasználattervezés támogatása gazdasági értékeléssel	31
4.3.1.1. A belvizes területek árvízvédelmi ökoszisztéma-szolgáltatás-értéke	31
4.3.1.2. A belvízvédekezési költség földterület egységre vetített árának becslése	32
4.3.2. A vízvisszatartás célterületeinek lehatárolása	34
4.3.2.1. Zónák	36
5. EREDMÉNYEK	38
5.1. Klimatikus változók és a talajvíz, valamint a gabonahozamok közötti lineáris kapcsolatok regionális és országos szintű elemzése (1921–2010)	38
5.1.1. A havi középhőmérséklet átlagainak alakulása	38
5.1.2. A havi csapadékösszegek átlagai 1921–2010 között	40
5.1.3. A Pálfai féle éves aszály indexek 30 éves átlagai a vizsgált időszakban	40
5.1.4. A gabonahozamok átlagaiban mutatkozó változások 1921–2010 között	41
5.1.5. A talajvízidősorok jellemzése	48
5.1.6. A talajvíz átlagos havi mélysége és az éves gabona terméshozamok között fennálló lineáris kapcsolatok megyei és regionális bontásban	58
5.1.7. A klimatikus változók, a talajvízmélység és a gabonahozamok országos átlagai közötti lineáris kapcsolatok	62
5.1.8. A klimatikus változók és a regionális termésátlagok közötti lineáris kapcsolat jellemzése	64

5.1.9.	Terméskiesés becslése	75
5.1.10.	Területi validitás	78
5.2.	Belvizes területeken megvalósítandó integrált földhasználati rendszer fejlesztése ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésével és egy vízvisszatartási zónarendszer koncepciója	80
5.2.1.	Belvizes területek integrált földhasználattervezését támogató gazdasági értékelés inventárium	80
5.2.2.	Belvizes területek árvízvédelmi szolgáltatásának értékelése	80
5.2.3.	A belvíz elleni védekezés (1999–2010) és a szántóföldeken keletkezett belvízkárok (1999–2005) költsége	81
5.2.4.	A vízvisszatartó földhasználati zónarendszer bemutatása a tiszántúli vizsgálati területen	84
5.3.	ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK	86
6.	KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK	88
6.1.	Adatok a magyarországi klímarendszer elmúlt 90 éves történetéhez	88
6.2.	Csökkenő talajvízmélység Magyarországon	89
6.3.	A klimatikus tényezők és a gabona termésátlagok közötti kapcsolatok regionális mintázata	90
6.4.	Válasz a klimatikus kihívásra: Vízvisszatartás	92
6.5.	Vízvisszatartásra épülő erdősítés az Alföldön	95
6.6.		
	ÖSSZEFOGLALÁS	98
	ABSTRACT	99
	M1 IRODALOMJEGYZÉK	101
	M1.1. Internetes adatbázisok	117
	KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	119

RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE

- CRU – Climatic Research Unit TS3.23 adatbázis
EEA – Európai Környezetvédelmi Ügynökség
EEC – Európai Gazdasági Közösség
EU – Európai Unió
FAO – ENSZ Élelmezésügyi és Mezőgazdasági Szervezete
IPCC – Éghajlat-változási Kormányközi Testület
KAP – Közös Agrárpolitika
KSH – Központi Statisztikai Hivatal
MA – ENSZ Millennium Ecosystem Assessment
MTÉT – Magas Természeti Értékű Területek
NAS – Nemzeti Aszálystratégia
NÉS2 – Nemzeti Éghajlatváltozási Stratégia
NÖH – Nemzeti Ökológiai Hálózat
NV – Nemzeti Vidékstratégia
NVS – Nemzeti Vízstratégia
OMSZ – Országos Meteorológiai Szolgálat
OTrT – Országos Területrendezési Terv
PAI – Pálfai aszályindex
Prec – csapadékösszeg
Temp – középhőmérsékletek átlaga
VÁTI – Magyar Regionális Fejlesztési és Urbanisztikai Nonprofit Korlátolt Felelősségű Társaság
VGT – Vízgyűjtő-gazdálkodási Terv
VITUKI – Vízgazdálkodási Tudományos Kutató Intézet
VKI – Európai Víz Keretirányelv
VTT – Vásárhelyi Terv Továbbfejlesztése

1. BEVEZETÉS

Az emberiség létszámának dinamikus növekedése és az egy főre jutó fogyasztás emelkedése következtében (MITCHELL 2008) 2050-re az élelmiszerek iránti igény várhatóan ca. 70% -kal növekszik (FAO 2009; MANSHARAMANI 2015). Napjainkban a humán kalóriaigény közel felét néhány gabonafajta biztosítja (WHO, FAO 2003), melyek közül az árpa (*Hordeum vulgare*), a búza (*Triticum spp.*) és a kukorica (*Zea mays*) kulcsszerepet játszanak (LOBELL, GOURDJ 2012). E növények jelentős hozamnövekedést mutattak az 1940-es években kezdődött „mezőgazdasági forradalom” során, azonban a termésátlagok emelkedése a Föld egyes jelentős gabonatermő régióiban megtorpant vagy egyenesen csökkenést mutat (GODFRAY et al. 2010). Környezeti és társadalmi változásokat említenek e negatív tendencia legfontosabb okai között: a talajdegradáció különböző formáit (PIMENTEL et al. 1995), a klímaváltozás közvetlen és közvetett hatásait (WHEELER, VON BRAUN 2013), a vízhiányt (TESTER, LANGRIDGE 2010; TRNKA et al. 2011) és Európában a csökkenő tápanyagutánpótlást (PELTONEN-SAINIO, JAUHAINEN 2014). E faktorok súlya eltérő térbeli mintázatot mutat, a globális elemzések mellett hangsúlyozva a regionális elemzések fontosságát.

Hazánk az eurázsiai sztyeppövezet nyugati peremén helyezkedik el (SOMODI et al. 2017). Területének nagy része azon mérsékelt övi kontinentális éghajlatú alföldek csoportjába tartozik, mely az emberiség élelmiszerbiztonsága szempontjából kulcsfontosságú, de a jelenkori klímaváltozás és a környezeti tőke intenzív pusztítása miatt az élelmiszertermelés egyre kockázatosabb területi típusának számít (STOCKER 2013). Magyarországot az ENSZ Élelmiszerügyi és Mezőgazdasági Szervezetének (FAO) területi klasszifikációja a kelet-európai országcsoportba sorolja, mely a globális gabonatermesztés fontos régiója (RAMANKUTTY, FOLEY 1999; FAOSTAT 2016). 1961 és 2010 között Kelet-Európa termelte a világ árpatermésének 20–44%-át, a búza 10–36%-át és a kukorica 4–13%-át (FAOSTAT 2016). Az utóbbi évtizedekben Kelet-Európa globális részesedése elsősorban a szántóföldek elhagyása és a termésátlagok stagnálása (VILÁGBANK 2016; PINKE, LÖVEI 2017), valamint a fejlődő világban tapasztalható szűzföldfeltörés dinamizmusa miatt csökken (RAY et al. 2012), bár ez a tendencia a jelenkori oroszországi és ukrán gabonakonjunktúra következtében változhat.

A szántóföldek aránya az EU tagországokat tekintve Magyarországon a legmagasabb, a mezőgazdaság termelékenységi mutatói azonban rendkívül szerények. A hazánkban termelt legfontosabb gabonák viszonylatában az évek jelentős részében az országos termésátlag a gazdálkodó számára veszteséges tevékenységet biztosít (NÁBRÁDI et al. 2008; BÉLÁDI,

KERTÉSZ 2013; BÉLÁDI et al. 2017; NEMZETI 2017). A magyar mezőgazdaság kibocsátásának döntő hányadát gabonatermesztés jellemzi, amelynek túlnyomó részét az árpa, a búza és a kukorica adja. Ez az alapanyagtermelésre összpontosító termelési szerkezet a 19. században alakult ki, amelyet napjainkban döntően a gabonafélék egyszerű termesztetősége, valamint a protekcionista eszközökkel védett európai és ezen belül hazai piacok tartanak fenn. Egyelőre olyan jellemzően gyenge talajú, mélyen fekvő, vízjárta és aszályos, a 19–20. századi modernizáció során művelésbe vont egykori ártereken is a gabonatermesztés az uralkodó gazdálkodási forma, ahol a földhasználók komoly problémákkal szembesülnek. Az itt kialakuló konfliktusok legfontosabb tényezői az európai agrárpiac protekcionista védettségének feloldása (BUREAU et al 2014; SPILIOPOULOS 2014), a Közös Agrárpolitika (KAP) 2020 után várható átalakítása, melynek során a termelési célú területalapú támogatások jelentős csökkenése valószínűsíthető, illetve a klímaváltozás jelentik (OLESEN, BINDI 2002; TRNKA et al. 2011; PINKE, LÖVEI 2017). A változások az országterület 46,6%-át kitevő szántóföldi állomány jelentős részén a földhasználat átalakítását sürgetik, közvetlenül több tízezer munkahelyet veszélyeztetnek, és az élelmiszeripari vertikum egy részére is negatív hatással lehetnek. A gyenge agráralkalmasságú szántóföldi területeken kialakult válsághelyzet rendezésére és a krízis elmélyülésének megelőzésére irányuló döntéshozói igény világosan megjelenik a klímaváltozáshoz való alkalmazkodás, a vidékfejlesztés és a vízpolitika hazai és nemzetközi dokumentumaiban (Európai Víz Keretirányelv (VKI 2000); Magyarország Vízgyűjtő-gazdálkodási Terve (VGT 2010, 2015); Nemzeti Aszálystratégia (NAS 2012); Nemzeti Vidékstratégia 2012–2020 (NV 2012); Nemzeti Éghajlatváltozási Stratégia 2014–2025 (NÉS2 2013); Nemzeti Vízstratégia (NVS 2015); Water Blueprint 2012). Közös nevezőjük, hogy megfogalmazzák a mélyebb területeken megvalósítandó vízvisszatartás igényét, gyengességük, azonban e területek térképi lehatárolására az VGT-ben sem került sor.

2. CÉLKITŰZÉSEK

A dolgozat első, a földhasználati rendszert érő jelenkori hidroklimatikus kihívások hatásaival foglalkozó részében 1) célom, hogy

- 1921–2010 között 30 éves periódusokban elemezzem a magyarországi csapadék, hőmérséklet, talajvíz és az itt termelt három legjelentősebb gabona termésátlagai közötti lineáris kapcsolatokat regionális és országos szinten,
- azonos időkeretben hasonlítva össze a jelenkori klímaváltozás során mutatkozó csapadék és hőmérsékleti változók, valamint termésátlagok közötti kapcsolat erősségét korábbi időszakokéival,
- továbbá azt vizsgálva, hogy milyen regionális mintázatot mutat a gabonatermesztés klímakitettsége a vizsgált 30 éves periódusokban, valamint a talajvíz és termésátlagok közötti kapcsolat erőssége az 1981–2010 közötti időszakban.

A dolgozat második részében axiómaként indulok ki abból, hogy az élőhelyek ökoszisztéma-szolgáltatásainak alulértékeltsége fontos akadály megőrzésük, restaurációjuk és fenntartásuk útjában (CLARE et al. 2011). Álláspontom szerint a társadalmi és a gazdasági rendszer működéséhez kapcsolódó egyéni és közösségi előnyök és költségek, környezeti externáliák, valamint a közöttük fennálló relációk értékelésével és e szempontoknak a döntéshozatali folyamatokban való megjelenítésével a mainál közgazdasági, ökológiai és társadalmi értelemben is fenntarthatóbb földhasználati rendszer valósítható meg (MARJAINÉ SZERÉNYI et al. 2011; KOVÁCS et al. 2015). Ezért hozzájárulva az ökoszisztémák és a szolgáltatásaik hazai és nemzetközi térképezési és értékelési munkálataihoz (TEEB 2010; MAES et al. 2012; CÚCZ et al. 2018), 2) célom elemezni és inventáriumba gyűjteni a belvizes szántóföldeken a földhasználatot érintő a belvízhez kapcsolódó rendkívüli kiadásokat és e szántóföldi állomány konverziójával helyreállítandó vizes élőhelyek legfontosabb ellátó és szabályozó szolgáltatásainak az ár- és a belvízvédelem, az élelmiszertermelés és a szénmegkötés vonatkozásában mutatkozó előnyeit.

3) További célkitűzésem, hogy az Országos Területrendezési Terv (OTrT) tervezési logikáját követve termőhelyi alkalmasság, környezetérzékenység és védettség területi kategóriái alapján egy vízvisszatartási zónarendszer övezeteiként határoljam le a VGT-ben a belvizes területekre vonatkozó intézkedési elemek végrehajtásának célterületeit egy 9331 km² kiterjedésű tiszántúli vizsgálati területen. Célom, hogy a koncepció a környezeti és a területi politika hazai és európai keretrendszerébe illeszkedve segítse a klímaváltozáshoz és a mozaikos szerkezetű árterek állandó változásban lévő környezeti feltételeihez való társadalmi alkalmazkodást.

3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

3.1. Klímaváltozás hatása a gabona termés hozamokra

A klímaváltozás gabona termésátlagokra gyakorolt múltbeli és jövőbeli hatásait statisztikai (GAMMANS et al. 2017) és szimulációs modellekkel (LOBELL, GOURDJI 2012), a területi skála teljes spektrumában, a tábla szinttől (JOLÁNKAI et al. 2016) a globális léptékig (ASSENG et al. 2014) széles körben kutatják. A klímaváltozás hatásában mutatkozó regionális eltérések elemzése elsősorban a grid alapú értékelések elterjedése révén szintén népszerű kutatási téma (RAY et al. 2012; CEGLAR et al. 2017), azonban a klíma-gabonahozam kapcsolatok táji kontextusban, tájtípusonként való értelmezésére meglehetősen ritkán kerül sor (LU 2013; GUOYONG, HUANG 2017; HUANG et al. 2017).

A klimatikus rendszer átalakulása és e változás bioszférára gyakorolt hatásainak többsége hosszú távú folyamat, így rövid adatsorok csak korlátozott mértékű következtetésre nyújtanak lehetőséget (STOCKER 2013). E tény ellenére a klíma-gabona termés hozamok vonatkozásában (elsősorban az adathiány következtében) alig találkozunk megbízható statisztikai adatgyűjtésen alapuló hosszú idősorú elemzésekkel (CHLOUPEK et al. 2004; PINKE, LÖVEI 2017; TRNKA et al. 2017). Pedig a klímavariabilitás a gabonatermesztés egyik legfontosabb környezeti tényezője még a magas technológiai és magas termésátlagokkal jellemezhető régiókban is (VAN WART et al. 2013; KANG et al. 2009). LIU et al. (2016) 30 éves időablakban elvégzett különböző modelleljárások tesztelésével arra az eredményre jutott, hogy 1 °C globális középhőmérséklet-emelkedés nagy területi variabilitást mutatva átlagosan 4,1–6,4%-os búza termés hozam-csökkenést okoz. RAY et al. (2015) elemzése szerint a klímavariabilitás a búza és a kukorica termésátlag varianciák ca. harmadát határozza meg globális átlagban. OLESEN, BINDI (2002) tanulmánya szerint a gabonatermesztés klimatikus kitettsége a mediterrán régióban és Délkelet-Európában kontinentális tekintetben kiemelkedő. TRNKA et al. (2017) különböző klímaindikátorok és gabona-termés hozamok variabilitása közötti kapcsolat elemzése során arra a következtetésre jutottak, hogy a közép-európai régió alacsonyabb csapadékösszegei és a hőmérséklet itt tapasztalt szélsőségesebb ingadozása a nyugat-európainál nehezebb feltételeket biztosít az árpa- és a búzatermesztés számára. Ennek az elemzésnek gyengesége azonban, hogy Közép-Európát Ausztria és Csehország képviseli, melyek nem tartoznak a tipikus gabonatermesztő országok közé. Hazánkban az Éghajlatváltozás és Alkalmazkodás – Nemzeti Alkalmazkodási Térinformatikai Rendszer (NATÉR 2016) egyik kiemelt témája volt a klíma várható hatása a termésátlagokra, azonban az eredmények nem publikáltak. Korábban HARNOS (2003) az AF2MOD

növénynövekedési szimulációs modell eredményei alapján a klímaváltozásnak a 2000-es évekről a 2050-es évekbe bekövetkező negatív hatását $\leq 20\%$ -ra becsülte a hazai búza termésátlagokban.

3.2. A talajvíz hatása a gabona termésátlagokra

A csapadék egyenetlen eloszlása miatt a talajban tárolt vízkészletek kulcsfontosságú szerepet játszanak a szárazföldi ökoszisztémák, így a szántóföldi kultúrák életében (STEFANOVITS 1975), ezért a talajvízhiány aszályt kiváltó okként és az aszály által kiváltott problémaként os meghatározható jelenség. Jelentős régiók élelmiszerbiztonsága talajvíztől függő agrárökoszisztémákon alapszik (ACHARYYA 2014), hiszen egyes csapadékhiányos, de magas talajvízállású síkvidéki területeken a termesztett gabonák, pl. a búza vízigényük akár egészét is talajvíz által táplált talajnedvességből elégítik ki (KOLTAI 2003; KAHLOWN et al. 2005). A pozitív hatás mellett, a magas talajvízállás a gyökérszóna telítődése esetén gátolja a növény oxigénellátását és negatív hatással van a gabonafélék fejlődésére (VÁRALLYAY 2017). A vizsgált gabonafélék termesztése szempontjából a talajvíz optimális mélységét talajtípustól és növényi életfázistól függően nagy szórással 0,3–1,5 méterre teszik (MASLOV 2009; FREVERT et al. 1955). Különös hangsúlyt kap a talajvízkincshez kapcsolódó kérdéskör a klímaváltozás és az édesvízkészletek kimerülésének kontextusában. A USA egyik legvirágzóbb talaj- és rétegvízre épülő öntözéses növénytermesztési övezete alakult ki a ca 450 000 km² kiterjedésű Ogalla Aquifer felett. Azonban az 1980-as években kezdődött aszályos periódus során a talaj- és rétegvíz vészes gyorsaságú csökkenése nagy területen okozta a mezőgazdasági termelés összeomlását (HORNBECK, KESKIN 2014). Szíriában amerikai mintára az 1960-as években kezdődött a talaj- és rétegvíz kiaknázására épülő mezőgazdaság fejlesztése. Azonban az 1980-as évektől a felszín alatti vízkészletek gyors ütemű csökkenése következett be, mely 2005–2010 között, egy súlyos aszályos periódusban, jelentős kiterjedésű területen a mezőgazdasági termelés összeomlásához vezetett (AW-HASSAN et al. 2014). Elemzők széles köre szerint a tönkrement földhasználók és mezőgazdasági munkások tömeges belső migrációja és e réteg bizonytalan helyzete a szíriai polgárháború kirobbanásának meghatározó faktora volt (SELBY et al. 2017).

Hazánkban táji szintű talajvízszint-vizsgálatra került sor a Bős/Gabčíkovo beruházás negatív hatásainak értékelésekor a Szigetközben és a Kisalföld északi részén (LÁNG et al. 1993; KERÉKES et al. 1994). KERÉKES et al. (1994) arra a következtetésre jutott, hogy a beruházás hatására csökkenő talajvízszint miatt 5000 hektár vált teljesen terméketlenné, és 8–10 000 hektáron ca. 50% terméskiesés következett be. Később KOLTAI (2003) végzett a Szigetközben regionális szintű többtényezős regressziós elemzést klimatikus, talajvíz és tápanyag tényezők,

valamint fontosabb gabonák termésátlagai között fennálló kapcsolatokról 19 éves időablakban. Elemzésében több fontos megállapítást közöl: 1) A magas talajvízállású területek termésátlagai szignifikánsan magasabbak az alacsony talajvízállású vagy talajvízhatástól mentes területkénel. 2) A talajvízhatás jó csapadékellátottságú években többnyire nem kimutatható, aszályos években viszont a talajvíz jótékony hatása minden növény esetében igazolt. 3) A búza esetében a talajvíz aszályos évben „képes volt a csapadékhiányt kompenzálni”, míg a kukorica vonatkozásában az „aszályos év során a magas talajvízű kategória kivételével valamennyi terület hozama elmaradt a sok éves átlagtól” (KOLTAI 2003). Egy másik krízisterületen, a Duna-Tisza közén és ezen belül a Homokhátságra összpontosítva elemzések sora született a talajvízszintek trendszerű csökkenésének tér-időbeli mintázatának (SZALAI et al. 2011), a süllyedés okainak (PÁLFAI 1990; RAKONCZAI 2013; KOHÁN 2014) és a tervezett Duna-Tisza-csatorna várható hatásaink feltárása céljából (KARDOS et al. 2011), valamint a talajvízszint-csökkenés természetközeli ökoszisztémákra (BIRÓ et al. 2013a, 2013b), erdőkre (BOLLA et al. 2014) és halastavi gazdálkodásra (HOYK 2013) és a földhasználati rendszer egészére, ezen belül a szántóföldi gazdálkodásra (VÁTI 1994) gyakorolt hatásairól. Mindkét régió kapcsán megállapítható, hogy széleskörű társadalmi és szakmai viták eredményeként a közbeszédben és döntéshozói szinten a víztestek természetes állapotának helyreállítása, a vizes élőhelyek restaurációja vált a talajvízcsökkenés miatt bekövetkező szárazodás és degradáció kihívásaira adható leginkább elfogadott válasznak (ÉDUVÍZIG 2011; Kiskunsági 2013, 2016)

3.3. Gazdaságtörténeti kontextus

A magyar mezőgazdaságot a szántóföldi művelés és elsősorban a gabonatermesztés túlsúlya jellemzi a 19–20. századi modernizáció óta (MUNTEANU et al. 2014; KONKOLY-GYURÓ et al. 2016). Az elmúlt évszázad során az elemzett gabonafélék (árpa, búza és kukorica) foglalták el a magyarországi szántóföldi állomány 55–65%-át, jelezve a három faj jelentőségét a teljes mezőgazdasági termelésben. A zöld forradalom Magyarországon is figyelemre méltó eredményeket hozott a termésátlagok növekedésében (3. ábra). A búzahozamok az 1950-es és 1980-as évek között megháromszorozódtak, elérve a dániai, a francia és a kanadai országos átlagokat (VILÁGBANK 2016). A legelfogadottabb gazdaságtörténeti értelmezés szerint a szocialista termelési struktúra szétesése és a magyar élelmiszeripari kapacitás leépülése az állattenyésztési szektor leépülését és a gabonatermesztés további térnyerését hozta az 1990-es évek során (SZELÉNYI 1998). E folyamat részeként a hazai termésátlagok 2010-re a világ középmezőnyébe csúsztak vissza (RAY et al. 2012). Azt a tényt, hogy tágabb régióink különösen kitett a klímaváltozás negatív hatásainak (PONGRATZ et al. 2008; IPCC 2014) a fő irányt

képviselő agrárközgazdasági szakirodalom kevésbé vette figyelembe, a lassuló vagy a stagnáló hozamnövekedés okaiként szocio-ökonómiai változásokat nevezve meg (HARCASA et al. 1998; MARTÍN-RETORTILLO, PINILLA 2015).

3.4. A vizes élőhelyek jelentőségéről és ökoszisztéma-szolgáltatásairól

Az emberiség növekvő lélekszáma, a populáció emelkedő fogyasztásigénye és a civilizációnkat uraló termeléscentrikus megközelítés egyre növekvő nyomás alatt tartja a természetes élőhelyeket (GLIESSMAN 2015). Kontinensnyi területen zajlott le élőhelykonverzió az utóbbi két évszázadban. E gyorsuló folyamat részeként a szárazföldi (terresztris) vizes élőhelyek közel 50%-át felszámolták és mezőgazdasági területté alakították (PFADENHAUER, GROOTJANS 1999). Ez történt a Magyarországon is, mely területének ca. 23%-át borították vízfolyásokat és tavakat szegélyező árterek a 19. századi folyószabályozások előtt. Globális kitekintésben hazánkban nem csak az árterek aránya volt kiemelkedő, de pusztításuk mértéke is. Pesszimista becslések szerint állományuk ca. 98%-a (KONCSOS 2011), optimista vélemények szerint csak 90%-a (FLACHNER 2008) tűnt el a modernizációs folyamatban és többségüket szántófölddé alakították. A megmaradt vagy restaurált vizes élőhelyek azonban társadalmi előnyök sokaságát nyújtják (CONSTANZA 1997; TURNER 2004). Közgazdasági értelemben leginkább értékes szolgáltatásaikat az árvízvédelem (EEA 2017; PINKE et al. 2018), az élelmiszerbiztonság (MARJAINÉ SZERÉNYI, ESZLÁRI 2011; DERTS et al. 2012), klímavédelem (KISS et al. 2015), a turizmus (MOURATO et al. 1999) és a vízminőség-védelem (MARJAINÉ SZERÉNYI et al. 2011) diskurzusaiban széles körben elemzik (DE GROOT et al. 2002).

A növekvő környezeti érzékenység, majd annak felismerése, hogy a pusztuló ökoszisztémák az emberi jólét zálogai (THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY (TEEB) 2010) napjainkra az elveszett természeti értékek újraértékeléséhez vezetett. E folyamatba tartozik a különböző tájalkotó tényezők ökonómiai hatásának becslése vagy a dolgozatban bemutatott eljárás, az ökoszisztéma-szolgáltatások területegységre vetített kvantitatív értékelése. Az ökoszisztéma-szolgáltatások első globális és talán napjainkig legelfogadottabb funkcionális kategorizálását és értékelését az ENSZ Millennium Ecosystem Assessment (MA 2005) elnevezésű kutatási programjában végezték el. Az MA-ban (2005) megfogalmazott definíció szerint az ökoszisztéma-szolgáltatások az ökoszisztéma által a társadalom részére biztosított pénzben kifejezhető vagy ki nem fejezhető hasznok. Igazodva az MA és általában az angolszász értelmezéshez (BÁLDI 2011), dolgozatomban az élőlények és élettelen környezetük (élőhelyük) egészére tekintek ökoszisztémaként. Eltérő nézőpontok alapján az ökoszisztéma szolgáltatások

értelmezésére számos javaslat született (TÓTH 2016). Az MA (2005) kategória rendszerét fejlesztendő, MAES et al. (2012) a fizikai bázist jelentő anyag- és áramlások, az erre épülő ökoszisztéma és a társadalom közötti összefüggésrendszert egy kaszkárendszerű modellstruktúrában értelmezi. Erre a modellre, továbbá a KIENAST et al. (2009) által lefektetett elméleti struktúrára épül az Európai Környezetvédelmi Ügynökség (EEA) koordinációjával napjainkban zajló ökoszisztéma potenciál és szolgáltatás klasszifikáció és térképezés az európai kontinensen és ezen belül hazánkban (HAINES-YOUNG ET AL. 2011; CÚCZ et al. 2018; MAES et al. 2018).

A mezőgazdaság döntően a felszínborításra gyakorolt hatása révén az energiatermelés után a legnagyobb emberi üvegházhatású gázokat kibocsátó ágazatnak számít (IPCC 2014). Ez a szempont komoly jelentőséget kölcsönöz a magas szénmegkötési kapacitással jellemezhető élőhelyek védelme és restaurációja számára a klímaváltozás kontextusában. Ilyenek a teresztris vizes élőhelyek, melyek becsült szénmegkötése 830 Tg/év (MITSCH et al. 2012). Mezőgazdasági területté váló átalakításuk nagy mértékben járult hozzá a mezőgazdaság modernkori globális üvegházhatású gáz kibocsátásához (WATSON et al. 1995). Konverziójukat visszacsatolásként növekvő hidroklimatikus sérülékenység, felmelegedés és súlyosbodó aszálykitétség követte a magyar Alföldhöz hasonló adottságú kontinentális síkságokon. Ezek az anomáliák a jelenkori földhasználati rendszer és az élelmiszerbiztonság legfontosabb kihívásai között említendőek (RAY et al. 2015). Dolgozatomban amellet érvelek, hogy az Alföldön megvalósuló restaurációjuk esetén több milliárd m³ víz több ezer km² kiterjedésű területen megvalósuló visszatartása táji szinten képes emelni a talajvízszinteket, mely kiegészülve a nagy tömegű víz párolgásával komoly aszályvédelmi funkcióval bír. Ezt támasztják alá a Tiszavölgyben a vízpótlást és vízvisszatartást célzó műtárgyak 20. századi megvalósításával megemelkedett talajvízszintek (KONECSNY 2010; BEZDÁN 2011; RAKONCZAI 2013) és indirekt módon, a bósi beavatkozás következtében a magyar oldalon tapasztalt talajvízcsökkenés negatív hatásai a termésátlagokra (KEREKES et al. 1994). A vizes élőhelyek az aszályvédelem mellett az árvízvédelemben játszanak egyre szélesebb körben felismert stratégiai szerepet (ROGGER et al, 2017). Utóbbi funkciónak az árvízvédelem rendkívül magas beruházási és fenntartási költségei kölcsönöznek kiemelkedő értéket (STÜRCK et al. 2014; MITSCH, GOSELINK 2015; NATIONAL 2016). Ezért álláspontom szerint az árterek ár- és aszályvédelmi funkciói egy ökológiai és ökonómiai szempontból fenntartható földhasználati rendszer megvalósításával kulcstényezői lehetnek az élelmiszerbiztonság, a klíma- és vízminőségvédelem helyi és globális céljainak integrációjában.

3.5. Vízügyi paradigmaváltás: a Vásárhelyi Terv Továbbfejlesztése

Napjainkban az egykori árterek helyén kialakított mélyen fekvő mezőgazdasági területek védelmét közel 2 940 km hosszúságú gát- és 42 600 km csatornarendszer látja el (SOMLYÓDY 2011). A gigantikus méretű alföldi gát- és belvízrendszer műszaki állékonyságát és gazdasági fenntarthatóságát rendkívüli hidrológiai események tesztelték az 1990-es évtized végén. Abban az időszakban, amikor a „modernizált Alföld” hidrológiai és földhasználati rendszere nagyjából 150 éves fennállása óta először szembesült szabadpiaci kihívásokkal (MORKRE, TARR 1995; KOPSIDIS 2008). A felismerés, hogy a posztkommunista piacgazdaság feltételrendszerében a védett szántóföldek bevételei nem képesek finanszírozni az árvízvédelem költségeit (SZLÁVIK 2000), paradigmaváltást indított el számos hazai szakmai diskurzusban. Noha környezetvédők, vízügyi szakértők és területi tervezők megfogalmazták a korábban vízmentesített árterek részleges helyreállításának igényét (VÁTI 2005), álláspontom szerint jól megalapozott gazdasági számítások és stratégiák hiányában a *“különböző döntéshozói szintek és a véleményformálók”* nem tudtak felülemelkedni *„bebetonozott mantráikon”* (KOSZORÚ, SZÁNTÓ 2011) és a nyilvános vita vallási meggyőződések közötti állóháborúvá merevedett. Témánk szempontjából a legfontosabb tanulság, hogy teljes mértékben hiányoztak és a mai napig hiányoznak a vizes élőhelyek használatát célzó jól megalapozott termékpályákra épített gazdasági stratégiák és ökoszisztém szolgáltatás-értékelések. Bár az intenzív viták nem vezettek konszenzusra a helyreállítandó vizes élőhelyek méretét illetően, rámutattak két fontos tényre. Egyrészt az agrárium résztvevői nem tudták (vagy nem is szándékozták) feladni a tömegtermelésre összpontosító földhasználati stratégiát, amely *“a vizes élőhelyekre értéktelen területekként tekint, »feljavításukat« kizárólag lecsapolásukkal és felszámolásukkal látja megoldhatónak”* (WOODWARD, WUI 2001). Másrészt a felismerés, hogy az árterek helyén nyitott szántóföldek haszna képtelen finanszírozni vízügyi védelmük költségeit diszkreditálja a fennálló földhasználati, ár- és belvízvédekezési rendszerek fenntarthatóságát (FORGÓNÉ NEMCSICS 2000; NÉSZ 2013; NVS 2013).

A megvalósult Vásárhelyi Terv Továbbfejlesztése (VTT) a Tiszavölgy ökológiai, ökonómiai és társadalmi konfliktusainak komplexitását árvízvédelmi tervekben célozta feloldani ca. 700 millió m³ tározókapacitás megépítésével (14. táblázat). Mindeközben Tiszavölgy hosszú távú árvízbiztonsága 1,5–2 milliárd köbméter víz visszatartását igényli (VÁTI 2004; KONCSOS 2006). Ennek a vízmennyiségnek a tározása viszonylag kis területen (14. táblázat), kizárólag gátakkal védett mélytározókban megvalósítható. A földhasználat a szántóföldi művelés túlsúlyával

jellemezhető VTT vésztározóiban, azonban a termesztett növények, de a fásszárúak többsége sem képes túlélni a tározók feltöltésekor kialakuló több méter mély vízborítást. Ezért a tározók üzemeltetése a földhasználók rendszeres kártalanítását feltételezi. A VTT koncepciót széles körben kritizálták amiatt, hogy a kialakításakor, a tározók helyének kiválasztásakor releváns gazdasági, geomorfológiai és ökológiai szempontokat figyelmen kívül hagytak (GÁBRIS et al. 2004; UNGVÁRI, KISS 2013a). A Magyar Természetvédők Szövetsége által kiadott költség-haszon elemzés rámutatott arra, hogy a VTT koncepcióval szemben egy viszonylag nagyterjedésű, 1,5-2 m mély tározótér kialakítását és a meglévő gátrendszer megemelését célzó (2. ábra) megoldás lényegesen alacsonyabb beruházási költség mellett megvalósítható megoldás lenne (KONCSOS 2006). Ezt követően több műhelyben is foglalkoztak egy a mainál ökológiai és ökonómiai értelemben is fenntarthatóbb alföldi földhasználati rendszer kialakításának közgazdasági vonatkozásaival. Tárgyalva az egykori ártereken zajló gabonatermesztés környezeti kockázatait (PINKE 2012), ökoszisztéma szolgáltatások mezőgazdasági termelést érintő vonatkozásait (DERTS et al. 2012; KISS 2013), a területi vízgazdálkodás rendszerének átalakítási lehetőségeit (UNGVÁRI, KISS 2013b), a vízvisszatartás érdekében megvalósítandó földhasználatváltás illesztési lehetőségeit az ökológiai fókuszterületek rendszerébe (UNGVÁRI, KISS 2013c), a földhasználatváltás költség-haszon elemeit (TABI et al. 2011; ESZLÁRI, MARJAINÉ SZERÉNYI 2014). A kutatások eredményei a belvizes területek földhasználati rendszerének átalakítása és a vízvisszatartás megvalósításának irányába mutattak.

3.6. Az Európai Vízkeret Irányelv belvizes területeket érintő vonatkozásairól

Geológiai, klimatikus és hidrológiai adottságok következtében a hazai 4,3 millió hektár szántóföldi állomány negyede rendszeres belvízelöntésnek kitett (VGT 2010). Nagyjából a Föld egyenlítőjével azonos hosszúságú csatornarendszer védelmezi a belvíznek kitett magyarországi szántóföldi állományt, mely 1983 és 2007 között éves átlagban $1,77 \times 10^9$ m³/év vizet bocsátott a folyórendszerbe (VÍZÜGYI ÉVKÖNYVEK 1984–2008). A belvíznek kitett szántóföldi állomány többsége hazánk aszálynak leginkább kitett térésgében fekszik (PÁLFAI 2004). Az aszálynak való kitettség vizsgálata során szembetűnő, hogy 1980 óta a 20. század első kétharmadához képest jelentősen nagyobb számban tapasztaltunk szélsőséges mértékű aszályokat és ezek éppen a belvíznek leginkább kitett alföldi megyékben okozzák a legjelentősebb károkat (PÁLFAI 2004; PINKE 2012). A belvízelöntés legmagasabb rizikójú időszaka a január–március közötti időszak és június hónap, melyek az év árhullámoknak leginkább kitett periódusai. Hidroklimatológiai szempontból a júniusi belvízelöntések nemcsak a nyár eleji csapadékmaximumhoz kapcsolhatók, de épp megelőzik az aszályos nyári hónapokat. Ezt figyelembe véve megállapítható, hogy a

belvízvédekezés nyomán az árvizes periódusokban a folyórendszerbe továbbított víztömeg komoly plusz terhelést jelent a folyami árvízvédelmi rendszer számára, emelve az árvízi károk kockázatát és az árvízvédekezés amúgy is rendkívül magas költségeit. Ezen felül a nyár eleji belvízvédekezés, a talajvízkészletek megcsapolása révén jelentős mértékben emeli a nyári aszálykockázatot, de nem csak a belvíznek kitett területeken, hanem azok tágabb környezetében is (VGT, 2010). Ezért az Alföldhöz hasonló adottságú délkelet-európai száraz síkságok aszálykockázatának releváns csökkentéseként a földhasználat extenzifikációja (OLESEN, BINDI 2002) és a korábbi vizes élőhelyek restaurációja javasolt (CSETE et al. 2011; NÉS2, 2013; NVS, 2015).

Az Európai Víz Keretirányelv (VKI), az európai közösség deklarációja arról, hogy az európai társadalom jóléte elválaszthatatlan a környezet, így a tagállamok területén található víztestek jó állapotától. Megvalósításával kontinentális léptékű tájrehabilitációs program vette kezdetét. Magyarország számára, az agrárium, a természetvédelem és további szektorok szempontjából egyaránt történelmi jelentőségűek a VKI célok. A végrehajtásukat szolgáló VGT-ben (2010) és felülvizsgálatában (VGT 2015) közzétett állapotfelmérés és feladat-meghatározás a szakpolitikába is bevitte azt a sok szempontból igazolt megállapítást, hogy vizeink állapota jórészt a vízgyűjtőn alkalmazott területhasználat és növényfedettség függvénye. A VKI-ban megfogalmazott cél, miszerint 2015-ig, de a legfeljebb kétszer hatéves derogáció igénybevételével 2027-ig, fenntartható és jó állapotba kell hozni a felszíni és felszín alatti víztesteket (2000/60/EK, 4). Az ütemezett VGT intézkedéscsomagban kialakított program a teendők részletes lebontását tartalmazza minden érintett víztestre és vízgyűjtőikre. Ennek részeként Magyarországon 230 ezer ha belvízzel erősen veszélyeztetett és 860 ezer ha közepesen veszélyeztetett szántón (az országterület 11,68%-a, a szántóföldi művelésben álló területek 24,22%-a) a földhasználat konverziója vár megvalósításra (VGT 2010). A VGT intézkedéseinek világos üzenete, hogy víztesteink jó ökológiai, kémiai és morfológiai állapotba juttatása, azaz rehabilitációja jórészt területhasználati kérdés. A dokumentum készítői e célok elérését szakmák közötti együttműködés keretében, az integrált területi tervezés eszközeinek felhasználásával látják megvalósíthatónak. A VGT programozásához illeszkedő ütemben a VGT végrehajtási feltételeit megteremtő átfogó jogalkotási és egyéb alapintézkedések valósítandók meg, köztük a VGT-hez kapcsolódó területrendezési vonatkozású jogszabályok módosítása (SZILLASSI 2015), a szükséges területi elemzések elkészítése, a „*VGT által meghatározott feltételrendszer figyelembe vétele, különösen a területrendezés és területfejlesztés, a mezőgazdasági és vidékfejlesztési politika (...) dokumentumaiban*” (VGT 2010, 275). E folyamatban kiemelt jelentősége van a környezetkímélő gazdálkodásnak, a földhasználati rendszer vízvédelmi szempontok szerinti szabályozásának és a

szántó-erdő, a szántó-gyep, ill. a szántó-vizes élőhely konverzió finanszírozását megalapozó gazdasági, környezeti elemzéseknek. Az európai célkitűzések adaptációjával jelentkező feladatcsomag nagyságrendét jól jelzi a következő összefoglalás: *„A vízfolyások mellett vízvédelmi puffersáv kialakítása és fenntartása az érintett régiók mindegyikében a vízfolyás víztestek kb. 90%-át érintik. A nitrát-érzékeny területekre vonatkozó művelési mód és ág váltás minden régióban jellemző intézkedés. (...) A belvíz-rendszer módosítását, a vízvisszatartást célzó intézkedéseket a két alföldi régióban (...) a vízfolyás víztestek több mint 80%-át érintik e tervek (...). Teljesen megegyező a helyzet a művelési mód és művelési ág váltással történő vízvisszatartással”* (VGT TISZA 2010). Az észak-alföldi régió kis- és közepes vízfolyásainak több mint 70%-án elvárás a meder rehabilitációja (VGT TISZA 2010). Ha figyelembe vesszük az Európai Unió (EU) agrárfinanszírozásának várható átalakulási irányait a 2020 utáni költségvetési időszakban, túlzás nélkül állítható, hogy az európai tájak és benne a víztestek „sorsa” történelmi fordulópont előtt áll.

Mivel a mezőgazdasági területek a vizek diffúz terhelésének legjelentősebb szennyezőforrásai (VGT 2010) és az alföldi területeken a szennyezőanyagokkal telített belvíz levezetése a mezőgazdaság okozta vízminőségi problémák legfontosabb tényezője (VGT 2010), a VGT belvizes területeket érintő intézkedéseinek végrehajtása kiemelkedő jelentőségű földhasználat tervezési feladat. Az NVS fókuszterületei a rendkívüli hidrológiai eseményeket okozó klímaváltozáshoz való adaptáció, a fenntartható földhasználati struktúra kialakítása és a vízvisszatartás. Összhangban a VKI-vel a NVS elsőszámú célkitűzése a *„felszíni- és felszín alatti vizek minőségi és mennyiségi jó állapotának elérése és a velük való hosszú távú és fenntartható gazdálkodás”* (NVS 2013). Jól jelzi a szemléletváltás strukturális jellegét a védelmi stratégia megfogalmazása, mely szerint: *„az egységes vízgazdálkodás keretében a vízvezetés (árvizek és belvizek elvezetése) és a vízhasznosítás összekapcsolása szükséges a vízvisszatartás eszközeivel (és ennek részeként a vizes élőhelyek rehabilitációjával és fejlesztésével, tekintettel arra, hogy a biológiai sokféleség megőrzésében rendkívüli je-lentősége van a vizes élőhelyek szegényedése, az ökoszisztéma-szolgáltatások további hanyatlása megállításának), ami egyben a vízválság elkerülésének legjelentősebb eszköze is”* (NVS 2015).

Az európai környezetpolitika és jogalkotás egyik fontos törekvése az, hogy a környezetvédelem céljait más közösségi stratégiákba integrálja és a különböző szakpolitikai törekvések közötti integrációhoz bázist teremtsen (VKI 2000). A direktíva, majd az VGT megfogalmazói felismerve, hogy *„egy-egy intézmények sikere nemcsak immanens adottságaik, hanem más intézményekkel való interakciójuk függvénye”* (YOUNG 1999) látványos lépéseket tettek az oly gyakori öncélú intézménypolitikai gyakorlat felszámolása és a közösségi kormányzás meghonosítása érdekében.

Az európai törvényalkotás intézmények közötti együttműködést és közösségi kormányzást bátorító törekvése és a fenntartható földhasználat megvalósítására vonatkozó világos célok ellenére „súlyos közpolitikai problémát jelent a vízgazdálkodás és a földhasználat tervezési szintjei között fennálló szakadék” (MOSS 2004). E probléma nem csak a VKI döntően vízminőségi problémák leküzdését célzó intézkedései kapcsán fogalmazható meg. Az integrált földhasználat-tervezés hiánya az Európai Árvízstratégiában megfogalmazott célok szempontjából is az egyik legsúlyosabb konfliktusterületnek számít. Bár a résztvevők *„egyelőre nem minden esetben ismerik fel hiányát (...) valójában egy holisztikus szemléletű földhasználat-tervezés folyamatába integrált vízgazdálkodás és árvízpolitika”* (SANTATO et al. 2013) biztosíthatja a hosszú távon is sikeres kockázatkezelés feltételeit.

3.7. A vízvédelmi zónarendszerekről

A vizek szennyezésének elhárítását vagy a vízkészletek megőrzését szolgáló területek vagy vízvédelmi zónák ősidők óta ismertek. Legelterjedtebbek a kutak és a források körül kialakított ivóvízvédelmi övezetek, de számos országban a vízparti területek eltérő szélességű sávja is védelem, szennyezési vagy építési tilalom és földhasználati korlátozás alá kerültek. Az EU tagországai a VKI 6. és 7. cikkely, az EU Fürdővizek minőségéről szóló 76/160/EEC (1975. XII. 8) direktíva, a Települési szennyvízkezelésről szóló 91/271/EEC (1991. V. 21) direktíva, a Nitrátérzékeny területekről szóló 91/676/EEC (1991. XII. 12) direktíva, a 79/409/EEC (1979. IV. 2) Madárvédelmi irányelv és a természetes élőhelyek, valamint a vadon élő állatok és növények védelméről szóló 92/43/EEC (1992. V. 21) direktíva rendelkezései figyelembe vételével alakították ki vízvédelmi zónarendszereiket.

Az uniós jogrenddel összhangban, a táji és a társadalmi adottságok figyelembe vételével az Országos Területrendezési Tervekről szóló 2003. évi XXVI. törvényben két országos (Kiemelten érzékeny felszín alatti vízminőség-védelmi terület és a Felszíni vizek vízminőség-védelmi vízgyűjtő területének) övezeteit (4. §) és négy kiemelt térségi, megyei vízvédelmi övezetet (Kiemelten érzékeny felszín alatti vízminőség-védelmi terület; Rendszeresen belvíz járta terület; Hullámtér és nyílt ártér; Vízerózióknak kitett terület) (12. §) határoztak meg. A Kiemelten érzékeny felszín alatti vízminőség-védelmi terület zónájában a bányászati tevékenységet (12. §), míg a Felszíni vizek vízminőség-védelmi vízgyűjtő területének övezetében a „vízgyűjtőn kívül keletkezett szennyvizek vízgyűjtő területre történő be- vagy kivezetését” szabályozták. A Rendszeresen belvíz járta terület övezetében, azaz ahol belvíz nagyobb mennyiségben és rendszerességgel összegyűlik (2. §, 24.), a településrendezési terv részeként elkészítendő

belvízrendezési munkarésről rendelkezik és a beépítés lehetőségét jelentősen korlátozza (23. §). Az OTrT Környezeti Hatásbecslése (LECHNER 2014) tovább megy és kiemeli, hogy a belvíz által veszélyeztetett mezőgazdasági területeken mutatózó többlet vízhez illeszkedő művelési ág, valamint művelési mód kialakításának szükségességét. A térségi szintű vízvédelmi övezeteket az azóta elkészült kiemelt térségi és megyei területrendezési tervek is tartalmazzák. A 2005. évi Országos Területfejlesztési Konceptióban kiemelt térségként meghatározott Tisza Térség Területrendezési Tanulmánytervben (VÁTI 2005) három vízvédelmi zónát, az Ártéri tájgazdálkodás és VTT árapasztó tározók, a Rendszeresen belvízjárta terület és a Hullámtér és nyílt ártér övezeteit határolták le. A Balaton kiemelt üdülőkörzetben a tó turisztikai jelentősége és környezeti érzékenysége indokolta, hogy vízgyűjtőjén az országosnál szigorúbb területfelhasználási szabályozást alakítsanak ki és az országosnál lényegesen nagyobb arányú vízvédelmi területet határoljanak le (VÁTI 2006). Így az OTrT „Kiemelten érzékeny felszín alatti vízminőség-védelmi terület” országos övezetének megfeleltethető „Felszíni szennyeződésre fokozottan érzékeny területek” övezete mellett alkalmazták a „Vízérőzióknak fokozottan kitett területek” és a „Felszíni vízminőség-védelmi területek” kiemelt térségi övezeteit. Utóbbi a tó vízminőség-védelmé szempontjából kiemelt jelentőségű vízjárta területeket tartalmazza.

Magyarországon Csehországhoz (OPPELTOVÁ 2013) és Franciaországhoz hasonlóan (SOYEUX, 2003) három veszélyeztetettségi kategóriájú vízvédelmi zónarendszer működik (fokozottan érzékeny, érzékeny és kevésbé érzékeny), melyet a felszín alatti vizek védelméről szóló 219/2004. (VII. 21.) kormányrendeletben szabályoztak. Fokozottan érzékeny területeket a vízbázisvédelmi védőterület, a felszíni karszt, a felszíni állóvizek 0,25 km széles parti sávja, a Nemzetközi Jelentőségű Vadvizek és a Natura 2000-es vizes élőhelyek alkotják. Az érzékeny területeket a min. 20 mm/év mennyiségben csapadékból utánpótlást nyerő felszín alatti víztestek, a felszíntől 100 méteren belül elhelyezkedő karsztok, 100 méteren belül elhelyezkedő fő vízadó rétegek és a természetes fürdőhely esetében 0,25-1,0 km közötti parti sávja, alkotják. E két kategóriába nem tartozó területek alkotják a kevésbé érzékeny területeket. További európai példákkal szolgálva, Angliában és Skóciában 2 felszín alatti vizek és három felszín feletti vizek védelmét szolgáló zónát határoltak le (DEPARTMENT 2009). Németországban három talajvízvédelmi zónát és hat felszíni vizek védelmét szolgáló zónát különböztettek meg. E kilenc zónában több ezer vízvédelmi terület kialakítására került sor az elmúlt két évtizedben, így pl. Baden-Württemberg tartomány területének közel 25%-át alkotják vízvédelmi zónák (ZHU, BALKE 2008). De talán egyetlen európai országban sem jelent azonban akkora feladatot, mint Magyarországon az egykori árterek helyén jelentkező belvízelöntésekhez kapcsolódó vízminőségi kockázat kezelése.

4. ANYAG ÉS MÓDSZER

A vizsgálat keretét biztosító modell első fázisában a magyarországi gabonatermesztést, azaz a hazai szántóföldi növénytermesztés súlyponti elemét 1921–2010 között érő hidroklimatikus kihívások hatásait táji kontextusban és 30 éves időszakokban elemzem. A hidroklimatikus tényezőket a csapadékösszegek havi összegei, a középhőmérsékleti értékek havi átlagai és a talajvíztükör megyei szintű havi átlagai míg az eredmény változókat az árpa, a búza és a kukorica megyei és országos szintű éves termésátlagai alkotják. Hipotézisem szerint a klímaváltozásnak leginkább kitett hazai nagytáj, az Alföld. E klimatikus kihívást az Alföld esetében a fennálló földhasználati rendszer egyik legsúlyosabb megpróbáltatásaként értelmezem. A klímaváltozás negatív hatásainak csillapítása szempontjából a síkság földhasználati rendszerében kulcselemként azonosítom a belvizes területek körét. E területi típusra összpontosítva, a modell második részében egy ökológiai és ökonómiai szemponttól fenntarthatóbb földhasználati rendszer kialakítását célzó integratív földhasználat tervezési gyakorlat módszertani elemeire vonatkozó javaslatot fogalmazok meg. Ennek részeként adatgyűjtésen alapuló becslésekkel azonosítom a belvizes területeken az előtésekhez kapcsolódó legfontosabb területegységre vetített kiadásokat, valamint a vízvisszatartással e területeken elérhető árvízvédelmi szolgáltatás értékét. A modell kimeneteként agroökológiai alkalmasság, felszínborítás, környezeti érzékenység és védettség területi kategóriáinak a vidékfejlesztés és a környezetpolitika stratégiai dokumentumaiban megfogalmazott elvek szerint kialakított kombinációi alapján azonosítom a vízvisszatartás célterületeit.

4.1. Hipotézisek

- 1) A dolgozat bevezetésében és irodalmi áttekintésében leírtak alapján azt feltételezem, hogy a magyarországi gabonatermesztés klímavariabilitásnak való kitettsége meghaladja a globális átlagokat.
- 2) A klimatikus változók, valamint a termésátlagok közötti kapcsolat erőssége a vizsgált 30 éves periódusokban és 3) az egyes periódusokon belül regionálisan is eltérő értéket mutat majd.
- 4) Feltételezésem szerint a talajvíztükör és a gabona termésátlagok variabilitása között pozitív kapcsolat áll fenn, mely lehetőséget nyújt a belvizes területeken megvalósítandó vízvisszatartás ellátó szolgáltatásának, nevezetesen a gabonahozamokra gyakorolt pozitív hatásának kvantitatív értékelésére.

- 5) Várakozásom szerint az alföldi termésátlagok kitettsége a hidroklimatikus tényezőknek meghaladja majd más régiók termésátlagainak kitettségét.
- 6) Hipotézisem szerint a korábbi vizes élőhelyek helyén, szántóföldi művelésre kevésbé alkalmas térszíneken a jelenleg közgazdasági szempontból is fenntarthatatlan szántóföldi művelés felszámolásával és a vizes élőhelyek restaurációjával eurószázmilliókban mérhető ár- és belvízvédelmi beruházások válthatók ki.
- 7) Feltételezem továbbá, hogy az agroökológiai alkalmasság, a környezeti érzékenység és a védettség területi kategóriák, valamint a felszínborítási kategóriák elemzésével jelentős kiterjedésű szántóföldi állomány határozható meg, ahol a szántóföldi művelés konverziója a táji szintű vízvisszatartás érdekében a vidékfejlesztési- és környezetpolitika stratégiai dokumentumai, valamint ökológiai és ökonómiai szempontok alapján megvalósítandó feladat.

4.2. A klimatikus változók és a talajvíz, valamint a gabonahozamok közötti kapcsolatok regionális és országos szintű elemzése (1921–2010)

4.2.1. Adatforrások

Az elemzésekben öt meteorológiai állomás (Budapest (47° $5'$ É; 19° $0'$ K), Debrecen (47° $5'$ É; 21,6 K), Szeged (46° $2'$ É; 20° $1'$ K), Pécs (46° $0'$ É; 18° $2'$ K) és Szombathely (47° $2'$ É; 16° $6'$ K)) havi középhőmérséklet és havi csapadékösszeg értékeivel dolgoztam. Az országos havi átlagokat az állomások adatainak átlagaként állítottam elő. Az öt meteorológiai állomás adatai jól reprezentálják az ország topográfiai és klimatikus adottságainak diverzitását és legfontosabb gabonatermő tájait. Budapest, Pécs és Szombathely állomások homogenizált idősorai a HISTALP adatbázisból (AUER et al. 2007), Debrecen hőmérsékleti és csapadék adatai az Országos Meteorológiai Szolgálat (OMSZ) nyílt hozzáférésű adatbázisából (<http://www.met.hu/>), míg Szeged homogenizált csapadék és hőmérsékleti idősora az OMSZ adattámogatásaként állnak a rendelkezésemre. Az adatbázisokban mutatkozó diverzitást a homogenizált adatokhoz való hozzáférés szükségessége determinálta. 1) A szabadon hozzáférhető HISTALP adatbázisban alföldi állomások közül csak Budapest-Ferihegy adatsora szerepel. 2) Az OMSZ adattámogatása csak egy állomás adatait biztosította. 3) Klimatológus szakemberekkel történt egyeztetések és az állomások történetének megismerése után arra a következtetésre jutottam, hogy Debrecen nem homogenizált adatait az elemzésben használjam. Döntésem mellett szól az a körülmény, hogy a debreceni állomás áthelyezése külterületről külterületre történt, így két évet leszámítva – a pallagi állomás elpusztulása (1944 szeptember) és helyreállítása (1946 november) közötti időszak adatait a Debreceni Egyetem Meteorológiai Tanszékén észlelt adatokból pótolták. Tekintettel arra, hogy a

megyei termésátlagok ebben a két évben szintén nem állnak rendelkezésemre 1944, 1945 és 1946 hőmérsékleti adatait kiejtettem az adatbázisból.

Az éves termésátlagokra vonatkozó országos szintű adatok és a megyei termésátlagok 2000–2010 közötti állománya a Központi Statisztikai Hivatal (KSH) nyílt hozzáférésű adatbázisából származnak, a megyei termésátlagok 1922–1999 közötti állománya a KSH adattámogatásaként áll a rendelkezésemre. A megyei termésátlag idősorban öt év adatai (1921, 1944–1946 és 1949) hiányoznak.

A talajvíztükör megyénkénti ingadozására vonatkozó havi átlagokat a Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék adattámogatása biztosította. A vízügyi igazgatóságok által üzemeltetett talajvízkúthálózat adatait a VITUKI-ban szervezték országos adatbázissá, melyben 2113 talajvízkút adatai szerepelnek az 1961–2010 közötti időszakra vonatkozóan. Az állomány döntő részben a síkvidéki területek alatti talajvíztükör ingadozásának monitorozására jött létre és az 1930-as évek óta folyamatos fejlesztés révén érte el a mai lefedettséget (SZALAI 2011). Ebből fakadóan az adatok eloszlása sem térben, sem időben nem egységes, pl. a vizsgált 1961–2010 közötti időszakra vonatkozóan csak a teljes kútállomány ca. 15%-a, 276 kút esetében áll rendelkezésünkre megszakítatlan adatsor. Az adatállomány verifikálását végző szakemberek tájékoztatása szerint a kutak felújítása során megvalósult kútperem-módosítás miatt jelentős számú észlelőhely adatait kellett eltávolítani az adatbázisból. Az elemzések során a megszakítatlan adatsorokból képzett adatbázist használtam, de a megyei szintű elemzések során az összes 2113 db talajvízkút adatsorai alapján előállított átlagokkal kontrollszámításokat végeztem.

4.2.2. Leíró elemzés

Az országos és a megyei átlagokból szervezett regionális termésátlagok vonatkozásában három 30 éves időszakban elemeztem a magyarázó és az eredmény változók időbeli változásait és térbeli variabilitását. A vizsgálati időszakok kialakításával a nemzetközi kutatási protokollt követtem (SZALAI et al. 2005; SUGGITT et al. 2017), melyben az Éghajlat-változási Kormányközi Testület (IPCC) Ötödik Értékelő Jelentése óta a referenciaidőszakként publikált 1981–2010 periódus elemzése kiemelt jelentőséggel bír (IPCC 2014). A vizsgált időszak 90 éves hosszúsága ritka lehetőséget nyújt, arra, hogy egy közel évszázad hosszúságú időkeretben jellemezzük a területi változások irányát és relatív mértékét. A Shapiro-Wilk-teszttel elvégzett numerikus normalitásvizsgálat, a sűrűség-hisztogramokon és a QQ diagramokon elvégzett vizuális elemzés

során a változók csoportjai normális eloszlást mutattak, ezért a 30 éves átlagok közötti eltérés szignifikanciáját ($\alpha < 0,95$) R környezetben (R 3.2.4 Revised version) két mintás Welch t-próbával teszteltem. Ez az eljárás két csoport összehasonlítása esetén a Fisher féle F-próbával ekvivalensnek tekinthető (REICZIGEL et al. 2014), vagyis a teszteredmények az átlagok mellett a varianciák közötti eltérés vonatkozásában is informatívak.

Az 1961–2010 közötti talajvízadatok nem nyújtottak lehetőséget egynél több 30 év hosszúságú idősor kialakítására, ezért a talajvíz esetében 25 éves idősorok átlagaiban bekövetkezett változásokat vizsgáltam. Mivel a havi talajvízmélység-átlagok idősorai a numerikus és vizuális tesztek során normális eloszlást mutattak, az átlagok közötti eltérések szignifikanciáját Welch féle t-teszttel ellenőriztem. A talajvíztükör megyei és regionális átlagainak éves és szezonális ingadozását vonaldiagramm segítségével mutattam be, míg a talajvízmélység átlagaiban mutatózó megyei és regionális szinten jellemző folyamatokat leíró módon ismertettem.

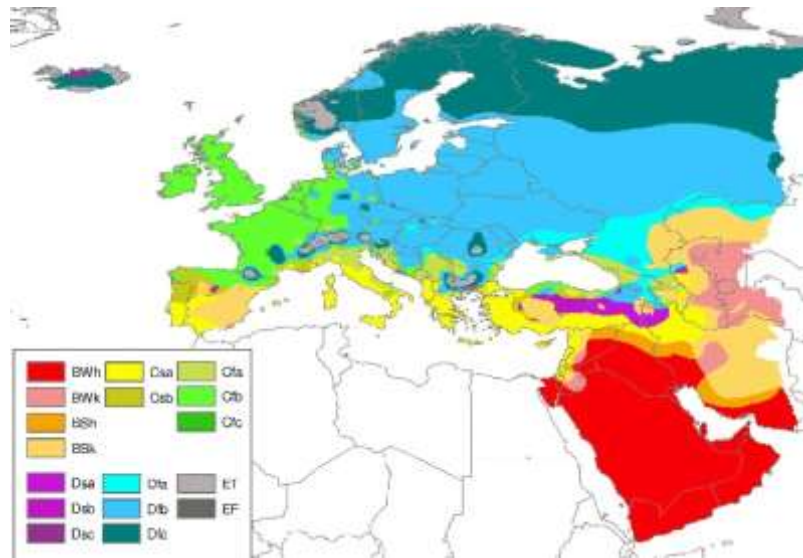
A vizsgálat következő lépéseként az éghajlati tényezők 30 éves átlagaiban mutatózó változásokat a Köppen-Geiger biofizikai osztályozási rendszerben értelmeztem (PEEL et al. 2007). Ugyan számos éghajlattani elemzés született, melyekben hazánk éghajlatát leíró módon elemezték (FÁBIÁN, MATYASOVSKY 2010; ÁCS, BREUER 2012), a környezeti változások mind szélesebb körű globális térképezésének hatására (HUANG et al. 2017) a nemzetközi irodalomban mind gyakrabban bukkannak fel biofizikai rezsim hosszú távú átalakulását nyomon követő leíró módszerek, így a legelterjedtebbnek számító Köppen-Geiger klímaklasszifikációs rendszer alkalmazását célzó elemzések (CHAN et al. 2016). Köppen klasszifikációs rendszerét az ország tájféldrajzi homogenitása miatt RÉTHLY Antal (1933), az eredeti módszer első hazai alkalmazója kevésbé tartotta alkalmazhatónak. Az elemzés elkészítését több szempont motiválta.

1) Hasznosnak tartottam azt, hogy a dolgozatban alkalmazott három 30 éves időszakban lefolytatott bioklimatológiai elemzést, a bioklimatikus adottságokban lezajlott folyamatok nyomon követésével illusztrálva, a Köppen-Geiger klímaklasszifikációs rendszer alkalmazásával is lekísérjem.

2) A rendelkezésre álló Köppen féle módszer alkalmazásával lefolytatott hazai vizsgálatok (RÉTHLY 1933; SZELEPCSÉNYI et al. 2009; FÁBIÁN, MATYASOVSKY 2010; ÁCS, BREUER 2012) nem célozták a 20. század egészében lezajlott hosszú távon lezajlott bioklimatológiai változások nyomon követését.

3) A Köppen-Geiger térkép 2000-es években aktualizált és napjainkban viszonyítási ponttá vált globális szintű változatában (PEEL et al. 2007) Köppen klasszifikációs rendszerét módosításokkal alkalmazták. A hazánkra jellemző C (meleg-mérsékelt) és D (hideg-mérsékelt) klímaövek

határértékeit RUSSEL (1931) megközelítését követve a leghidegebb hónap átlaghőmérséklet vonatkozásában -3°C -ról 0°C -ra módosították.



1. ábra Európa és a Közel-Kelet Köppen-Geiger zonációja (PEEL et al. 2007)

1. táblázat A dolgozatban tárgyalt Köppen klímaövek szimbólumainak RUSSEL (1931) nyomán módosított leírása és kritériumaik meghatározása PEEL et al. (2007) alapján

1.	2.	3.	Leírás	Kritérium
C			Mérsékelt	$T_{\text{hot}} > 10, 0 < T_{\text{cold}} < 18$
	s		-Szárak nyarú	$P_{\text{sdry}} < 40, P_{\text{sdry}} < P_{\text{wwet}}/3$
	w		-Szárak telú	$P_{\text{wdry}} < P_{\text{swet}}/10$
	f		-Szárak évszak nélkül	Nem Cs vagy Cw
		a	-Forró nyarú	$T_{\text{hot}} \geq 22$
		b	-Meleg nyarú	Nem „a” és $T_{\text{mon10}} \geq 4$
D		c	-Hideg nyarú	Nem „a” vagy „b” és $1 \leq T_{\text{mon10}} < 4$
			Hideg	$T_{\text{hot}} > 10, T_{\text{cold}} \leq 0$
	s		-Szárak nyarú	$P_{\text{sdry}} < 40$ és $P_{\text{sdry}} < P_{\text{wwet}}/3$
	w		-Szárak telú	$P_{\text{wdry}} < P_{\text{swet}}/10$
	f		-Szárak évszak nélkül	Nem Ds vagy Dw
		a	-Forró nyarú	$T_{\text{hot}} \geq 22$
		b	-Meleg nyarú	Nem a és $T_{\text{mon10}} \geq 4$
		c	-Hideg nyarú	Nem „a”, „b” vagy „d”
	d	-Nagyon hideg telú	Nem „a” vagy „b” és $T_{\text{cold}} < -38$	

T_{hot} = a legforróbb hónap átlaghőmérséklete; T_{cold} = a leghidegebb hónap átlaghőmérséklete;

T_{mon10} = a 10°C -nál melegebb átlaghőmérsékletű hónapok száma; P_{dry} = a legszárazabb hónap csapadékösszege; P_{sdry} = a legszárazabb nyári hónap csapadékösszege; P_{wdry} = a legszárazabb téli hónap csapadékösszege; P_{swet} = a legcsapadékosabb nyári hónap csapadékösszege; P_{wwet} = a legcsapadékosabb téli hónap csapadékösszege

E változtatásnak azért van jelentősége, mert esetünkben a Köppen féle értékhatár alkalmazásával a mediterráneum északi térsége és Közép-Európa közötti különbségek elmosódnak, míg a

leghidegebb hónap küszöbértékének feljebb sorolásával a két térség közötti különbség kézzelfoghatóbb (1. ábra). Így a hazánkról készült korábbi elemzések eredményei, melyekben Köppen határértékét RÉTHLY (1933) -3 °C -ról -2 °C -ra módosította, míg FÁBIÁN, MATYASOVSKY (2010), valamint ÁCS, BEUER (2012) az eredeti Köppen féle értékeket alkalmazta, PEEL et al. (2007) globális elemzésével kevésbé összevethetők.

Végül az öt meteorológiai állomás csapadék és hőmérsékleti adatsorainak átlagait, valamint a PAI adatsorának a területi érvényességét a $0,5 \times 0,5$ fok rácsfelbontású Climatic Research Unit TS3.23 (CRU) megnevezésű klimatikus adatbázis (JONES 2015) csapadék és hőmérsékleti fedvényeivel a KNMI Climate Explorer szoftver felhasználásával korreláltattam (TROUET, VAN OLDENBORGH 2013).

4.2.3. Adatelemzés

A regionális elemzés során a megyei termésátlag-csoportok által alkotott „bioklimatológiai régiók” lehatárolását a meteorológiai állomások és megyék tájféldrajzi helyzete alapján osztályozással végeztem el. A csoportok szélső elemeinek meghatározása során figyelembe vettem a megyei termésátlagok hierarchikus klaszterelemzésének, vagyis az adatok „felügyelet nélküli, önszerveződő” csoportosításának (IVÁNYI 2005; ILONCZAI 2014) eredményeit. Itt röviden szeretnék kitérni arra, hogy a dolgozatban törekvésem volt a területi és bioklimatológiai elemzésekben gyakorta használt statisztikai eljárások, pl. a klaszterelemzés bizonytalanságának kifejezése. Ezért SUZUKI, SHIMODAIRA (2006) által kifejlesztett eljárást alkalmaztam, mely R-környezetben a pvcust csomag használatával 5000-es ismétlésű bootstrap resampling eljárásban a Ward módszer alkalmazásával becsüli az elemek közötti euklidészi távolságot. A meteorológiai adatok esetében több állomásból álló területi csoportokat is képeztem (pl. Budapest-Debrecen, Budapest-Szombathely, Budapest-Szeged, Budapest-Debrecen-Szeged), de kizártam az egymástól földrajzi szempontból távol elhelyezkedő, így életszerűtlen állomáskombinációkat.

Bár a lineáris regressziós modellek nem alkalmasak az okozati összefüggés irányának feltárására, az a tény, hogy a csapadék, a hőmérsékleti és a talajvíz kondíciók szignifikáns módon hatással vannak a növények fiziológiai állapotára egyértelműen igazolt (DOORENBOS et al. 1986; LUO 2011; RAKONCZAI 2013). Ezért azt feltételezem, hogy a klimatikus és talajvíz változók ingadozása szignifikáns hatással van a termésingadozásra és a regressziós tesztek eredményei a magyarázó klimatikus és talajvíz változók, valamint az eredmény változók (terméshozamok) közötti kapcsolatok intenzitásaként értelmezhetők. Elsőként, szakértőkkel történt egyeztetés

eredményeként a regressziós modell magyarázó változóiként gabonafajokként meghatároztam a csapadékösszeg (Prec) és a középhőmérsékletek átlaga (Temp) vonatkozásában figyelembe vett periódusokat (a továbbiakban „vegetációs periódus”) (LOBELL, FIELD 2007), melyek a következők: $Prec_{\text{árpa, búza}} = \text{február–június}$ (PEPÓ, SÁRVÁRI 2011); $Prec_{\text{kukorica}} = \text{március–augusztus}$ (MENYHÉRT 1985); $Temp_{\text{árpa, búza}} = \text{május–július}$; $Temp_{\text{kukorica}} = \text{március–augusztus}$ (LÁNG et al. 2006).

Igazodva a gabonatermesztési régiók lehatárolásához (7. táblázat) a talajvíz-termésátlag kapcsolatokat a klíma-termésátlag kapcsolatvizsgálásban alkalmazott megyei csoportokban vizsgáltam. A modell fejlesztése érdekében rámutattam a területi lehatárolás gyenge pontjaira és e kérdéseket szakértői egyeztetésekben igyekeztem tisztázni.

A talajvíz vonatkozásában csak egy 30 év hosszúságú idősor kialakítására nyílt lehetőség, így igazodva a klimatikus faktorok és a gabonahozamok közötti kapcsolatvizsgálás időbeli struktúrájához, a dolgozatban csak az 1981–2010 közötti talajvíz-termésátlag kapcsolatokat elemeztem. A klimatikus faktoroktól eltérő módon a talajvíz kapcsán kevésbé álltak a rendelkezésemre kiindulópontként használható vizsgálatok és a szakértői egyeztetések sem vittek ahhoz közelebb, hogy az év mely periódusaiban lehet olyan aktív kapcsolat a talajvíztükör terep alatti mélysége és a vizsgált gabonafajok között, amely érdemleges hatást gyakorol a termésátlagokra. Az előzetes tesztek során a klimatikus tényezők és termésátlagok kapcsolata vonatkozásában megállapított vizsgálati periódusok és a növények teljes vegetációs periódusának talajvízszint átlagai megyei, régiós és országos szinten sem mutattak statisztikai összefüggést az éves termésátlagokkal. Ezért a talajvíz-termésátlagok esetében megváltoztattam a vizsgálat alapkérdését és CEGLAR et al. (2017) megközelítését követve arra kerestem választ, hogy mely hónapok talajvíz átlagai gyakorolnak hatást a termésátlagokra az egyes növények vetése és aratása közötti teljes életsiklusban. Ennek során azt teszteltem, hogy milyen szoros lineáris összefüggés mutatkozik az árpa és a búza esetében az október és július, a kukorica esetében a március és október közötti hónapok talajvíz-átlagai és az éves termésátlagok varianciái között. A teszteredmények tükrében alakítottam ki azokat a hónapcsoportokat, amelyek talajvízszint-átlagai és az éves termésátlagok közötti determinisztikus összefüggést vizsgáltam. E kapcsolatokat lineáris tesztek mellett bootstrap resampling eljárással is elemeztem, majd a teszteredményeket a talajvízszint-átlagoknak a vizsgált termésátlagokra gyakorolt hatásaként interpretáltam. Végül a talajvíz-termésátlag determinisztikus kapcsolatok egyenletei alapján a talajvízhatásról pontbecslést készítettem.

A bioklimatológiai kutatások egyik régi törekvését követve (PÁLFAI 2004) a dolgozat a klimatikus tényezők növényekre gyakorolt egyenkénti hatása mellett a magyarázó változók együttes hatását is becsülni fogja. Az eljárás során olyan kombinált magyarázó változó kialakítása volt a célom, mely a bonyolult számítási igényű és nehezen hozzáférhető adatokból generált klimatikus vagy ariditási indexekkel szemben (PÁLFAI 2004) a legkönnyebben hozzáférhető indikátorokból (esetünkben csapadékösszeg és átlaghőmérséklet), vagyis gyenge adatellátottságú régiókban (RUDGERS et al. 2018) és akár történeti időszakokban proxyk révén is előállítható. Így KRONMAL (1993) eljárását követve az egyes klimatikus és talajvíz változók mellett, magyarázó változóként vizsgáltam több kombinált klimatikus és talajvíz változó, valamint a termésátlagok kapcsolatát. R környezetben a *boot* csomag használatával nem paraméteres 5000-es ismétlésű bootstrap resampling tesztet használva (DAVISON, HINKLEY 1997; CANTY, RIPLEY 2017) a vizsgált kombinációk közül („Prec és Temp”, „Temp/Prec”, „Prec*Temp” és „(Prec és Temp)²” a ‘Prec/Temp’ kombináció (az alábbiakban „kombinált magyarázó változó”) mutatta a legszorosabb és egyúttal az interakcióktól legkevésbé „terhelt” kapcsolatot a gabona termésátlagokkal, vagyis az eredmény változókkal (LOBELL, FIELD 2007).

Az extrém időjárási események közül, melyek potenciálisan hatással lehetnek az országos termésátlagokra (árvíz, fagy, vihar stb.) az aszály- és a belvizeseményekre vonatkozó adatsorok ismertek. Előzetes vizsgálataim azonban azt jelezték, hogy a belvizesemények negatív hatása lokális, jelentősebb belvizesemények éveiben nincs tendenciaszerű változás az országos termésátlagokban. Ezért egyetlen extrém időjárási eseményre utaló indikátor, a Pálfa aszályindex (PAI) (PÁLFAI 2004, 2011) és a termésátlagok kapcsolatát vizsgáltam. A PAI beemelését a vizsgálatba hazánk, de e területi egységen belül elsősorban az Alföld aszálykitettsége is indokolja (PÁLFAI 2004; PINKE, LÖVEI 2017). Az 1931-től kalkulált Pálfa aszályindex 1–14 közötti skálán folytonos értékekkel jellemzi az éves aszályesemények intenzitását. A PAI-t az április–augusztus közötti havi hőmérsékleti átlagok és az október–augusztus közötti csapadék havi átlagok, valamint a hőségnapok számából, az esőtlen napok számából és a november–augusztus közötti talajvízmélység havi átlagaiból kialakított súlyozó érték szorzatának hányadosából számítjuk. 1921 és 1930 között PÁLFAI (2009) öt fokozatú történeti aszályindexét használtam. Annak érdekében, hogy az ötös skála értékei illeszthetők legyenek az 1931–2010 közötti 14 fokozatú skálához, a történeti skála folytonos értékeit 2,8-cal szoroztam meg.

Itt szeretném hangsúlyozni, hogy a dolgozatnak csak a fentiekben ismertetett klimatikus és talajvíz változók, valamint a termésátlagok közötti kapcsolat elemzés volt a célja. A termésátlagok változására ható szoci-ökonómiai tényezők (pl. a műtrágyafelhasználás vagy az agrotechnológiai

fejlődés) trendszerű hatásának (3. ábra) minimalizálása, detrendálása érdekében first-difference (első differenciák) eljárással alakítottam át a magyarázó- és eredménytényezőket (NICHOLLS 1997; PETERSON et al. 1998). A klimatikus és a termés hozam változók varianciái közötti kapcsolat intenzitását R környezetben az *Rcmdr* csomag lineáris modelljével teszteltem (FOX 2005) a teljes 90 éves időszakban és a három 30 éves periódusban (1921–1950, 1951–1980, 1981–2010). Erre azonban a talajvíz idősorok esetében csak az 1981–2010 közötti periódusban nyílt lehetőség. A lineáris kapcsolatok bizonytalanságát nem paraméteres 5000-es ismétlésű bootstrap resampling eljárással teszteltem.

4.2.4. A terméskiesés becslése

A klimatikus változók által kiváltott termésátlag-csökkenést többféle eljárással igyekeztem becsülni. Elsőként a regressziós egyenletek alapján kalkuláltam az 1 °C középhőmérséklet-változáshoz kapcsolódó terméskiesést (LIU et al. 2016). Mivel a csapadékösszegek 30 éves átlaga szignifikáns mértékben nem változott, csak a hőmérsékleti változó vonatkozásában készítettem terméskiesés-becslést. Másodszor, a vizsgált év termésátlaga és a vizsgált időszak legmagasabb termésátlaga, mint a ténylegesen elérhető optimális gazdasági érték (NUTTER et al. 1993) közötti különbség módszerét használtam (OERKE, DEHNE 2004; NEWMAN 2016). A módszert tovább fejlesztve, a potenciális hozamot évtizedenként számítva, az egyes évtizedek felső kvartilisébe tartozó éves termésátlagok átlagaként definiáltam. (Az évtizedes átlagok használata csökkenti a szocio-ökonómiai tényezők, pl. a technológiai fejlődés által kiváltott trendszerű növekedés torzító hatásait.) A klimatikus tényezők által kiváltott terméskiesésként egy adott év termés hozama és a potenciális termés hozam közötti negatív értéktartományba tartozó különbség, valamint a klimatikus faktorok és a termés hozam átlagok közötti regressziós koefficiens szorzatát határoztam meg. A technológiai fejlődés által generált hozamnövekedés változatlan arányú terméskiesés mellett a becsült terméskiesés abszolút értékében növekedést okoz. Ezért a dolgozatban a becsült terméskiesés százalékos arányát jelöltem meg.

4.3. Belvizes területeken megvalósítandó integrált földhasználati rendszer fejlesztése ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésével és egy vízvisszatartási zónarendszer koncepciója

A területfejlesztés és a támogatási rendszer tervezési folyamatát hatékonyan támogathatja a különböző tájalkotó tényezők ökonómiai hatásának vagy az ökoszisztéma-szolgáltatásoknak a területegységre vetített kvantitatív értékelése (PINKE 2012). Washington állam (USA) vizes élőhelyeiről (LESCHINE et al. 1997), a hollandiai Rajna-Meuse-deltáról (BROUWER, VAN EK

2004) és a lengyelországi Biebrza-völgyről készült elemzések példáit követve becslést készítettem a belvizes területek árvízvédelmi szolgáltatási értékéről, melyben a költségalapú értékelés módszerét (DE GROOT et al. 2002; BRANDER et al. 2006) használva összehasonlítottam két restaurált vizes élőhely és hat megvalósult VTT tározó egy m³ tározó kapacitásainak beruházási költségeit. Az összehasonlításba bevontam a belvizes területeken megvalósítandó fenntartható sekély vízviasszatartás felső küszöbértékének (DE GROOT et al. 2010) figyelembe vételével kalkulált hektáronkénti víztározó kapacitást és a regionális földárakat (IFTEKHAR et al. 2016). Ezt követően összegeztem a belvízvédekezés, mint az egykori árterek felszámolásával létrejött földhasználati rendszer működtetéséhez kapcsolódó rendkívüli feladatsorozat költségeit. Végül egy integrált földhasználat-tervezés irányába tett lépésként SCHAUBROECK et al. (2016) és CABRAL et al. (2016) ökoszisztéma-szolgáltatás gyűjteményeinek és a WaterRisk DSS döntéstámogató rendszer gazdasági moduljának (TABI et al. 2011) példáját követve inventáriumba gyűjtöttem a hazai belvizes területek területegységre vetített ökoszisztéma-szolgáltatásaira vonatkozó kvantitatív értékelések eredményeit.

4.3.1. Az integrált földhasználat-tervezés támogatása gazdasági értékeléssel

4.3.1.1. A belvizes területek árvízvédelmi ökoszisztéma-szolgáltatás-értéke

Ebben a vizsgálatban a restaurált Egyek-Pusztakócsi mocsarak (HORTOBÁGYI 2008) és a Vókonya-tó (HORTOBÁGYI 2006), valamint a hat megvalósult VTT tározó (BELÜGYMINISZTERIUM 2017) (14. táblázat) egy m³ tározó kapacitásainak beruházási költségeit fogom összehasonlítani. A 2004–2008 között zajlott Egyek-Pusztakócs programban 5000 ha kiterjedésű állandóan és időszakosan vízzel borított élőhely lánc, míg 2002–2006 között a Vókonya-tó esetében egy 2000 ha kiterjedésű élőhely rehabilitációja valósult meg a Hortobágy nyugati részén, árok- és gátrendszer felszámolásával, műtárgyak beépítésével, élőhely rehabilitációval. Az Egyek-Pusztakócs élőhelyrehabilitációs program előzményeként 1976 és 1997 között több lépcsőben valósították meg a terület vízellátását. A Nyugati-főcsatornából leágazó ca. 20 km hosszúságú csatornarendszer a terület közlekedési tengelyét biztosító egykori üzemi utat kísérő és korábban kialakított üzemi csatorna felújítását és bővítését jelentette. E csatornaberuházás költségére vonatkozóan nem rendelkezünk hozzáférhető adatokkal, de a területen egykor dolgozó szakemberek becslése szerint nem volt jelentős. Ezért ezt a beruházási tételt a vizsgálatban nem veszem figyelembe. Az összehasonlítás szempontjából fontosnak tartom tisztázni, hogy a VTT tározókhoz hasonlóan mindkét restaurált élőhely alkalmas vésztározói feladatok ellátására, mint ahogy ez az Egyek-Pusztakócsi mocsarak esetében az elmúlt években

meg is történt. A restaurálandó belvizes területeken megvalósítandó vízvisszatartás ökológiai szempontból optimális mélység felső küszöbértékét átlagosan 0,5 méterben határoztam meg (DERTS, KONCSOS 2012). Az eredmények értékelése szempontjából emelem be a vizsgálatba a beruházások megvalósításának időszakában jellemző régiós földárakat. Az észak-alföldi szántóföldek átlagos ára 1512,1 €/ha ($\pm 48,6\%$) volt 2007-ben (VINOGRADOV 2009). 2008-ban a művelt területek ára a földhasználat formájától és az árakra ható egyéb faktoroktól függően 796,0–9154,2 €/ha között alakultak. Az alacsonyabb termőképességű földek ára A gyengébb minőségűek, pl a belvizes területek a magas termelési kockázat miatt a 796,0–3582,1 €/ha tartományban keltek el (BIRÓ 2009).

4.3.1.2. A belvízvédekezési költség egységnyi földterületre vetített árainak becslése

A vizsgálat mozgásterét jelentős mértékben beszűkíti a transzparens adatok hiánya, melyre a VGT (2015) és személyes egyeztetések során számos szakértő felhívta a figyelmet. Az elemzés a belvíz elleni védekezés és a védelmi rendszer fenntartási költségeire összpontosít kizárva a beruházási és amortizációs költségeket. Tekintettel arra, hogy a védekezés egy többlépcsős folyamatként értelmezendő, melynek első fázisa a belvízképződés időszakát megelőző csatornatisztítás és karbantartás, lezárása a belvizesemények okozta károk helyreállítása a védelmi rendszerben, nemcsak a védekezés, de a fenntartás feladatai és költségmegoszlása is pozitívan korrelál a csatornahasználat, vagyis az elöntések gyakoriságának tér-időbeli mintázatával.

A védekezési költségeket SOMLYÓDY (2011) 1999–2010 között 38,9–46,6 millió euróra, a fenntartási költségeket 3,9–5,8 millióra becsüli évente. A számítások során a két költség középértékét használom majd. A csatornahálózat hossza 42 600 km, míg a védett területek kiterjedése 45 000 km² (SZATMÁRI et al. 2011). E tényezők átlagosan ca. 1 km/1 km² csatornasűrűséget és 10,6 €/ha/év védekezési és fenntartási költséget jelentenek 1999–2010 között. Általában elmondható, hogy kis belvízveszélyeztettség esetén a csatornasűrűség kicsi, nagynál pedig nagy, de nincs adatunk vagy megbízható felmérésünk a védekezés intenzitásának területi mintázatára vonatkozóan (KOZMA 2013). Csupán az egy területegységre eső csatornasűrűség belvíz-veszélyeztetettségi területi kategóriák közötti arányaira utaló kvalitatív becslésekkel rendelkezünk, mely szerint a csatornaállomány többsége, de legalább fele a belvízzel leginkább veszélyeztetett térszíneken található (SOMLYÓDY 2011). Eszerint a csatornahálózat legalább fele ($\geq 50\%$) a 1) belvíznek erősen és közepesen kitett területi kategóriákban, vagyis a belvízzel leginkább veszélyeztetett térszíneken ($42\ 600\ \text{km}^2 / 2 = 21\ 300\ \text{km}^2$), és legfeljebb a fele ($\leq 50\%$) a 2) belvíznek enyhén és alig kitett területek csoportjában helyezkedik el (15. táblázat 6.

oszlop). A belvíz-veszélyeztetettségi kategóriák két csoporton belüli aránya és a csoporton belüli csatornahossz felhasználásával becsültem a kategóriánkénti csatornahosszt (15. táblázat 7. oszlop). Álláspontom szerint a vizsgált költségek az elöntések tér-időbeli mintázatához kapcsolódnak. Igazodva az elöntések legkritikább előfordulásához (alig kategória, 30 év), az elöntési gyakoriság középértéke és a kategóriánkénti csatornahossz szorzataként 30 éves periódusban és belvíz-veszélyeztetettségi kategóriánként fejeztem ki a védelembe vont csatornahosszt (15. táblázat 8. oszlop). A 30 éves időszakban kumulált védelembe vont csatornahossz belvíz-kategóriánkénti arányával a védekezési és fenntartási költségek kategóriánkénti arányát is kifejeztem, mely lehetőséget nyújtott a kategóriánkénti egy hektárra jutó védekezési költség becslésére is (15. táblázat 11. oszlop).

A belvízkárok területi eloszlását illetően némiképp egzaktabb adatokkal rendelkezünk. PÁLFAI (2006) hat kategóriába sorolva klasszifikálja az éves belvízkárokat, pozitív korrelációt állít fel az elöntött terület nagysága és a károk értéke között. Klasszifikációs rendszerében a mérsékelt (elöntött terület (ET1) 11–50 ezer ha) és közepesen belvizes (ET2 51–100 ezer ha) években a károk egésze a mezőgazdasági területeken keletkezik, míg az erősen (ET3 101–200 ezer ha), a nagyon erősen (ET4 201–300 ezer ha) és rendkívül (ET5 > 350 ezer ha) belvizes években károk keletkeznek a belterületeken és az infrastrukturális berendezésekben. PÁLFAI (2006) dolgozatában hivatkozott szakirodalom alapján a mezőgazdasági és az egyéb, de elsősorban a mesterséges felszínborítási kategóriába eső területek viszonylatában a károk arányát az ET3–5 belvizes év kategóriákban 2:1-re teszem.

2. táblázat A belvízzel elöntött szántó-, gyepterület- és egyéb kategóriába sorolt területek, valamint a belvízelöntések következtében keletkezett károk becsült értéke Magyarországon 2002–2010 (ha)

Év	Szántóföld	Gyep	Egyéb	Összesen	Összes kár
	ha				millió €
2002	1 825	1 650	970	4 445	-
2003	54 158	38 793	11 213	104 164	20
2004	10 326	15 558	5 457	31 341	10
2005	56 345	37 640	8 689	102 674	20
2006	135 606	80 592	28 336	244 534	35
2007	927	1 189	3 964	6 080	-
2008	830	1 030	2 260	4 120	-
2009	21 037	15 320	12 525	48 882	10
2010	61 240	33 295	12 765	107 300	10

Forrás: Mezőgazdasági Minisztérium 2010

4.3.2. A vízvisszatartás célterületeinek lehatárolása

A 9331 km² kiterjedésű vizsgálati terület a Tiszántúl centrumában terül el (2. ábra). A hazai, belvízzel erősen és közepesen veszélyeztetett területek állományának közel fele, míg az aszályal súlyosan veszélyeztetett területek ca. egyharmada a vizsgálati területen koncentrálódik (2. ábra) (PÁLFAI 2004). Ilyen rendszeres elöntéseknek kitett térszínek alkotják a vizsgálati táj 59,6%-át, melynek 30,8%-a sújtott szikesedéssel. Ez a síkvidéki régió számos védett vizes élőhely mellett, Közép-Európa egyik legnagyobb kiterjedésű természetes füves pusztáját, az UNESCO világörökségi védettségű Hortobágyot is magába foglalja és itt található a vizsgálatba vont vizes élőhely restaurációs projektek helyszínei az Egyek-Pusztakócsi mocsarak és a Vókonya-tó (2. ábra).

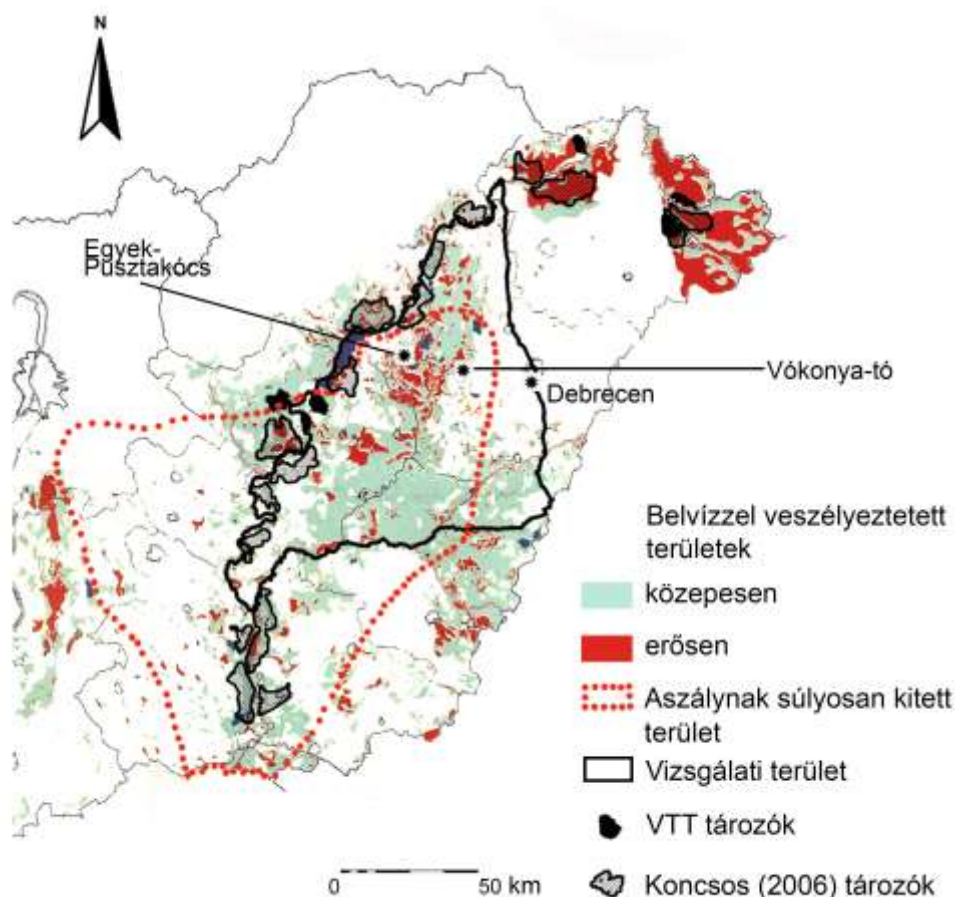
A vízvisszatartási zónákat a termőhelyi (szántóföldi és erdőtelepítési) alkalmasság, a természetvédelmi védettség, a belvíznek és az aszálynak való kitettség, valamint a nitráérzékenység területi kategóriák kombinációjaként határoztam meg. A kombinációk kialakítása során a hatékony és fenntartható földhasználat szempontjai, valamint a belvizes területek kapcsán a VGT-ben, a VGT Tisza intézkedési tervben, valamint a hazai környezet- és klímapolitikai és vidékfejlesztési stratégiai dokumentumokban (NAS 2012; NÉS2 2013; NV 2012; NVS 2010, 2015) megfogalmazott javaslatokat vettem figyelembe.

A GIS elemzésben a belvízzel veszélyeztetett területek kategóriái (erősen, közepesen, mérsékelten, alig) (PÁLFAI 2004), az aszálynak súlyosan kitett területi kategória (PÁLFAI 2004) és a nitrátbemosódással veszélyeztetett területek alkották a környezetérzékenységi komponenseket. A belvíz veszélyeztetettség négy kategóriája:

- erős, ahol az elöntés visszatérésének gyakorisága 1–5 év,
- közepes, ahol a gyakoriság 5–10 év,
- enyhén veszélyeztetett, ahol a gyakoriság 10–20 év és
- alig veszélyeztetett, ahol a gyakoriság ritkább mint 20 év.

Bár módszertanát és adatminőségét tekintve a Magyarország belvízi veszélytérképezése (2015) megnevezésű adatbázis fejlettebb a dolgozatban használt adatbázisnál ennek hozzáféréséhez nem nyílt lehetőségem a dolgozat elkészítése során. A termőhelyi adottságot a Magyarország ökotípusos földhasználati vizsgálatában 100 m x 100 m-es gridhálózatban előállított szántóföldi és erdőtelepítés alkalmasság térinformatikai adatbázis kategóriái (gyenge, közepes, jó és kiváló) képviselik az elemzésben. A talajok fizikai, kémiai és vízgazdálkodási tulajdonságai – az

erdőtelepítésre való alkalmasság esetében a klimatikus adottsággal kiegészítve – és a parcella környezeti érzékenységet jelző védettségi kategóriák figyelembe vételével kialakított termőhelyi alkalmasság területi kategóriák (CENTERI et al. 2006; KOHLHEB et al. 2009) biztosítottak agroökológiai alapot az OTrT erdőtelepítésre alkalmas területek és a kiváló mezőgazdasági adottságú területek övezeti lehatárolásához.



2. ábra Aszálynak kitett és belvízzel veszélyeztetett területek az Alföldön, a VTT és KONCSOS (2006) javaslatának tározói, valamint a zonális elemzés vizsgálati területe.

A természeti védettségi kategóriáját a Magas Természeti Értékű Területek (MTÉT), a Natura 2000 hálózatba (EEA 2011) és a Nemzeti Ökológiai Hálózatba (NÖH) tartozó védett területek alkotják. A három természetvédelmi kategória jelentős területi átfedést mutat egymással, de ki is egészítik egymást. Az MTÉT védettség a természetvédelmi szempontból értékes extenzív művelés alatt álló szántó- és gyepterületekre terjed ki, melyek az agrár-környezetgazdálkodási program kulcsterületeinek számítanak (BARNÁNÉ BELÉNYESI 2006). A Natura 2000-es hálózatban veszélyeztetett és kiemelt jelentőségű fajok élőhelyeit, valamint közösségi jelentőségű természetes élőhelytípusokat határolták le, melynek 20%-át szántók, 40%-át gyepek és 20%-át vizes területek alkotják (www.natura.2000.hu; BARNÁNÉ BELÉNYESI 2006). A NÖH magába foglalja a

„hagyományosan védett” területek többségét („ex lege” területek, nemzeti park, tájvédelmi körzet, természetvédelmi terület). A természetvédelmi magterületek köré húzott pufferzónákkal, valamint az élőhelyek közötti folyosókkal a Páneurópai Ökológiai Hálózatba illeszkedik.

4.3.2.1. Zónák

A vizsgálatból kizárt területeket (0. zóna) a Corine Land Cover50 adatbázis (FÖMI 2006) 1. Mesterséges felszínek és 5.1. Kontinentális vizek kategóriacsoportjai, valamint a jó, illetve kiváló termőképességű agrárterületek és erdőtelepítésre alkalmas területek kategóriái alkották (CENTERI et al. 2006; KOHLHEB et al. 2009).

Az 1. zónát, ahol a víz visszatartás ökológiai és vízminőség-védelmi szempontból szükséges, a belvízzel erősen veszélyeztetett területek teljes állományából, valamint a természetvédelmi területek és a nitrátbemosódással veszélyeztetett területek közös halmazának a belvízzel közepesen veszélyeztetett területekkel alkotott metszeteiből hoztam létre (16. táblázat). A lehatárolás indokoltsága:

1) *”A mély fekvésű, rendszeresen belvízjárta, talajhibás területeket ki kell venni a szántóföldi termelésből, így a víztelenítésből is. Művelési ágváltást, területcserét kell szorgalmazni annak érdekében, hogy a drágán vízteleníthető területek vízvezetési költségeinek megtakarítása mellett, a víz visszatartásra alkalmas területek nagysága is növekedjen”* (NVS 2010, 2015).

2) A belvízöblözetekben található természetvédelmi területek többnyire potenciálisan víztől függő élőhelytípusokat jelölnek. Az ország egész területén megfigyelt vízhiányra visszavezethető károsodásuk vízpótlással történő megállítása ökológiai szempontból elkerülhetetlen, a VGT-ben megállapított kötelezettség (VGT 2010, 2015).

3) Az egyik legnagyobb jelentőséggel bíró vízszennyező anyag a nitrát, melynek legfőbb diffúz forrása az agrárterületekről történő elfolyás. A belvízelöntéseknek kitett alacsony agroökológiai potenciállal jellemezhető területeken a diffúz szennyeződés feloldásának kézenfekvő megoldása a földhasználatváltás, és a környező jó és kiváló termőhelyi adottságú szántókról érkező szennyezett elfolyás természetes úton, vizes élőhelyeken megvalósuló szűrése (SZILÁGYI 2005).

A 2. zónát azok a területek alkotják, amelyek aszálynak súlyosan és belvíznek közepesen kitett, de nem természetvédelmi védelem alatt álló területek, ahol nincs meg az 1. zóna vonatkozásában fennálló jogszabályi kötelezettség, azonban a VGT (2010, 2015), a NAS (2012), a NÉS2 (2013) és az NVS (2010, 2015) megállapításai ebben az aszálynak és belvíznek egyaránt kitett zónában a többnyire veszteségesen működő (SISÁK et al. 2009; K. KISS 2017) és közösségi forrásokból

fenntartott szántóföldi földhasználat konverziójának irányába mutatnak. Ebben a zónában megvalósítandó vízvisszatartást indokolja még a belvizes területek magas értékű aszályvédelmi, ár- és belvízvédelmi, szénmegkötési, turisztikai és víztisztítási ökoszisztéma-szolgáltatási potenciálja (VGT 2010, 2015; PINKE et al. 2018).

A 3. erdőtelepítésre alkalmas vízvisszatartás zónát az erdőtelepítésre való alkalmasság legalkalmasabb kategóriájába tartozó területek, valamint az 1. és 2. zónák által lefedett területek metszete alkotja.

5. EREDMÉNYEK

5.1. Klimatikus változók és a talajvíz, valamint a gabonahozamok közötti kapcsolatok regionális és országos szintű elemzése (1921-2010)

5.1.1. A havi középhőmérséklet átlagainak alakulása

A homogenizált január havi középhőmérsékletek 30 éves átlaga nem szignifikáns mértékben emelkedett 1921–1950-ról 1951–1980-ra, majd ismét nem szignifikáns mértékben növekedett 1951–1980-ról 1981–2010-re.

3. táblázat A leghidegebb és a legforróbb hónapok középhőmérsékleti átlagai és szórásértékeik (\pm) meteorológiai állomásonként és országosan, valamint besorolásuk a RUSSEL (1931) nyomán módosított (PEEL et al., 2007) Köppen féle osztályozási rendszerben (1921–2010).

Lokáció	Időszak	T _{cold} (°C)	T _{hot} (°C)	Köppen kategória
Országos	1921–1950	-2,13±1,69	20,79±0,75	Dfb
	1951–1980	-1,81±1,21	20,32±0,58	Dfb
	1981–2010	-0,69±1,18	21,42±0,68*	Dfb
	1921–2010	-1,54±1,40	20,85±0,70	Dfb
Budapest	1921–1950	-2,12±1,61	21,02±0,56	Dfb
	1951–1980	-1,68±1,16	20,59±0,64	Dfb
	1981–2010	-0,40±1,17*	22,03±0,74*	Dfa
	1921–2010	-1,40±1,37	21,21±0,71	Dfb
Debrecen	1921–1950	-2,93±1,77	20,93±0,57	Dfb
	1951–1980	-2,39±1,36	20,53±0,68	Dfb
	1981–2010	-1,40±1,27	21,31±0,67*	Dfb
	1921–2010	-2,24±2,51	20,92±1,65	Dfb
Pécs	1921–1950	-1,69±1,79	20,60±0,69	Dfa
	1951–1980	-1,43±1,23	20,30±0,57	Dfb
	1981–2010	-0,17±1,21	21,45±0,71*	Dfb
	1921–2010	-1,10±1,46	20,78±0,70	Dfb
Szeged	1921–1950	-1,94±1,73	22,00±0,61	Dfa
	1951–1980	-1,78±1,40	21,16±0,62*	Dfb
	1981–2010	-0,74±1,25	21,82±0,66	Dfb
	1921–2010	-1,49±1,48	21,66±0,65	Dfb
Szombathely	1921–1950	-1,97±1,67	19,43±0,71	Dfb
	1951–1980	-1,79±1,04	19,03±0,51	Dfb
	1981–2010	-0,72±1,15	20,48±0,69*	Dfb
	1921–2010	-1,49±1,33	19,65±0,67	Dfb

T_{cold} = januári középhőmérséklet; T_{hot} = júliusi középhőmérséklet; * = az előző időszakhoz képest szignifikáns eltérés (kétmintás Welch-t teszt; $p < 0,05$).

Miközben a leghidegebb hónap 30 éves hőmérsékleti átlagának emelkedése a 90 éves folyamat eredményeként, jelentős mértékű, közel 1,5 °C volt (3. tábla), az 1981–2010 közötti januári átlag egy állomáson, Budapesten haladta meg szignifikáns mértékben az 1921–1950 közöttiét (Welch-

t teszt_{Budapest} $t = -2,20$; $p = 0,04$). A július havi középhőmérséklet 30 éves átlaga 1921–1950-ról 1951–1980-ra minden állomáson, Szegeden szignifikáns mértékben csökkent (3. táblázat), majd 1951–1980-ról 1981–2010-re Szeged kivételével szignifikáns mértékben emelkedett (Welch-t teszt_{Budapest} $t = -4,10$; Welch-t teszt_{Debrecen}; $t = -2,10$; $p < 0,04$; Welch-t teszt_{Országos}; $t = -3,39$; $p < 0,01$; Welch-t teszt_{Pécs} $t = -3,57$; $p < 0,01$; Welch-t teszt_{Szombathely} $t = -5,06$; $p < 0,01$). Az 1981–2010 közötti középhőmérséklet 30 éves átlaga négy állomáson és országosan, ebből három állomáson és országosan szignifikáns mértékben meghaladta az 1921–1950 közötti átlagot (Welch-t teszt_{Budapest} $t = -5,45$; $p < 0,01$; Welch-t teszt_{Pécs} $t = -4,19$; $p < 0,01$; Welch-t teszt_{Szombathely} $t = -4,62$; $p < 0,01$). Kivételt Szeged jelentett, ahol a júliusok átlaga 1921–1950 között magasabbnak bizonyult, mint az 1981–2010-es időszakban.

4. táblázat Vegetációs időszaki hőmérsékleti és csapadékatlagok és szórásértékeik (\pm) 30 és 90 éves periódusokban meteorológiai állomásonként és országosan (1921-2010).

Lokáció	Időszak	Prec _{már-aug} (mm)	Prec _{febr-júl} (mm)	Temp _{máj-aug} (°C)	Temp _{máj-júl} (°C)
Országos	1921–1950	324,73±48,40	298,38±31,05	18,68±0,47	18,27±0,51
	1951–1980	340,84±42,59	312,06±29,71	18,51±0,35	18,09±0,40
	1981–2010	331,83±47,24	300,38±32,22	19,50±0,47*	19,02±0,47*
	1921–2010	332,47±45,72	307,99±30,81	18,90±0,48	18,46±0,50
Budapest	1921–1950	285,63±43,13	276,23±38,39	18,89±0,44	18,51±0,50
	1951–1980	296,87±32,38	281,73±24,59	18,83±0,37	18,41±0,45
	1981–2010	309,73±51,89	279,97±44,80	20,01±0,51*	19,53±0,51*
	1921–2010	297,41±43,01	279,31±36,50	19,24±0,52	18,82±0,54
Debrecen	1921–1950	322,22±48,93	233,62±35,62	18,92±0,47	18,59±0,52
	1951–1980	335,44±58,26	240,75±34,17	18,76±0,41	18,38±0,46
	1981–2010	328,68±43,44	244,52±32,77	19,49±0,46*	19,07±0,46*
	1921–2010	328,78±50,08	239,63±33,90	19,06±0,47	18,68±0,50
Pécs	1921–1950	334,57±42,14	319,17±38,51	18,60±0,55	18,09±0,59
	1951–1980	375,10±51,96	350,53±42,57	18,58±0,34	18,12±0,39
	1981–2010	357,57±43,98	326,27±40,96	19,57±0,46*	19,02±0,45*
	1921–2010	355,74±46,46	331,99±40,82	18,91±0,51	18,41±0,53
Szeged	1921–1950	299,68±44,47	278,39±36,65	19,59±0,50	19,14±0,53
	1951–1980	301,80±43,87	278,72±35,70	19,17±0,39	18,74±0,43
	1981–2010	298,58±43,79	274,55±42,16	19,97±0,49*	19,50±0,46*
	1921–2010	300,02±43,55	277,22±37,86	19,58±0,49	19,13±0,50
Szombathely	1921–1950	381,46±40,16	328,00±35,46	17,42±0,43	17,02±0,48
	1951–1980	379,04±49,51	345,33±49,48	17,23±0,31	16,81±0,37
	1981–2010	357,19±38,65	310,47±34,15	18,48±0,49*	17,99±0,50*
	1921–2010	372,56±43,01	327,93±40,48	17,71±0,50	17,27±0,52

Prec_{máj-aug} = március–augusztusi csapadékösszegek átlaga; Prec_{máj-júl} = március–júliusi csapadékösszegek átlaga; Temp_{máj-aug} = május–augusztusi középhőmérsékletek átlaga; Temp_{máj-júl} = május–júliusi középhőmérsékletek átlaga; * = az előző időszakhoz képest szignifikáns eltérés (kétmintás Welch-t teszt; $p < 0,05$).

A május–augusztusi és a május–júliusi időszakok középhőmérsékleti átlaga 1921–1950-ról 1951–1980-ra az állomások többségén enyhén csökkent, majd 1951–1980-ról 1981–2010-re minden állomáson szignifikáns mértékben emelkedett (2. ábra) (május–augusztus: Welch-t teszt_{Budapest}; t

= -5,42; $p < 0,01$; Welch-t teszt_{Debrecen}; $t = -2,97$; $p < 0,01$; Welch-t teszt_{Országos}; $t = -4,79$; $p < 0,01$; Welch-t teszt_{Pécs}; $t = -5,18$; $p < 0,01$; Welch-t teszt_{Szeged}; $t = -3,66$; $p < 0,01$; Welch-t teszt_{Szombathely}; $t = -6,31$; $p < 0,01$; május–július: Welch-t teszt_{Budapest}; $t = -5,16$; $p < 0,01$; Welch-t teszt_{Debrecen}; $t = -2,9$; $p < 0,01$; Welch-t teszt_{Országos}; $t = -4,62$; $p < 0,01$; Welch-t teszt_{Pécs}; $t = -4,88$; $p < 0,01$; Welch-t teszt_{Szeged}; $t = -3,68$; $p < 0,01$; Welch-t teszt_{Szombathely}; $t = -5,92$; $p < 0,01$). Egyedül Pécs jelentett kivételt ebből az általános trendből, ahol a május–júliusi középhőmérséklet átlaga 1921–1950-ról 1951–1980-ra nem szignifikáns mértékben emelkedett (4. táblázat). Az 1981–2010 közötti időszak középhőmérsékleti átlaga többnyire szignifikáns mértékben haladta meg az 1921–1950 közötti átlagot május–augusztusban (Welch-t teszt_{Budapest}; $t = -4,39$; $p < 0,01$; Welch-t teszt_{Debrecen}; $t = -2,36$; $p = 0,02$; Welch-t teszt_{Országos}; $t = -4,79$; $p < 0,01$; Welch-t teszt_{Pécs}; $t = -3,44$; $p < 0,01$; Welch-t teszt_{Szeged}; $t = -3,66$; $p < 0,01$; Welch-t teszt_{Szombathely}; $t = -4,48$; $p < 0,01$) és május–júliusban (Welch-t teszt_{Budapest}; $t = -3,76$; $p < 0,01$; $p < 0,01$; Welch-t teszt_{Országos}; $t = -2,85$; $p < 0,01$; Welch-t teszt_{Pécs}; $t = -3,29$; $p < 0,01$; Welch-t teszt_{Szombathely}; $t = -3,87$; $p < 0,01$).

5.1.2. A havi csapadékösszegek átlagai 1921-2010 között

Az éves csapadékátlagok három évtizedes átlagai három állomáson trendszerűen, de nem szignifikáns mértékben csökkentek a 90-éves periódus során. Ettől eltérően Budapesten trendszerű, de nem szignifikáns mértékű emelkedést rekonstruáltam 1921–1950-ról 1951–1980-ra, majd 1951–1980-ról 1981–2010-re (4. táblázat). A éves csapadékátlagoktól eltérő változást mutattak a vegetációs időszakok. 1921–1950-ról 1951–1980-ra Szombathely kivételével minden állomáson enyhén emelkedtek, majd 1951–1980-ról 1981–2010-re nem szignifikáns mértékben csökkentek. Statisztikai értelemben az éves és a vegetációs időszakos csapadékmennyiség átlagai a vizsgált 90 évben nem változtak.

5.1.3. A Pálfai féle éves aszály indexek 30 éves átlagai a vizsgált időszakban

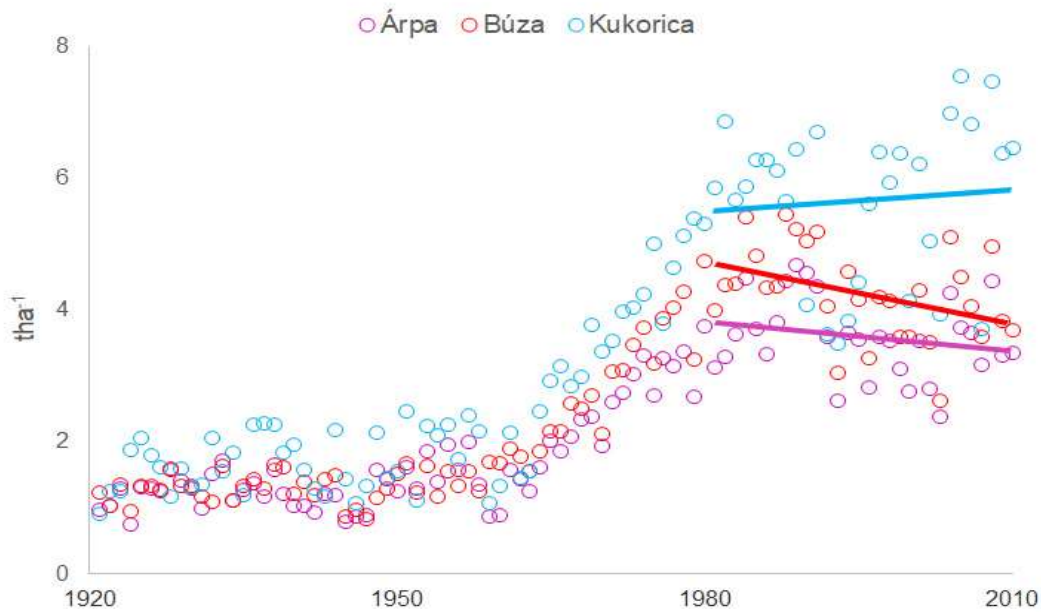
Az aszályindex (PAI) átlaga, a vegetációs időszakos hőmérsékleti adatokban mutatkozó változást követve 1921–1950-ról 1951–1980-ra csökkent, majd 1951–1980-ról 1981–2010-re szignifikáns mértékben emelkedett (Welch-t teszt; $t = -2,67$; $p = 0,01$). A vizsgált 90 éves időszakban három alkalommal fordult elő 10-esnél magasabb országos átlagértékkel jellemzett aszályesemény: 1952-ben és 2000-ben (PAI = 10,7) és 2003-ban (PAI = 10,5) (KOZÁK et al. 2012).

5. táblázat Országos aszályindex (PAI) és termésátlagok, valamint szórásértékeik (\pm) 1921 és 2010 között.

Időszak	PAI	Termésátlag, t/ha		
		Árpa	Búza	Kukorica
1921–2010	5,09 \pm 0,98	2,31 \pm 0,57	2,66 \pm 0,71	3,45 \pm 0,99
1921–1950	5,14 \pm 0,84	1,22 \pm 0,12	1,29 \pm 0,11	1,63 \pm 0,20
1951–1980	4,36 \pm 0,84	2,14 \pm 0,39	2,44 \pm 0,51	3,03 \pm 0,64
1981–2010	5,77 \pm 1,14	3,59 \pm 0,30	4,26 \pm 0,35	5,68 \pm 0,60

5.1.4. A gabonahozamok átlagaiban mutatkozó változások 1921–2010 között

A vizsgált gabonafélék (árpa, búza, kukorica) termésátlagai az 1950-es és az 1980-as évek között látványosan emelkedtek. A technológiai fordulat előtt szerény növekedés jellemezte őket, utána viszont a búza és az árpa hozamainak trendszerű csökkenését, míg a kukorica nagy kilengésekkel jellemezhető hozamnövekedését tapasztaljuk (3. ábra). A zöldforradalom vívmányai, az agrokemikáliák bevezetése, a gépesítés, a műtrágyázás és a növénynemesítési eredmények adaptációja révén az árpa 1980–2010 közötti terméshozam-átlaga 2,74-szer, a búzáé 3,29-szer és a kukoricáé 3,21-szer haladta meg az 1921–1950 közötti átlagaikat (5. táblázat). A növekedés mértéke azonban jelentős megyei különbségeket mutat. Az árpa esetében a növekedés szélsőértékei 1922–1950 közötti bázison: 139,2%–210,5%, a búzában 184,5%–263,2%, a kukoricában 158,5%–330,3% közötti szórást mutatnak. A hosszú távon jelentkező eltérő növekedési ráták az árpa és különösen a kukorica esetében növekvő különbségekhez vezettek a megyei termésátlagokban. A vizsgált 90 éves periódus 30 éves átlagait figyelembe véve a legmagasabb és legalacsonyabb árpa terméshozamú megyék átlagos eredményeinek egymáshoz viszonyított aránya 11%-kal 1,54-re, a kukorica esetében 15%-kal 1,71-ra növekedett, míg a búza esetében 6%-kal 1,35-re csökkent. Tehát az árpa és kukorica termésátlagokban megfigyelhető olló nyílt, míg a búzában záródott (6. táblázat). Ezt a folyamatot jelzi a rangsorokban mutatkozó átrendeződés, melynek kiemelkedő nyertesei árpa vonatkozásában Fejér és Heves megyék, búza esetében Hajdú-Bihar, Komárom-Esztergom és Zala megyék, kukorica tekintetében Békés és Hajdú-Bihar megyék (6. táblázat). A nagy vesztesek árpában Csongrád, Nógrád, Szabolcs-Szatmár-Bereg és Vas megyék, búza esetében Csongrád, Győr-Sopron, Nógrád és Veszprém megyék, kukoricában Győr-Sopron, Nógrád, Somogy és Veszprém megyék. A 6. táblázat rangszlopainak felső harmadát és elsősorban az 1981–2010 közötti időszakban dunántúli megyék uralják.



3. ábra Gabona terméshozamok (1921–2010) és ezek változási trendjei Magyarországon (1981–2010).

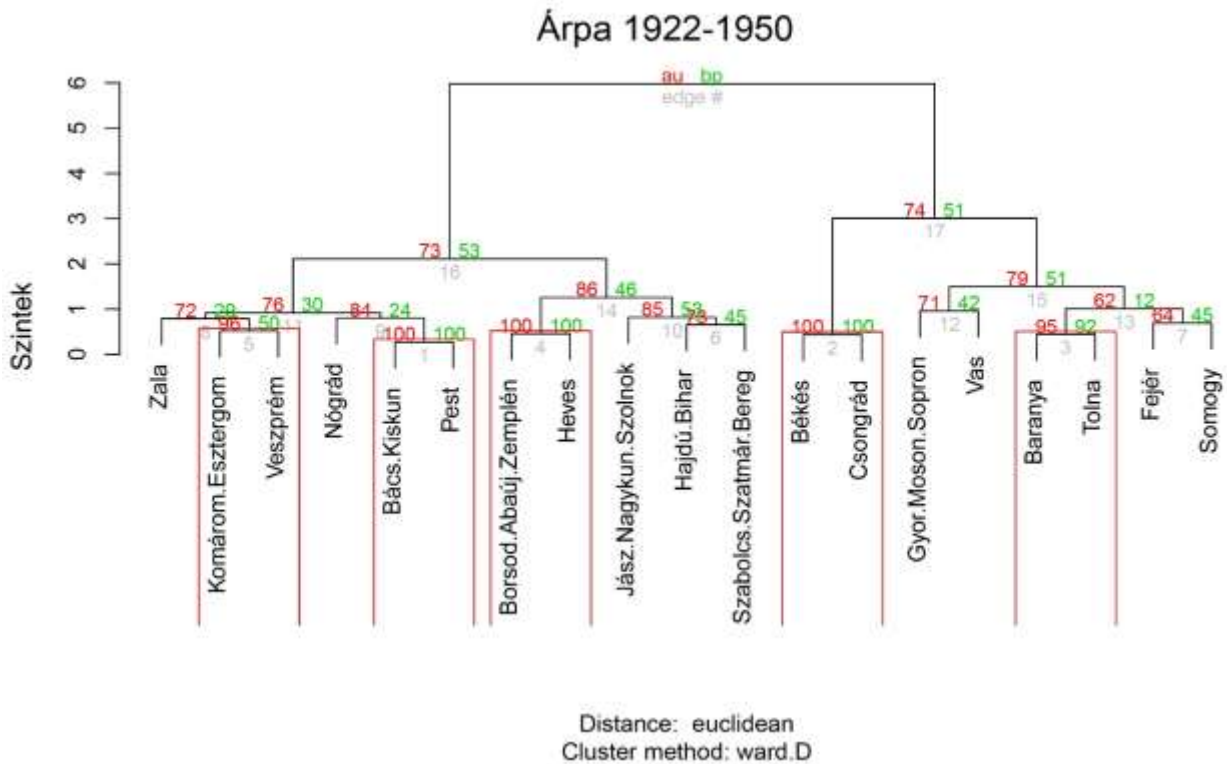
A legmagasabb termésátlagúak körében az alföldi megyéket Békés képviseli minden növény tekintetében és Hajdú-Bihar a kukorica vonatkozásában. A rangsorok alsó harmadát, vagyis a legalacsonyabb terméshozamú megyék csoportját, jellemzően a hegyvidéki megyék (Borsod-Abaúj-Zemplén, Heves, Nógrád és Veszprém), valamint két alföldi megye: Jász-Nagykun-Szolnok és Szabolcs-Szatmár-Bereg megyék alkotják. A 6. táblázatban megfigyelhető rangsorokváltozás mind a három növény esetében szignifikánsnak bizonyult (Spearman_{árpa}; $S = 202$; $\rho = 0,82$; $p < 0,01$; Spearman_{búza}; $S = 238$; $\rho = 0,79$; $p < 0,01$; Spearman_{kukorica}; $S = 362$; $\rho = 0,68$; $p < 0,01$). A 7. táblázat a megyék és a meteorológiai állomások földrajzi helyzete, a megyék tájöldrajzi adottságai, valamint a megyei termésátlagok hierarchikus klaszterelemzésének eredményeinek (4a–4i ábrák) figyelembevételével kialakított hat régió és az egyesített alföldi régió megyei csoportjait mutatja. A csoportok kialakítása során Veszprém megye helyzete némi fejtörést okozott, hiszen a megye hegyvidéki karaktere eltér az észak-dunántúli csoport megyéinek tájöldrajzi karakterétől. Veszprémre vonatkozó öntésemet Jász-Nagykun-Szolnok megye dél-alföldi csoportba szervezéséhez hasonlóan a klaszterelemzés eredménye alapján hoztam.

6. táblázat Árpa, búza és kukorica megyei termésátlagrangsorok 1922–1950 és 1981–2010 közötti időszakokban

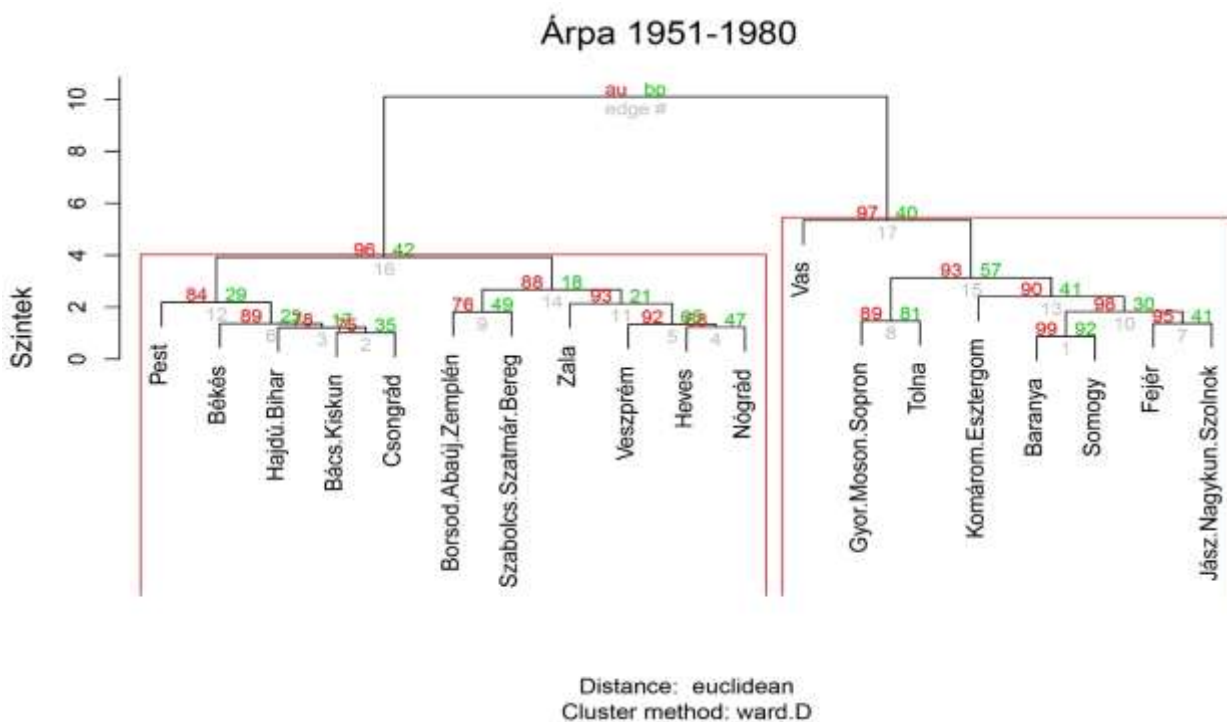
Ranghely	Árpa				Búza				Kukorica				
	1922–1951		1981–2010		1922–1951		1981–2010		1922–1951		1981–2010		
	Megye	Megye	Megye	Megye	Megye	Megye	Megye	Megye	Megye	Megye	Megye	Megye	
1	GyMS	Tolna	3	Tolna	1	Fejér	Baranya	2	Baranya	1	Tolna	Tolna	1
2	Baranya	GyMS	1	Baranya	2	GyMS	Tolna	2	Tolna	2	Békés	Baranya	-1
3	Vas	Fejér	5	Fejér	3	Baranya	Fejér	-1	Somogy	3	Baranya	HB	12
4	Tolna	JNSz	-3	GyMS	4	Tolna	Baranya	4	Fejér	4	KE	KE	3
5	Somogy	Vas	0	Békés	5	Somogy	KE	2	GyMS	5	HB	Fejér	-1
6	Csongrád	Baranya	1	Somogy	6	Csongrád	Békés	-5	Veszprém	6	Fejér	Békés	5
7	Békés	KE	-5	Vas	7	Békés	HB	8	KE	7	GyMS	Somogy	-4
8	Fejér	Somogy	3	BK	8	KE	JNSz	-3	Zala	8	Csongrád	Vas	1
9	Zala	Békés	3	KE	9	BK	Vas	0	Vas	9	JNSz	Zala	-1
10	Veszprém	Csongrád	-1	Zala	10	Veszprém	Pest	-4	BK	10	Somogy	GyMS	-5
11	BK	Pest	-5	Csongrád	11	Vas	Csongrád	0	Békés	11	Vas	Csongrád	1
12	KE	BK	2	JNSz	12	Pest	HB	4	Csongrád	12	Zala	BK	-2
13	SzSzB	Zala	3	HB	13	JNSz	Somogy	-1	Pest	13	BK	Pest	0
14	JNSz	HB	-4	Veszprém	14	Nógrád	Veszprém	0	Nógrád	14	Veszprém	BAZ	4
15	Pest	Heves	4	Heves	15	HB	Nógrád	3	HB	15	Pest	Veszprém	-9
16	Nógrád	SzSzB	1	Pest	16	Zala	Zala	-6	JNSz	16	Heves	SzSzB	3
17	HB	Veszprém	1	BAZ	17	SzSzB	Heves	2	Heves	17	BAZ	JNSz	-1
18	BAZ	Nógrád	-5	SzSzB	18	BAZ	SzSzB	-5	BAZ	18	Nógrád	Heves	-1
19	Heves	BAZ	-4	Nógrád	19	Heves	BAZ	-2	SzSzB	19	SzSzB	Nógrád	-5

BK = Bács-Kiskun; BAZ = Borsod-Abaúj-Zemplén; GyMS = Győr-Moson-Sopron; HB = Hajdú-Bihar; JNSz = Jász-Nagykun-Szolnok; KE = Komárom-Esztergom; SzSzB = Szabolcs-Szatmár-Bereg; Δ Rang = ranghelyváltozás 1922–1950-ről 1981–2010-re

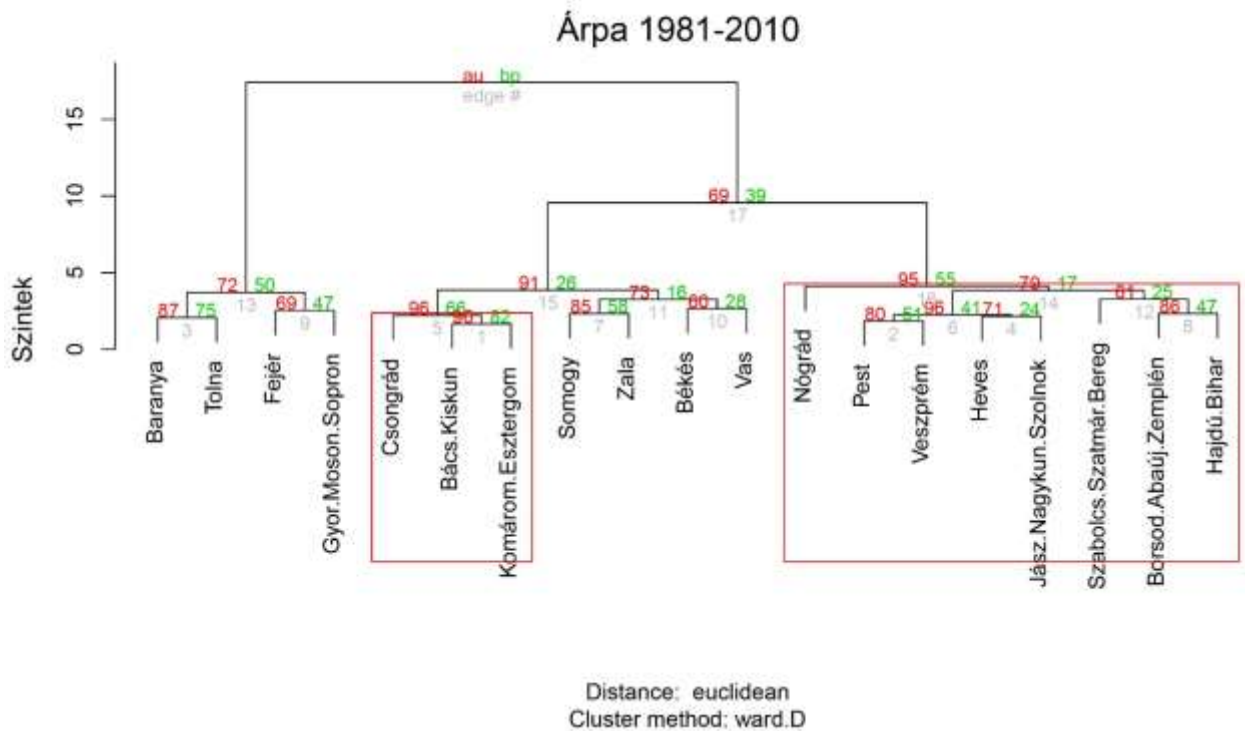
(Δ Rang = Rang_{1981–2010} - Rang_{1922–1950})



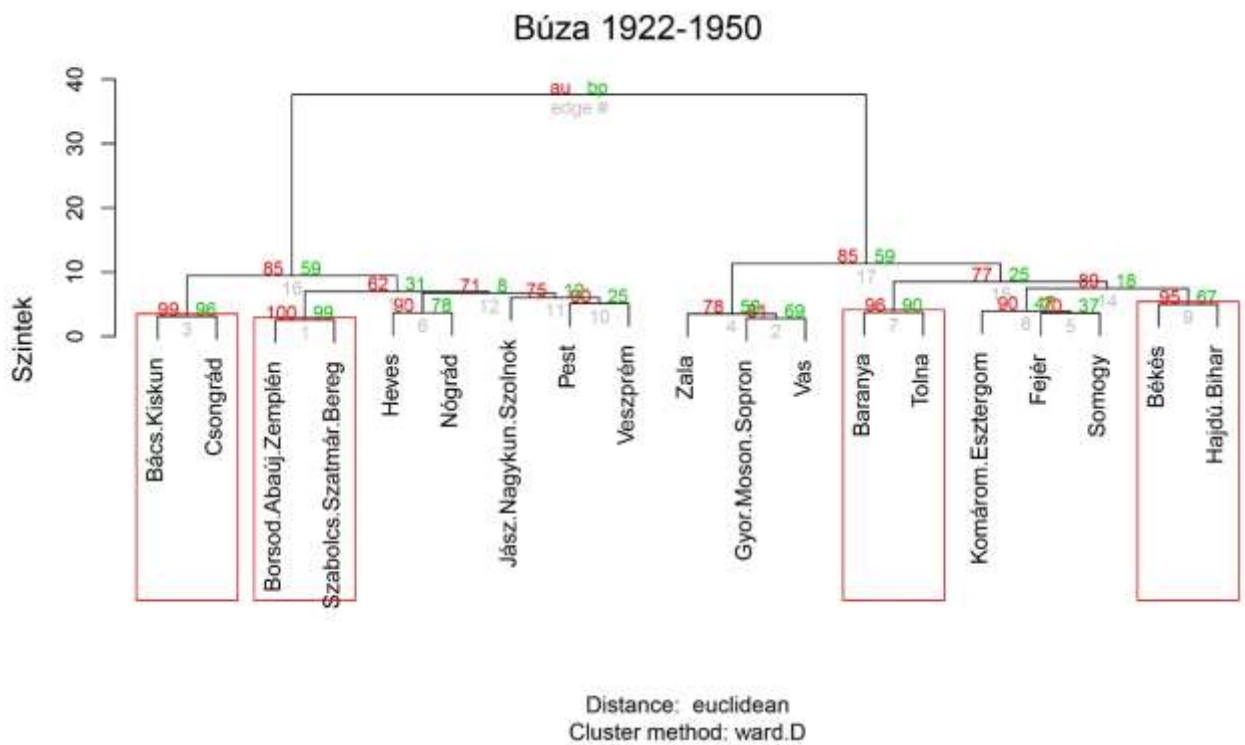
4a ábra Az 1922–1950 közötti megyei árpa termésátlagok hierarchikus klaszterei. AU = közelítő bizonytalanságot tükröző p-érték, BP = bootstrap valószínűség p-értéke. Vörös keretben azok a klaszterek szerepelnek, amelyekben $AU \geq 95$.



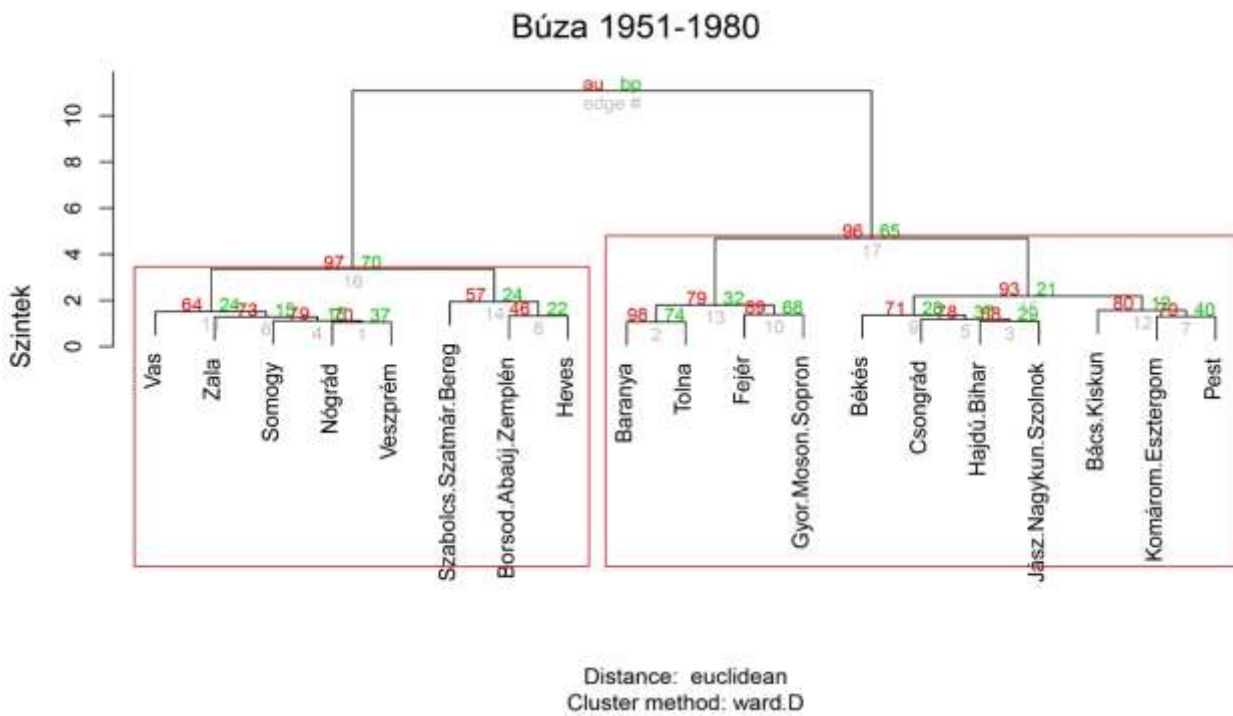
4b ábra Az 1951–1980 közötti megyei árpa termésátlagok hierarchikus klaszterei. AU = közelítő bizonytalanságot tükröző p-érték, BP = bootstrap valószínűség p-értéke. Vörös keretben azok a klaszterek szerepelnek, amelyekben $AU \geq 95$.



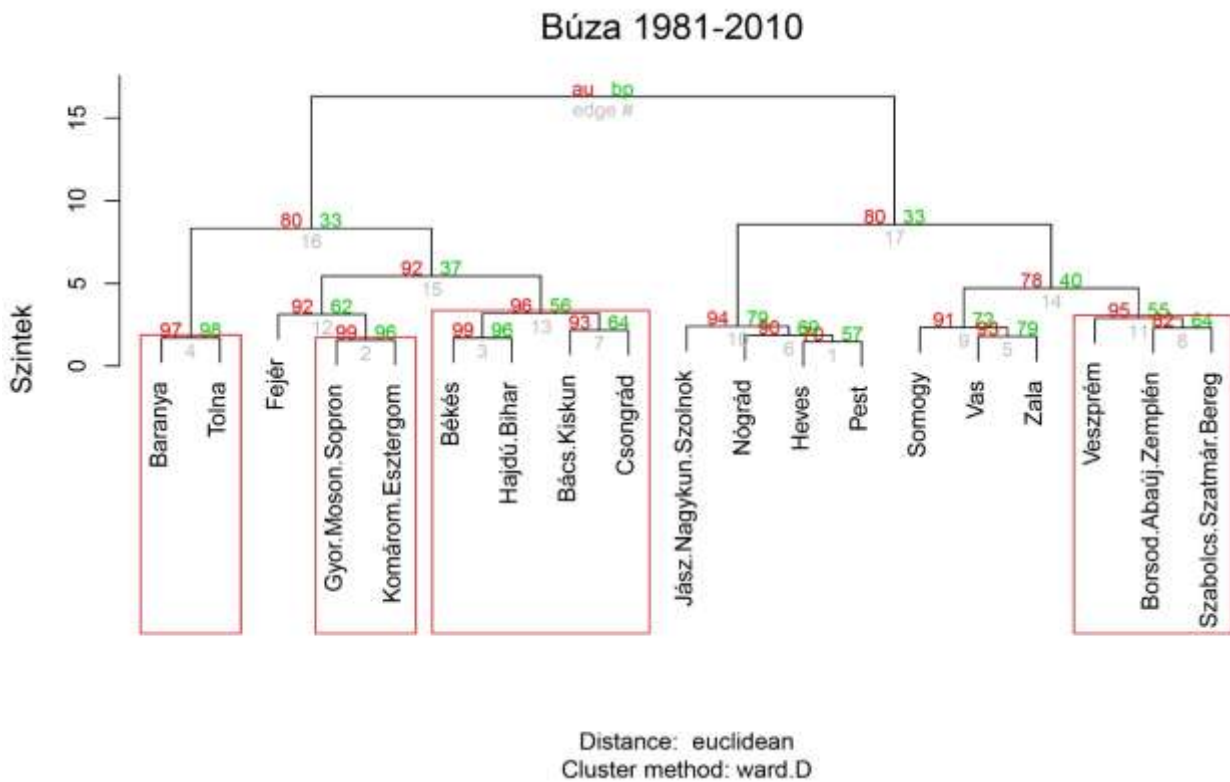
4c ábra Az 1981–2010 közötti megyei árpa termésátlagok hierarchikus klaszterei. AU = közelítő bizonytalanságot tükröző p-érték, BP = bootstrap valószínűség p-értéke. Vörös keretben azok a klaszterek szerepelnek, amelyekben $AU \geq 95$.



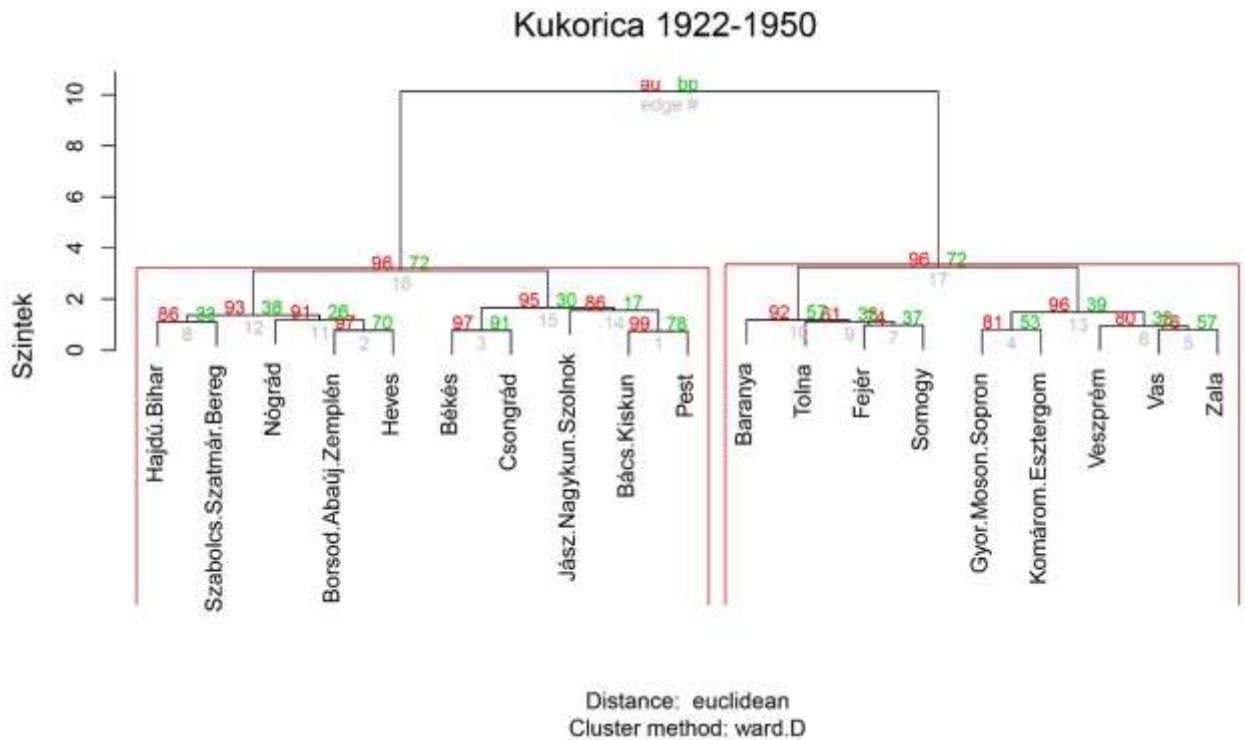
4d ábra Az 1922–1950 közötti megyei búza termésátlagok hierarchikus klaszterei. AU = közelítő bizonytalanságot tükröző p-érték, BP = bootstrap valószínűség p-értéke. Vörös keretben azok a klaszterek szerepelnek, amelyekben $AU \geq 95$.



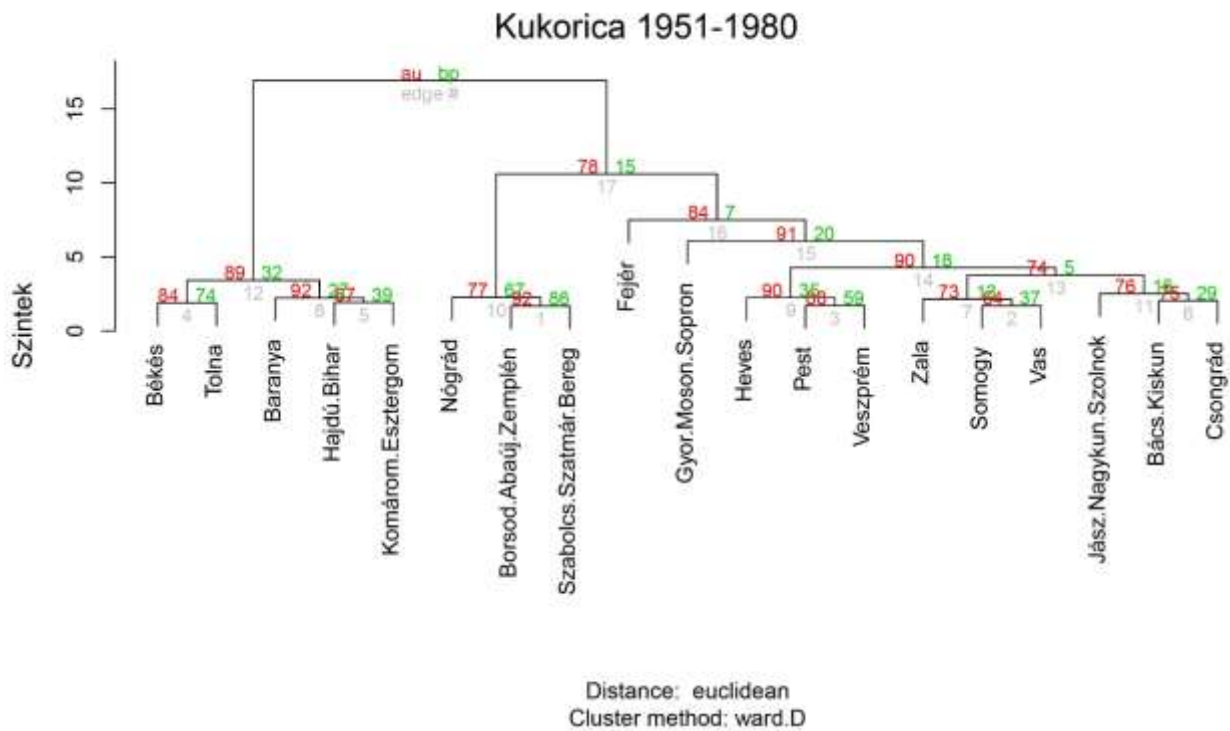
4e ábra Az 1951–1980 közötti megyei búza termésátlagok hierarchikus klaszterei. AU = közelítő bizonytalanságot tükröző p-érték, BP = bootstrap valószínűség p-értéke. Vörös keretben azok a klaszterek szerepelnek, amelyekben $AU \geq 95$.



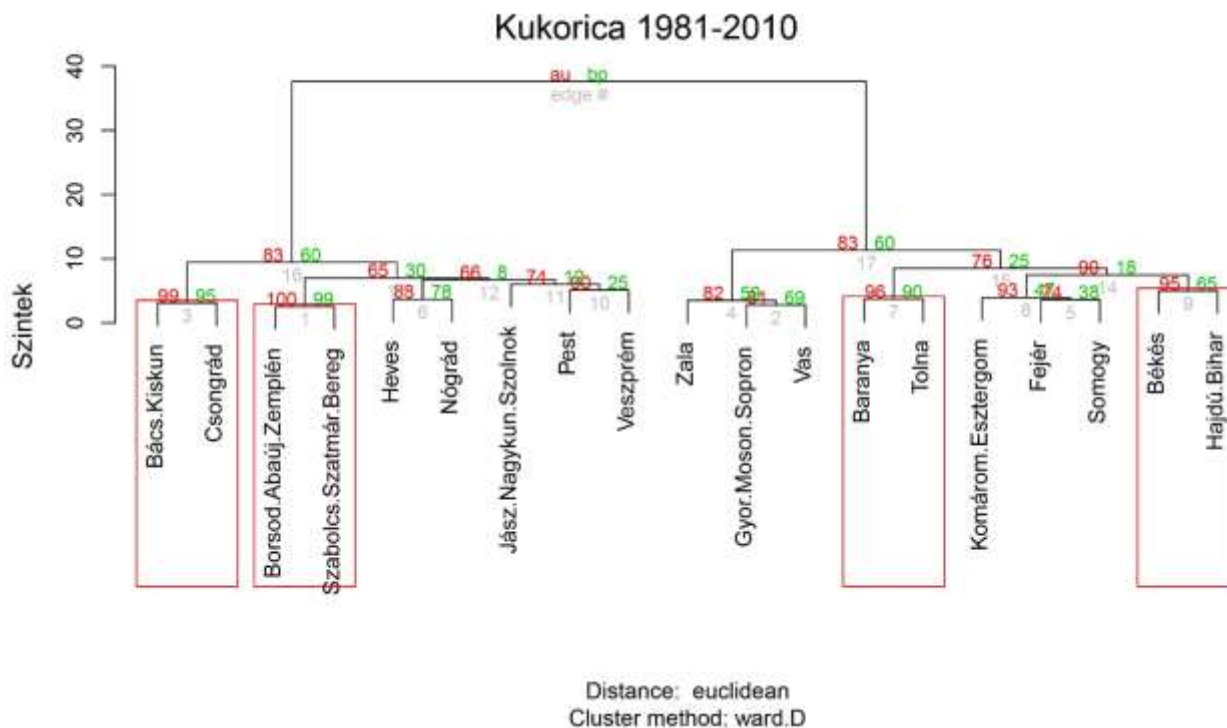
4f ábra Az 1981–2010 közötti megyei búza termésátlagok hierarchikus klaszterei. AU = közelítő bizonytalanságot tükröző p-érték, BP = bootstrap valószínűség p-értéke. Vörös keretben azok a klaszterek szerepelnek, amelyekben $AU \geq 95$.



4g ábra Az 1922–1950 közötti megyei kukorica termésátlagok hierarchikus klaszterei. AU = közelítő bizonytalanságot tükröző p-érték, BP = bootstrap valószínűség p-értéke. Vörös keretben azok a klaszterek szerepelnek, amelyekben $AU \geq 95$.



4h ábra Az 1951–1980 közötti megyei kukorica termésátlagok hierarchikus klaszterei. AU = közelítő bizonytalanságot tükröző p-érték, BP = bootstrap valószínűség p-értéke. Vörös keretben azok a klaszterek szerepelnek, amelyekben $AU \geq 95$.



4i ábra Az 1981–2010 közötti megyei kukorica termésátlagok hierarchikus klaszterei. AU = közelítő bizonytalanságot tükröző p-érték, BP = bootstrap valószínűség p-értéke. Vörös keretben azok a klaszterek szerepelnek, amelyekben $AU \geq 95$.

7. táblázat A magyarországi megyék tájféldrajzi csoportosításával, a meteorológiai állomások helyzete alapján és a gabona terméshozamok klaszteranalízisével kialakított gabonatermesztési régiók és az Alföld

Régió	Megyék
1	Vas, Zala
2	Fejér, Győr- Moson-Sopron, Komárom-Esztergom, Pest, Veszprém
3	Borsod-Abaúj-Zemplén, Heves, Nógrád
4	Hajdú-Bihar, Szabolcs-Szatmár-Bereg
5	Bács-Kiskun, Békés, Csongrád, Jász-Nagykun-Szolnok
6	Baranya, Somogy, Tolna
7	Bács-Kiskun, Békés, Csongrád, Hajdú-Bihar, Jász-Nagykun-Szolnok, Szabolcs-Szatmár-Bereg

5.1.5. A talajvízidősorok jellemzése

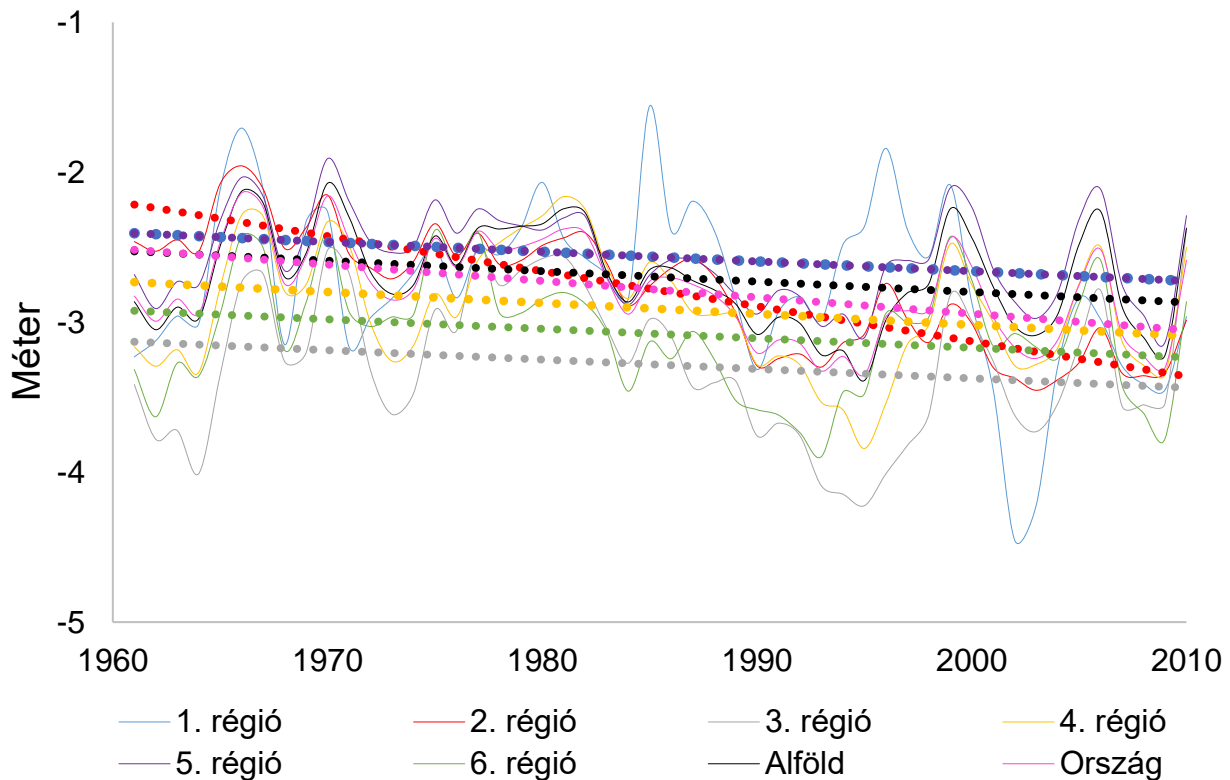
A talajvízmélység 25 éves átlaga 1961–1985-ről 1986–2010-re országosan, minden régióban és a tizenkilenc megye közül tizenötben csökkent (8. táblázat, 5, 6a–6h ábrák). Mivel az átlagos talajvízmélység átlagai normáeloszlást mutattak, az átlagok közötti különbséget Welch-t próbával teszteltem. A csökkenés mértéke országosan (Welch_{Országos}: $t = 4,72$; $df = 24$; $p < 0,01$), az Alföldön

(Welch_{Alföld}: $t = 3,38$; $df = 24$; $p < 0,01$), a hat gabonatermesztési régióból ötben (Welch_{2. régió}: $t = 9,33$; $df = 24$; $p < 0,01$; Welch_{3. régió}: $t = 3,23$; $df = 24$; $p < 0,01$; Welch_{4. régió}: $t = 3,30$; $df = 24$; $p < 0,01$; Welch_{5. régió}: $t = 3,15$; $df = 24$; $p < 0,01$; Welch_{6. régió}: $t = 3,08$; $df = 24$; $p = 0,01$) és tizenkét megyében szignifikáns volt (Welch_{Baranya}: $t = -2,93$; $df = 24$; $p < 0,01$; Welch_{Bács-Kiskun}: $t = 4,94$, $df = 24$; $p < 0,01$; Welch_{Borsod-Abaúj-Zemplén}: $t = 3,21$; $df = 24$; $p < 0,01$; Welch_{Csongrád}: $t = 6,80$; $df = 24$; $p < 0,01$; Welch_{Győr-Sopron-Moson}: $t = -9,38$; $df = 24$; $p < 0,01$; Welch_{Hajdú-Bihar}: $t = 2,67$; $df = 24$; $p = 0,01$; Welch_{Heves}: $t = 3,26$; $df = 24$; $p < 0,01$; Welch_{Komárom-Esztergom}: $t = 7,83$; $df = 24$; $p < 0,01$; Welch_{Pest}: $t = 9,43$; $df = 24$; $p < 0,01$; Welch_{Szabolcs-Szatmár-Bereg}: $t = 4,53$; $df = 24$; $p < 0,01$; Wilcoxon teszt_{Tolna}: $t = 3,72$; $df = 24$; $p = 0,01$; Welch_{Zala}: $t = 2,26$; $df = 24$; $p = 0,03$). A talajvízszint-süllyedés átlagos sebessége 1961–1985 és 1986–2010 között országosan 1,52 cm/év, az Alföldön 1,2 cm/év volt (8. táblázat).

8. táblázat Talajvízmélység 25 éves megyei, regionális és országos átlagai és az átlagok közötti különbségek (1961–2010)

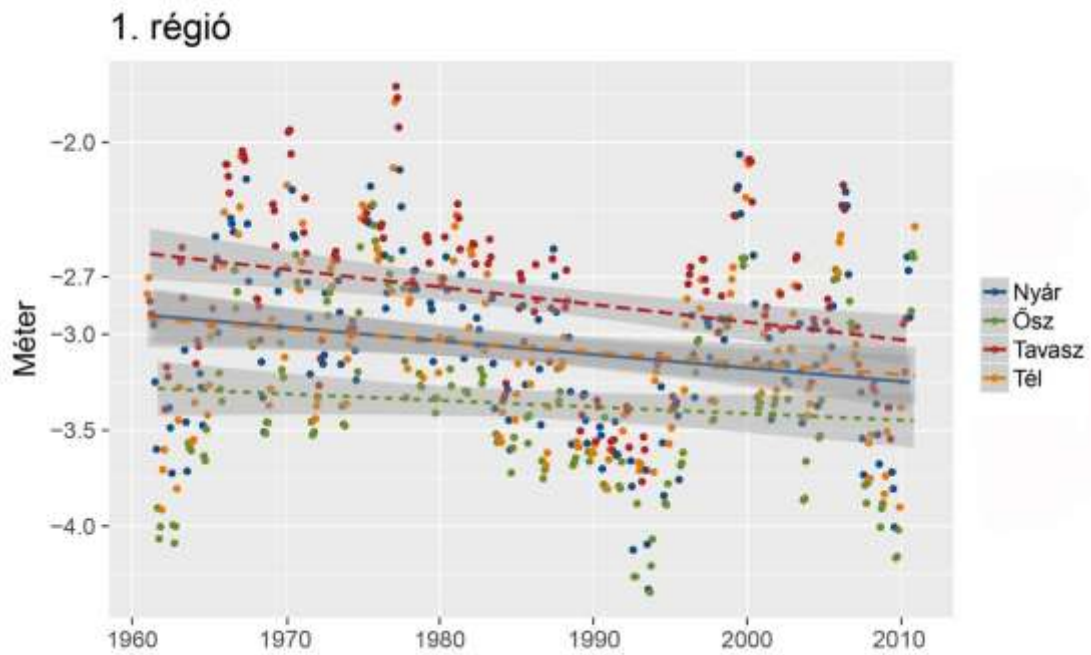
	$\gamma Gw_{1961-1985}$, m	$\gamma Gw_{1986-2010}$, m	Δgw , m
Bács-Kiskun	-2,18	-2,51	-0,33*
Baranya	-2,23	-1,99	0,24*
Békés	-3,02	-3,08	-0,06
Borsod-Abaúj-Zemplén	-2,78	-3,24	-0,46*
Csongrád	-1,59	-2,09	-0,50*
Fejér	-3,40	-3,43	-0,02
Győr-Moson-Sopron	-2,58	-3,32	-0,74*
Hajdú-Bihar	-2,67	-2,98	-0,31*
Heves	-1,49	-1,74	-0,26*
Jász-Nagykun-Szolnok	-3,22	-3,29	-0,06
Komárom-Esztergom	-2,25	-2,83	-0,58*
Nógrád	-5,18	-4,92	0,26
Pest	-2,37	-3,17	-0,80*
Somogy	-3,39	-3,27	0,11
Szabolcs-Szatmár-Bereg	-2,84	-3,37	-0,53*
Tolna	-3,08	-3,51	-0,43*
Vas	-1,61	-1,56	0,05
Veszprém	-1,55	-1,61	-0,06
Zala	-3,07	-3,47	-0,39*
1. régió	-2,58	-2,91	-0,33
2. régió	-2,47	-3,11	-0,64*
3. régió	-3,07	-3,49	-0,42*
4. régió	-2,72	-3,10	-0,38*
5. régió	-2,44	-2,69	-0,25*
6. régió	-2,93	-3,23	-0,30*
Alföld	-2,55	-2,85	-0,30*
Ország	-2,59	-2,98	-0,38*

Az 1961–1985 és 1986–2010 periódusok talajvízszintátlagai közötti szignifikáns különbséget jelölő csillagjelek (*) Welch-tesztek eredményeit ($p < 0,05$) tükrözik. γGw = talajvízmélység átlaga, Δgw = talajvízmélység átlagai közötti eltérés ($\gamma Gw_{1986-2010} - \gamma Gw_{1961-1985}$).

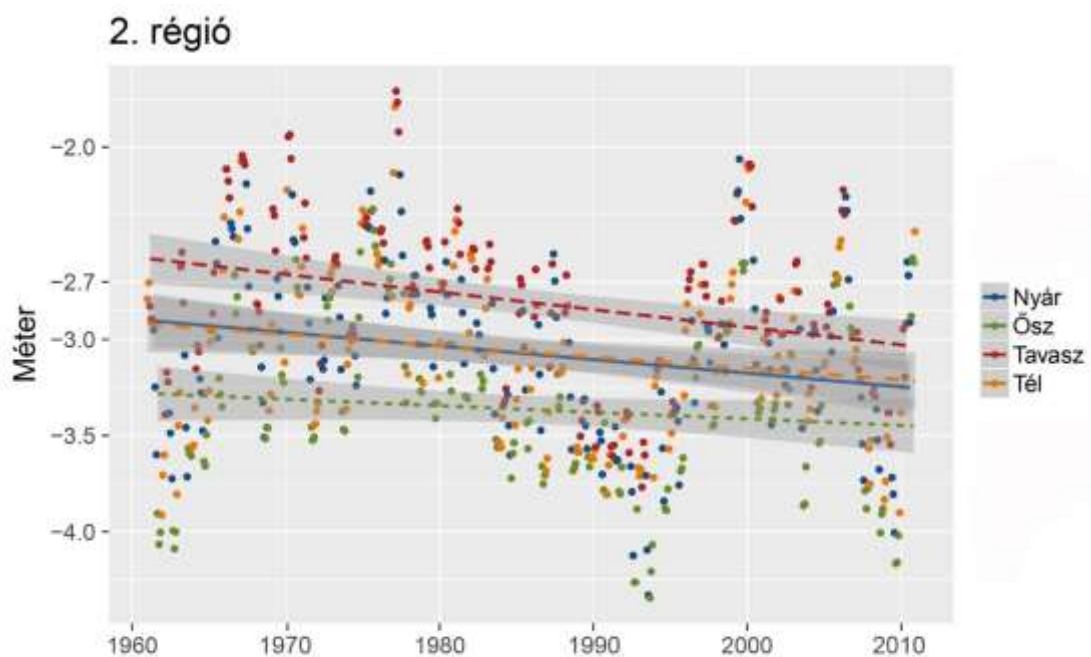


5. ábra A talajvíz éves átlagának ingadozása és változásuk lineáris trendjei a hat gabonatermesztési régióban, az Alföldön és országosan

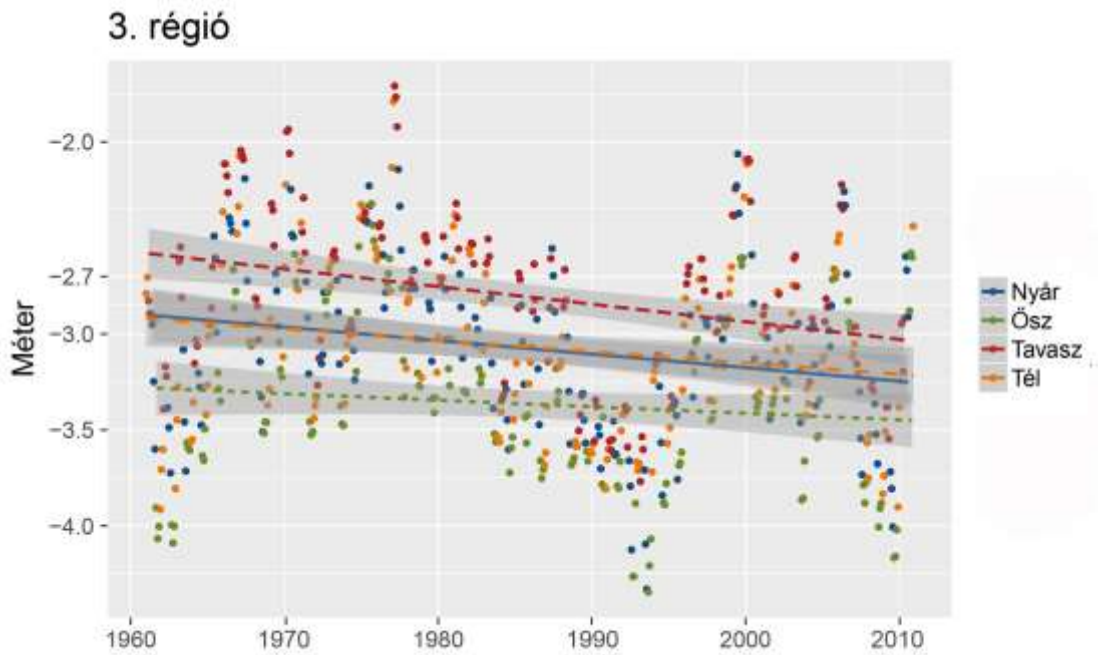
A legnagyobb és vizuálisan is a talán leginkább szembevető mértékben, közel kétszeresen meghaladva az országos átlagot süllyedt a talajvízszint az észak-dunántúli régióban (6b ábra). A nyugat- és észak-dunántúli talajvízingadozását szemlélve megfigyelhető egy nagyjából 5–7 éves csapadékos és száraz ciklusokat követő ingadozás a talajvízvízszintekben (6a–6b ábra). Ez a viszonylag szabályos hullámmozgás a másik négy régióban, az Alföld egészen és az országos álagokban megtörik az 1970-es évek végén és egy nagyjából 20 éven át tartó folyamatos és meredek csökkenés figyelhető meg a talajvízmélység havi átlagaiban (6c–6h ábra). A talajvíz regionális és országos szintű tartós zuhanása benyomásom szerint korábban kezdődik, mint a 80-as évek végét és a 90-es éveket jellemző hosszú aszályos periódus, melyet évről évre ismétlődő aszályok jellemeztek és nyilvánvalóan hozzájárultak a talajvízkincs tartós csökkenéséhez



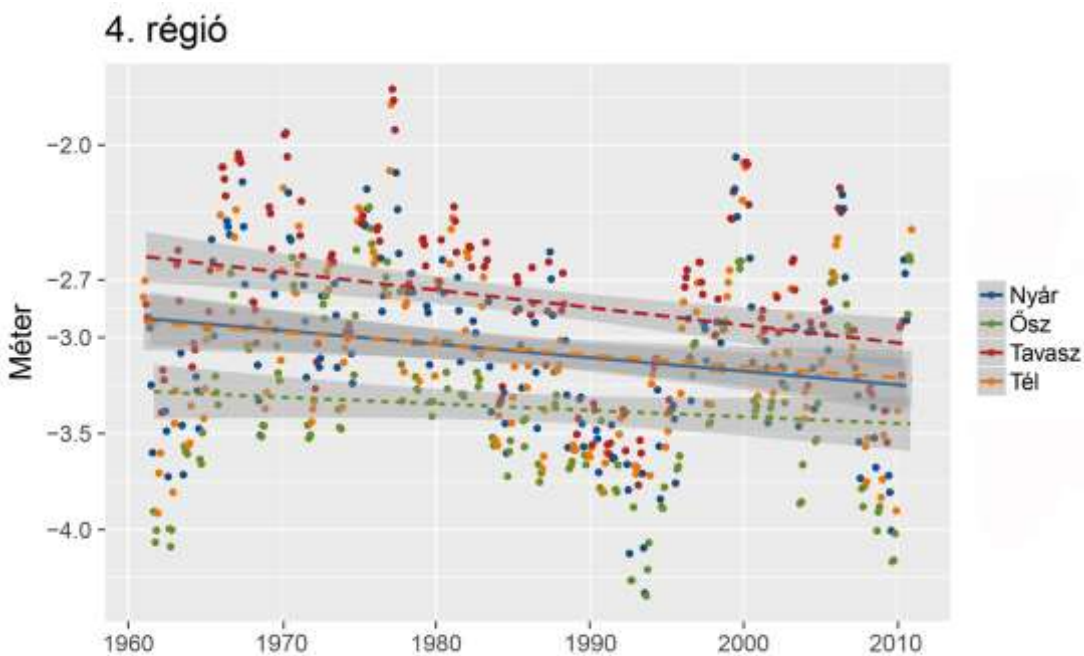
6a ábra A talajvízmélység havi átlagainak alakulása az 1. gabonatermesztési régióban (Vas és Zala megye), szezonális bontásuk és az évszakonként rekonstruált átlagok lineáris trendje (1961–2010). A szürke sávok a lineáris trendvonalak 95%-os konfidencia intervallumát mutatják.



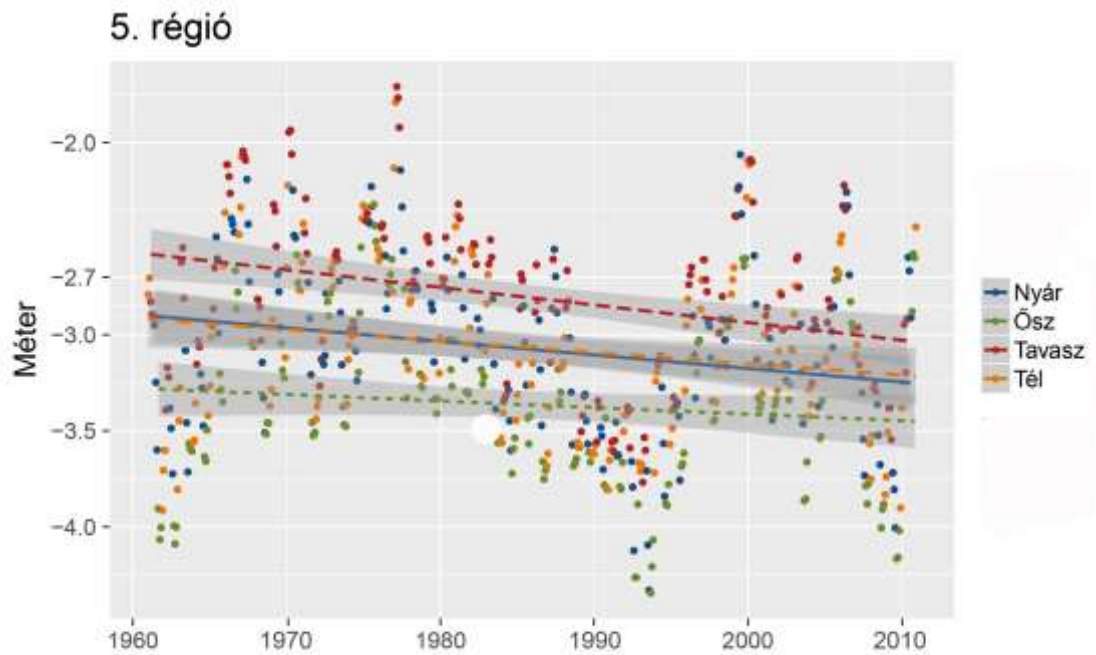
6b ábra A talajvízmélység havi átlagainak alakulása az 2. gabonatermesztési régióban (Komárom-Esztergom, Fejér, Győr- Moson-Sopron, Pest és Veszprém megye), szezonális bontásuk és az évszakonként rekonstruált átlagok lineáris trendje (1961–2010). A szürke sávok a lineáris trendvonalak 95%-os konfidencia intervallumát mutatják.



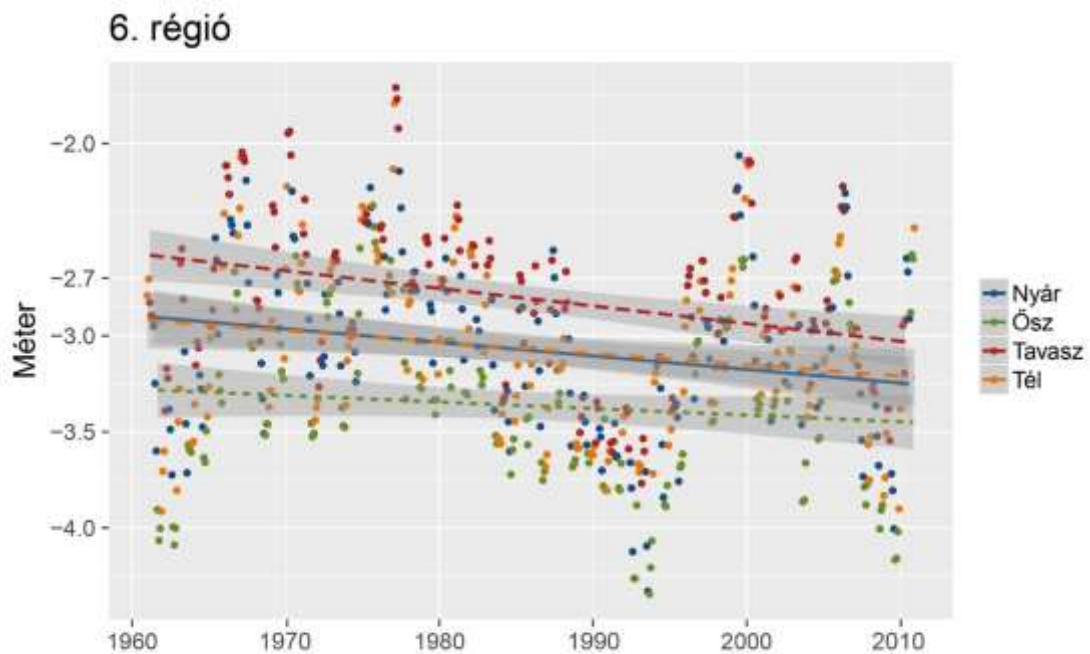
6c ábra A talajvízmélység havi átlagainak alakulása az 3. gabonatermesztési régióban (Borsod-Abaúj-Zemplén, Heves és Nógrád megye), szezonális bontásuk és az évszakonként rekonstruált átlagok lineáris trendje (1961–2010). A szürke sávok a lineáris trendvonalak 95%-os konfidencia intervallumát mutatják.



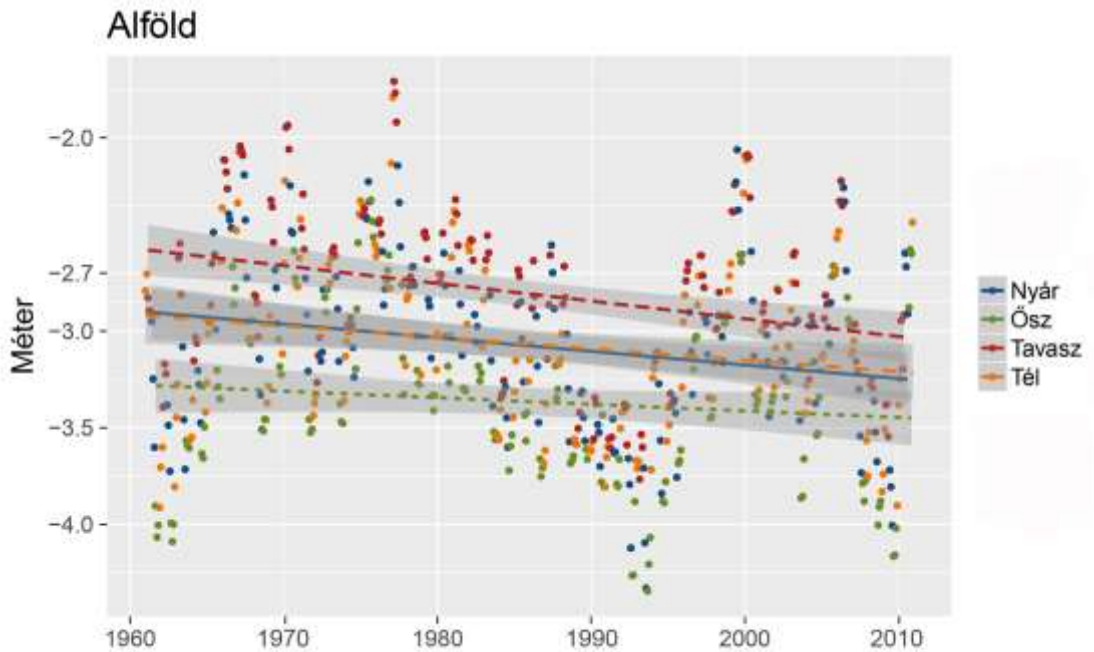
6d ábra A talajvízmélység havi átlagainak alakulása az 4. gabonatermesztési régióban (Szabolcs-Szatmár-Bereg és Hajdú-Bihar megye), szezonális bontásuk és az évszakonként rekonstruált átlagok lineáris trendje (1961–2010). A szürke sávok a lineáris trendvonalak 95%-os konfidencia intervallumát mutatják.



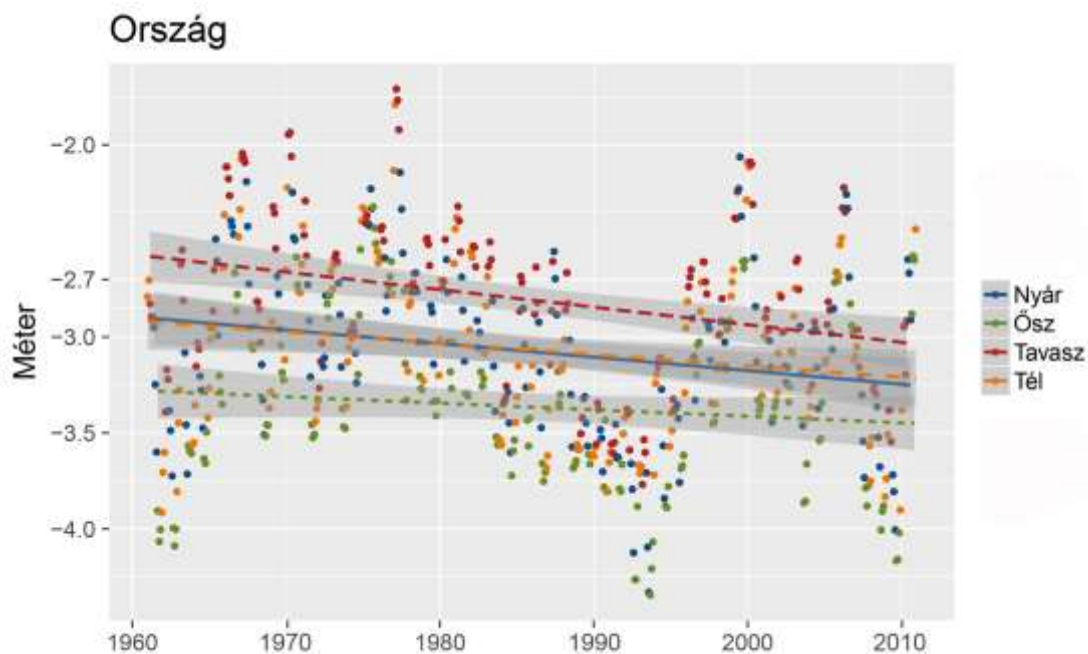
6e ábra A talajvízmélység havi átlagainak alakulása az 5. gabonatermesztési régióban (Bács-Kiskun, Békés, Csongrád és Jász-Nagykun-Szolnok megye), szezonális bontásuk és az évszakonként rekonstruált átlagok lineáris trendje (1961–2010). A szürke sávok a lineáris trendvonalak 95%-os konfidencia intervallumát mutatják.



6f ábra A talajvízmélység havi átlagainak alakulása az 6. gabonatermesztési régióban (Baranya, Somogy és Tolna megye), szezonális bontásuk és az évszakonként rekonstruált átlagok lineáris trendje (1961–2010). A szürke sávok a lineáris trendvonalak 95%-os konfidencia intervallumát mutatják.

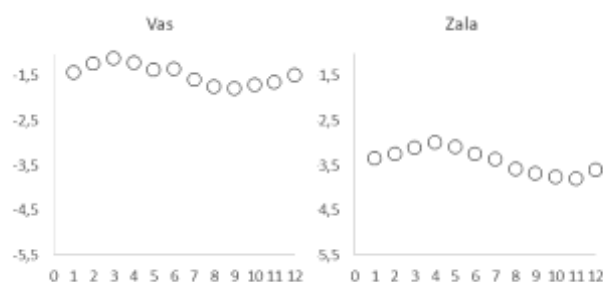


6g ábra A talajvízmélység havi átlagainak alakulása az Alföldön (Bács-Kiskun, Békés, Csongrád, Hajdú-Bihar, Jász-Nagykun-Szolnok és Szabolcs-Szatmár-Bereg megye), szezonális bontásuk és az évszakonként rekonstruált átlagok lineáris trendje (1961–2010). A szürke sávok a lineáris trendvonalak 95%-os konfidencia intervallumát mutatják.



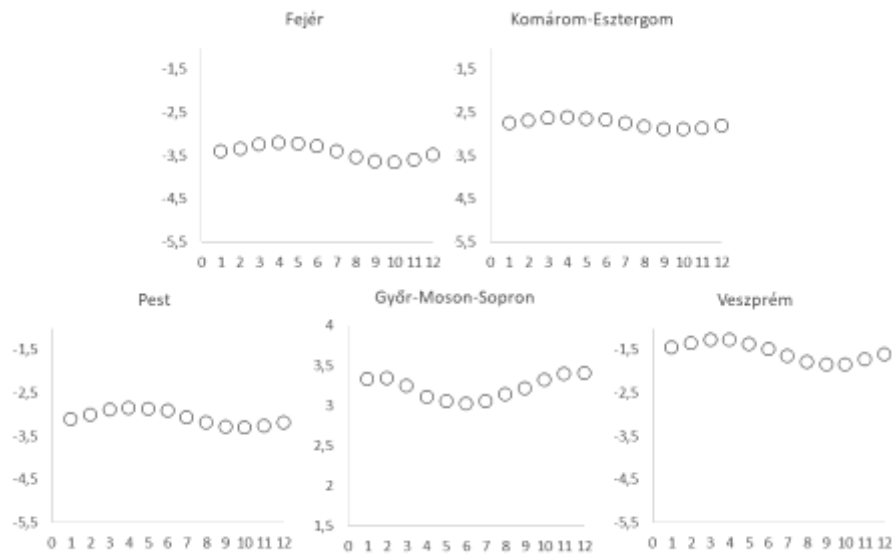
6h ábra A talajvízmélység havi átlagainak alakulása Magyarországon, szezonális bontásuk és az évszakonként rekonstruált átlagok lineáris trendje (1961–2010). A szürke sávok a lineáris trendvonalak 95%-os konfidencia intervallumát mutatják.

A megyei talajvízingadozás 30 éves havi átlagait bemutató 6a–6h ábrák arra utalnak, hogy a havi talajvízátlagok éves mélypontjukat nagyjából augusztus és október hónapok között érik el. Az ősz során megkezdődik a talajvízkészlet feltöltődése, amelynek maximum időszaka kisebb területi eltéréseket mutatva a tavaszi évszakra és ezen belül is elsősorban március–április hónapokra tehető. Bár rendelkezünk arra vonatkozó példákkal, hogy a bányászati tevékenység és a talajvíz-kitermelésre épülő növénytermesztés akár táji szinten is képes a talajvízszintek csökkentésére (HORNBECK, KESKIN 2014), a hazai emberi tevékenységhez kapcsolható talajvíz inputok és outputok többségének mennyisége a csapadékéval összehasonlítva, az utóbbi javára nagyságrendi eltérést mutat (RAKONCZAI 2013). Ezért a szakirodalom a hazai gabonatermesztés fő színtereként szolgáló síkságok talajvízingadozását táji szinten befolyásoló legfontosabb faktorként elsősorban a hosszabb időszakban lehullott csapadékösszeget (PÁLFAI 1994, 2004) és a hőmérsékletet nevezi meg (KARDOS et al. 2011). Kiemelve azt, hogy a felszíni víztestekben bekövetkező vízszintváltozás, valamint emberi beavatkozások (települési szennyvíz, öntözés, vízvisszatartás és -tározás különböző formái, belvízelvezetés, szivattyúzás stb.) egyes területeken akár jelentős mértékben módosíthatják a talajvízszintek variabilitását, torzítva ezzel a csapadék és a talajvíz között mutatkozó statisztikai kapcsolatot (DEMETER et al. 2012).



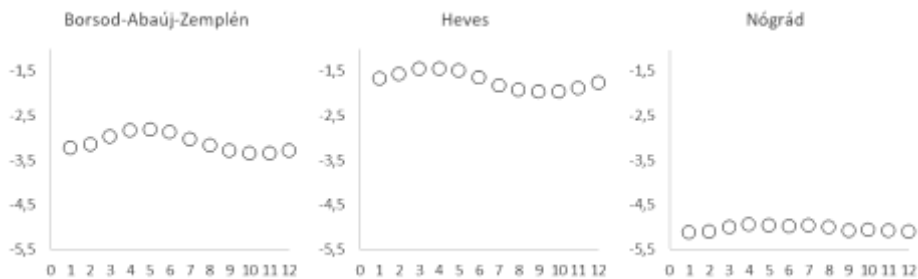
7a ábra A talajvízmélység havi átlagainak alakulása az 1. gabonatermesztési régió megyéiben (1981–2010)

Hasonlóság mutatkozik a felszíni víztestekben mutatkozó vízszíningadozás és a talajvízszint havi átlagai alapján kirajzolódó szezonális különbség között. Azonban e két jelenségnek a felszínre hulló csapadékhoz való kapcsolatában egy lényeges eltérés mutatkozik. Míg pl. a víztározók révén kevésbé befolyásolt vízjárású alföldi folyókban (Tisza) mért vízhozamok a lefolyás révén közvetlen és szoros kapcsolatot mutatnak a felszínre hullott csapadékösszegekkel (TABI et al. 2011), addig a csapadék és a talajvíz között a kapcsolatot időben elnyújtottabb, hiszen a csapadékból megvalósuló talajvízutánpótlás a beszivárgás dinamikája révén késleltetett folyamat (RAKONCZAI 2013).



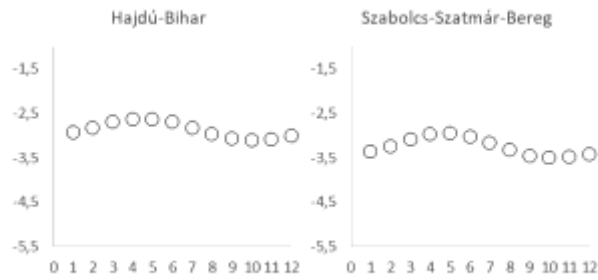
7b ábra A talajvízmélység havi átlagainak alakulása a 2. gabonatermesztési régió megyéiben (1981–2010)

A talajvízszinteket átlagos mélysége a dunántúli megyék többségében 1981–2010 között $\gamma = -3,5$ – $-3,0$ m között alakult, kivételt Baranya ($\gamma = -2,0$ m), Komárom-Esztergom ($\gamma = -2,8$ m), Vas ($\gamma = -1,5$ m) és Veszprém ($\gamma = -1,6$ m) megyék jelentenek (6a–6h, 7a–7f ábrák).

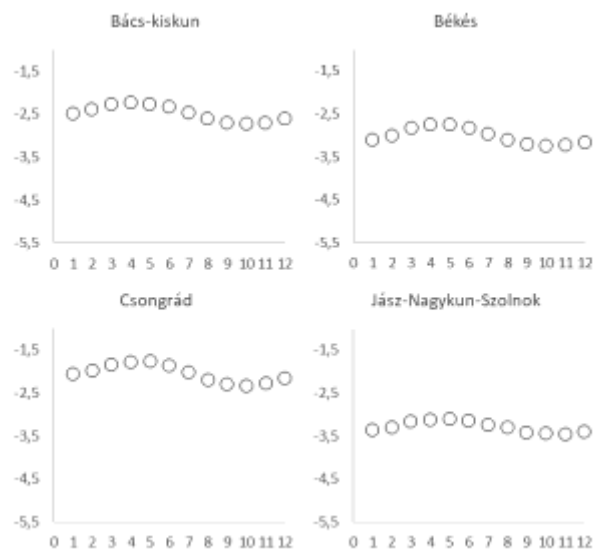


7c ábra A talajvízmélység havi átlagainak alakulása a 3. gabonatermesztési régió megyéiben (1981–2010)

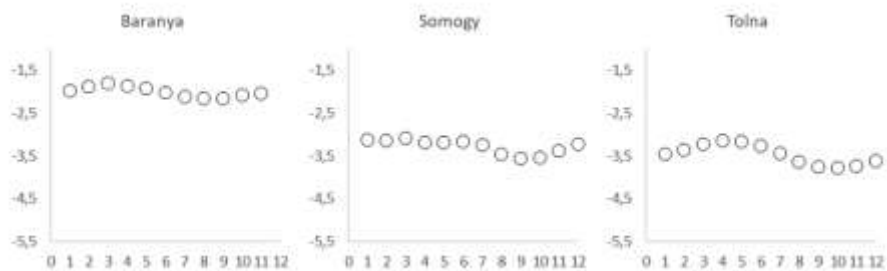
A legmagasabb talajvízállású megyéknek országos kitekintésben nem síkvidéki megyék, hanem Heves, Vas és Veszprém megyék bizonyultak (7a–7c ábrák). A legnagyobb régióon belüli eltérések az Északi-Középhegység (3. régió) megyéiben mutatkoztak, amelyek közül (7c ábra) két szomszédos megye, Heves ($\gamma = -1,7$ m) az ország egyik legmagasabb, Nógrád ($\gamma = -5,0$ m) pedig a legmélyebb talajvízállású közigazgatási egysége.



7d ábra A talajvízmélység havi átlagainak alakulása a 4. gabonatermesztési régió megyéiben (1981–2010)



7e ábra A talajvízmélység havi átlagainak alakulása az 5. gabonatermesztési régió megyéiben (1981–2010)



7f ábra A talajvízmélység havi átlagainak alakulása a 6. gabonatermesztési régió megyéiben (1981–2010)

A Dunántúlhoz hasonlóan az Alföld megyéinek többségében, Békés, Jász-Nagykun-Szolnok, Pest és Szabolcs-Szatmár-Bereg megyékben a talajvízszint átlagos mélysége 1981–2010 között -3,5–

3 m között alakult és Hajdú-Bihar értéke ($\gamma = -2,9$ m) is ehhez a csoporthoz sorolható. Bács-Kiskun ($\gamma = -2,5$ m) és Csongrád megyék ($\gamma = -2,1$ m) megyék átlagos értékei képviselik a kivételeket.

5.1.6. A talajvíz átlagos havi mélysége és az éves gabona terméshozamok között fennálló lineáris kapcsolatok megyei és regionális bontásban

Az aratási év májusát megelőző hónapok talajvízátlagai és az éves termésátlagok között minden megyében és régióban gyenge és negatív lineáris összefüggést rekonstruáltam (9a–9c táblázat, 10. ábra).

9a táblázat A talajvíznek az őszi árpa életciklusában mért átlagos havi mélysége és az árpa éves terméshozamai között fennálló lineáris kapcsolatok megyénként, a hat gabonatermesztési régióban és az Alföldön (1981–2010)

Megye	Talajvíz~Árpa									
	Okt	Nov	Dec	Jan	Feb	Már	Ápr	Máj	Jún	Júl
Bács-Kiskun	0,08	0,10	0,09	0,07	0,09	0,11	0,06	0,00	0,08	0,14*
Baranya	0,09	0,16*	0,13	0,00	0,02	0,03	0,01	0,02	0,03	0,06
Békés	0,03	0,04	0,05	0,07	0,10	0,09	0,12	0,10	0,02	0,02
Borsod-Abaúj-Zemplén	0,13	0,10	0,13	0,11	0,14*	0,07	0,03	0,00	0,02	0,07
Csongrád	0,11	0,12	0,10	0,06	0,07	0,12	0,07	0,02	0,06	0,06
Fejér	0,04	0,03	0,05	0,01	0,02	0,01	0,00	0,03	0,14*	0,14*
Győr-Moson-Sopron	0,01	0,01	0,03	0,00	0,00	0,02	0,01	0,01	0,13	0,22*
Hajdú-Bihar	0,00	0,00	0,03	0,02	0,01	0,02	0,00	0,00	0,01	0,05
Heves	0,08	0,07	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,00	0,03	0,06
Jász-Nagykun-Szolnok	0,05	0,08	0,02	0,05	0,06	0,14*	0,04	0,00	0,02	0,01
Komárom-Esztergom	0,00	0,00	0,01	0,01	0,02	0,05	0,05	0,02	0,00	0,00
Nógrád	0,29*	0,20*	0,17*	0,26*	0,19*	0,16*	0,17*	0,07	0,00	0,04
Pest	0,09	0,03	0,03	0,13	0,13	0,10	0,08	0,02	0,00	0,00
Somogy	0,14*	0,16*	0,07	0,00	0,23*	0,08	0,03	0,00	0,00	0,03
Szabolcs-Szatmár-Bereg	0,00	0,00	0,01	0,07	0,09	0,05	0,06	0,05	0,02	0,01
Tolna	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,02
Vas	0,01	0,01	0,06	0,12	0,16*	0,18*	0,06	0,05	0,02	0,00
Veszprém	0,00	0,00	0,03	0,06	0,10	0,02	0,01	0,08	0,13	0,12
Zala	0,01	0,01	0,00	0,05	0,04	0,09	0,11	0,11	0,06	0,01
1. regio	0,01	0,01	0,02	0,06	0,11	0,13*	0,07	0,02	0,00	0,01
2. regio	0,01	0,01	0,00	0,10	0,14*	0,17*	0,11	0,14*	0,01	0,00
3. regio	0,37*	0,28*	0,33*	0,20*	0,22*	0,13*	0,07	0,02	0,00	0,00
4. regio	0,06	0,08	0,15*	0,20*	0,14*	0,10	0,11	0,16*	0,10	0,04
5. regio	0,10	0,12	0,09	0,08	0,09	0,14*	0,09	0,03	0,01	0,02
6. regio	0,01	0,00	0,00	0,04	0,02	0,02	0,01	0,01	0,00	0,00
Alföld	0,09	0,11	0,12	0,13	0,12	0,14*	0,11	0,05	0,00	0,01

* = szignifikáns determinisztikus kapcsolat ($p < 0,05$); lilával jelölt regressziós együttható: $R^2 >$

0,10; vörössel jelölt regressziós együttható: $R^2 > 0,25$.

Másként fogalmazva, amennyiben szignifikáns kapcsolat mutatkozott a megyei talajvíz és a gabona termésátlagok között a lineáris kapcsolatot leíró egyenlet minden esetben arra utalt, hogy az árpa és a búza esetében az október–április közötti, a kukorica esetében a március–áprilisi talajvízszint-emelkedés korlátozza a termésátlagokat. Ez a negatív hatás az árpa esetében volt a leginkább szembetűnő, a búzáéban alig észre vehető (9a–9b táblázat, 10. ábra), míg a kukoricáéban csak elszigetelt esetként Somogyban a márciusi talajvízátlag vonatkozásában fordult elő ($y_{\text{Somogy}} = -0,9487x_{\text{március}} + 0,0635$) (9c táblázat).

9b táblázat A talajvíznek az őszi búza életciklusában mért átlagos havi mélysége és a búza éves terméshozamai között fennálló lineáris kapcsolatok megyénként, a hat gabonatermesztési régióban és az Alföldön (1981–2010)

Megye	Talajvíz~Búza									
	Okt	Nov	Dec	Jan	Feb	Már	Ápr	Máj	Jún	Júl
Bács-Kiskun	0,06	0,08	0,07	0,07	0,09	0,12	0,08	0,01	0,02	0,04
Baranya	0,13	0,23*	0,23*	0,02	0,04	0,06	0,00	0,00	0,00	0,01
Békés	0,08	0,09	0,08	0,07	0,09	0,07	0,09	0,08	0,03	0,02
Borsod-Abaúj-Zemplén	0,10	0,11	0,12	0,16*	0,13	0,06	0,02	0,01	0,01	0,04
Csongrád	0,13	0,15*	0,12	0,07	0,06	0,07	0,03	0,04	0,05	0,03
Fejér	0,04	0,03	0,03	0,03	0,05	0,04	0,01	0,00	0,05	0,05
Győr-Moson-Sopron	0,00	0,00	0,02	0,06	0,07	0,08	0,03	0,00	0,02	0,03
Hajdú-Bihar	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,08	0,02	0,00	0,00	0,01
Heves	0,02	0,02	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,03
Jász-Nagykun-Szolnok	0,09	0,12	0,03	0,07	0,07	0,13*	0,06	0,00	0,01	0,00
Komárom-Esztergom	0,00	0,01	0,03	0,06	0,07	0,11	0,10	0,03	0,00	0,00
Nógrád	0,15*	0,11	0,15*	0,28*	0,17*	0,24*	0,27*	0,10	0,00	0,01
Pest	0,07	0,02	0,01	0,10	0,12	0,14*	0,12	0,07	0,00	0,01
Somogy	0,12	0,30*	0,14*	0,01	0,19*	0,14*	0,01	0,06	0,07	0,01
Szabolcs-Szatmár-Bereg	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01
Tolna	0,01	0,03	0,01	0,04	0,02	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00
Vas	0,12	0,11	0,17*	0,15*	0,16*	0,12	0,04	0,06	0,08	0,00
Veszprém	0,02	0,00	0,01	0,03	0,02	0,01	0,07	0,13	0,14*	0,17*
Zala	0,01	0,01	0,03	0,08	0,06	0,08	0,10	0,09	0,07	0,03
1. regio	0,01	0,01	0,03	0,06	0,09	0,11	0,05	0,01	0,00	0,01
2. regio	0,02	0,01	0,00	0,06	0,09	0,10	0,08	0,06	0,00	0,00
3. regio	0,26*	0,24*	0,26*	0,14*	0,12	0,09	0,03	0,00	0,00	0,01
4. regio	0,08	0,08	0,09	0,06	0,04	0,02	0,02	0,02	0,00	0,00
5. regio	0,13	0,16*	0,10	0,06	0,07	0,11	0,06	0,02	0,00	0,01
6. regio	0,03	0,03	0,01	0,07	0,06	0,05	0,03	0,03	0,02	0,01
Alföld	0,12	0,14*	0,11	0,08	0,08	0,09	0,07	0,03	0,00	0,01

* = szignifikáns determinisztikus kapcsolat ($p < 0,05$); lilával jelölt regressziós együttható: $R^2 >$

0,10; vörössel jelölt regressziós együttható: $R^2 > 0,25$.

Az árpa esetében majdnem mindegyik gabonatermesztési régióban előfordult legalább egy olyan hónap az október–április időszakban, amikor a talajvíz-termésátlag kapcsolat szignifikáns mértékű volt (9a táblázat). Az árpa és a búza esetében a legerősebb talajvíz-terméshozam kapcsolat Nógrádban és Somogyban mutatkozott (9a, 9b táblázat). E két megye mellett Baranya, Borsod-Abaúj-Zemplén, Csongrád, Jász-Nagykun-Szolnok, Pest és Vas megyében túlnyomórészt csak egy-egy hónapban fordult elő szignifikáns negatív kapcsolat. Kiemelendő az Északi-középhegység megyéi által alkotott 3. régió, ahol a talajvíz havi átlagok varianciái október és február között 20–37%-ban magyarázták az árpa és 14–26%-ban a búza terméshozamokét (9a, 9b táblázat).

A gabonák téli és tavaszi hónapjaiban rekonstruált lineáris kapcsolatoktól eltérően, a június–október időszak talajvízátlagai és a termésátlagok között minden növény esetében pozitív kapcsolatot találtam. Másképpen fogalmazva, a talajvíz-emelkedés az év második felében mindhárom vizsgált gabona termésátlagaira pozitív hatást gyakorolt. E pozitív irányú kapcsolat hatása az árpa és a búza esetében lényegében elhanyagolható, hiszen csak elszigetelt jelenségként Bács-Kiskunban, Fejérben, Győr-Moson-Sopronban és Veszprémben fordult elő. Ezzel szemben a talajvízszint-ingadozás július–októberi havi átlagai és a kukorica termésátlagok közötti kapcsolatok a megyék felében és a régiók többségében szignifikánsnak bizonyultak. A kapcsolat szorosságát jelző regressziós együtthatók értéke többszörösen meghaladta a negatív irányú kapcsolatok együtthatóinak értékét (9a–9c táblázat). Egy további jelentős területi eltérésre utalnak a teszteredmények azzal, hogy a talajvíz év eleji negatív hatása a jelentősebb gabonatermő tájakon Somogy megye kivételével jóformán alig mutatható ki, ezzel szemben az év második felét jellemző pozitív irányú talajvízhatás, különösen a kukorica tekintetében, többnyire épp a legfontosabb gabonatermesztő megyékben jelentkezett (9c táblázat). Ennek eredményeként a talajvíz pozitív hatása a dél-alföldi régióban és az Alföld egészén szignifikánsnak bizonyult. Az év fordulópontja, amikor téli és tavaszi negatív talajvízhatás a három növény esetében némi fáziskésést mutatva ugyan, de pozitívrá változik, május. Ebben a hónapban még negatív irányú, de nem szignifikáns talajvíz-kapcsolatok jellemzik az árpát és a búzát és nem szignifikáns pozitív irányúak a kukoricát. Kivételt egy kukorica ($y_{\text{Csongrád}} = 1,8152x_{\text{május}} + 0,0584$; $p < 0,01$) és két árpa teszteredményei jelentenek ($y_{2. \text{ régió}} = -0,3707x_{\text{május}} - 0,0003$; $p = 0,04$; $y_{4. \text{ régió}} = -0,9105x_{\text{május}} - 0,0092$; $p = 0,03$).

A fenti elemzés eredményeként a vizsgálat következő szakaszában a kukorica vonatkozásában az augusztus–október közötti periódus talajvízátlagai és a kukorica éves termésátlagai közötti kapcsolat szorosságát vizsgáltam. Azon túl, hogy a szemeskukorica életciklusában a termésátlagok

és talajvízszint-ingadozás havi átlagainak varianciái közötti lineáris összefüggés az augusztus–október közötti időszakban bizonyult a legerősebbnek (9c táblázat), e periódus kiválasztását az a tény is indokolhatja, hogy ezek a hónapok mutatják a kukorica evapotranspirációs igénye és a havi csapadékösszegek közötti legnagyobb deficitet (LÁNG et al. 2006). Az árpa és a búza termésátlagai a november–január időszak talajvízszint-átlagaival mutatták a legszorosabb összefüggést (9a–9b táblázat). E két gabona esetében azonban a regressziós kapcsolatok sokkal gyengébbek a kukoricáénál.

9c táblázat A talajvíznek a kukorica életciklusában mért átlagos havi mélysége és a kukorica éves terméshozamai között fennálló lineáris kapcsolatok megyénként, a hat gabonatermesztési régióban és az Alföldön (1981–2010)

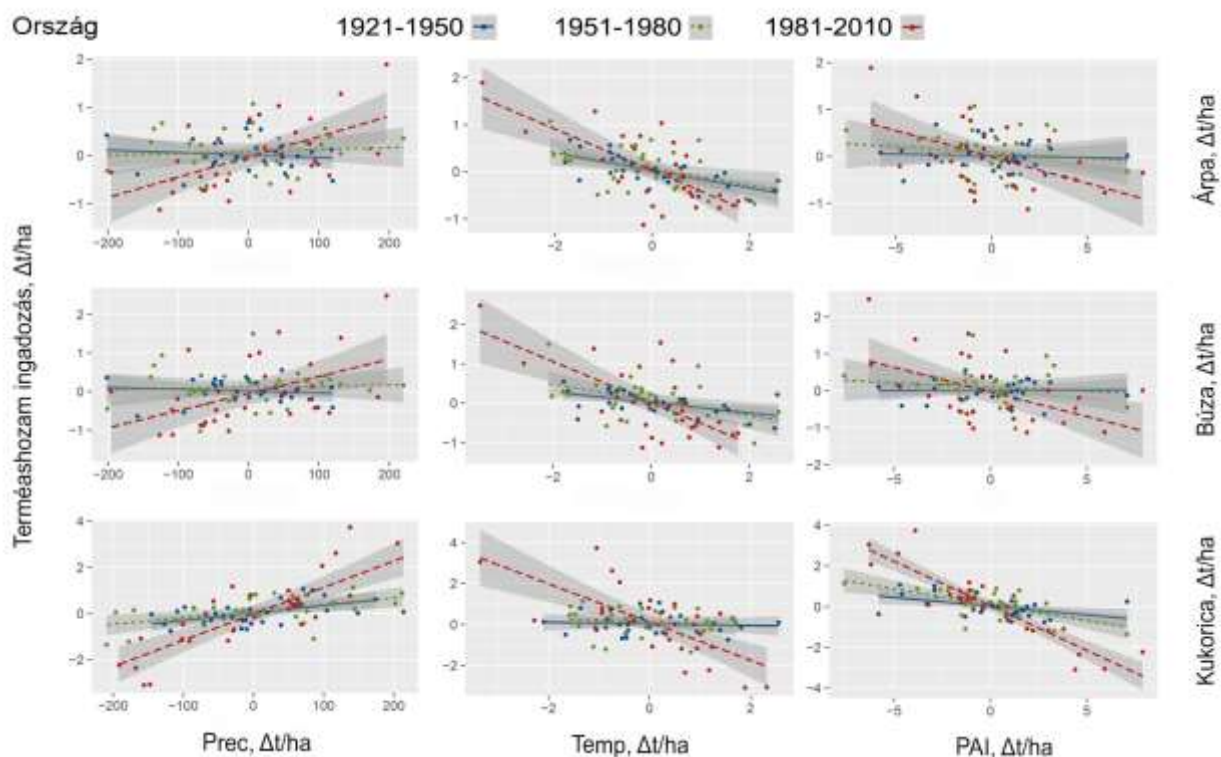
Megye	Talajvíz~Kukorica							
	Már	Ápr	Máj	Jún	Júl	Aug	Sep	Oct
Bács-Kiskun	0,04	0,01	0,03	0,19*	0,39*	0,57*	0,53*	0,50*
Baranya	0,01	0,00	0,05	0,10	0,29*	0,44*	0,31*	0,30*
Békés	0,00	0,00	0,00	0,04	0,10	0,23*	0,27*	0,24*
Borsod-Abaúj-Zemplén	0,00	0,00	0,07	0,13	0,20*	0,33*	0,30*	0,28*
Csongrád	0,01	0,00	0,22*	0,26*	0,26*	0,44*	0,44*	0,48*
Fejér	0,01	0,00	0,06	0,19*	0,33*	0,44*	0,31*	0,25*
Győr-Moson-Sopron	0,00	0,00	0,03	0,12	0,31*	0,67*	0,28*	0,08
Hajdú-Bihar	0,02	0,00	0,01	0,07	0,12	0,24*	0,06	0,02
Heves	0,02	0,01	0,01	0,12	0,12	0,21*	0,10	0,15*
Jász-Nagykun-Szolnok	0,04	0,01	0,08	0,23*	0,18*	0,20*	0,16*	0,17*
Komárom-Esztergom	0,00	0,00	0,00	0,01	0,05	0,08	0,05	0,02
Nógrád	0,05	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,02	0,02
Pest	0,01	0,00	0,00	0,02	0,07	0,23*	0,18*	0,13
Somogy	0,17*	0,02	0,01	0,02	0,00	0,00	0,00	0,06
Szabolcs-Szatmár-Bereg	0,04	0,02	0,00	0,02	0,04	0,07	0,09	0,07
Tolna	0,01	0,00	0,02	0,12	0,18*	0,31*	0,33*	0,17*
Vas	0,02	0,06	0,03	0,07	0,02	0,21*	0,11	0,07
Veszprém	0,01	0,04	0,13	0,10	0,20*	0,43*	0,19*	0,09
Zala	0,00	0,00	0,02	0,03	0,08	0,14*	0,06	0,05
1. regio	0,01	0,00	0,03	0,10	0,25*	0,57*	0,27*	0,11
2. regio	0,01	0,01	0,00	0,03	0,06	0,09	0,03	0,02
3. regio	0,01	0,00	0,03	0,06	0,11	0,20*	0,16*	0,16*
4. regio	0,02	0,00	0,01	0,05	0,13*	0,22*	0,21*	0,19*
5. regio	0,02	0,00	0,02	0,15*	0,26*	0,41*	0,39*	0,38*
6. regio	0,02	0,02	0,00	0,06	0,10	0,23*	0,23*	0,11
Alföld	0,02	0,00	0,01	0,11	0,22*	0,34*	0,32*	0,30*

* = szignifikáns determinisztikus kapcsolat ($p < 0,05$); lilával jelölt regressziós együttható: $R^2 >$

0,10; vörössel jelölt regressziós együttható: $R^2 > 0,25$.

5.1.7. A klimatikus változók, a talajvízmélység és a gabonahozamok országos átlagai közötti lineáris kapcsolatok

A vizsgált 90 éves időszak egészében és a 30 éves időszakokban a vegetációs időszaki középhőmérséklet átlagai bizonyultak az árpa és a búza termésátlagok legmeghatározóbb magyarázó változóinak (10–11b táblázat). A kukorica esetében a csapadék játszotta ezt a domináns szerepet (11c táblázat). Nem mutatkozott kapcsolat a csapadék és az árpa és a búza termésátlagai között, valamint a hőmérsékleti indikátorok és a kukorica termésátlagok között az 1921–1950 és az 1951–1980 közötti időszakokban.



8. ábra Klimatikus változók és az országos termésátlagok első differencia értékei közötti kapcsolatok szórásgörbéi 30 éves periódusokban (1921–2010). A sötétszürke sávok a determinisztikus kapcsolatok 95%-os konfidencia intervallumát mutatják. Prec = vegetációs időszaki csapadékösszegek, Temp = vegetációs időszaki hőmérsékleti átlagok, PAI = a Pálfi féle aszályindex országos átlagai.

Minden klímaindikátor esetében elmondható, hogy a termésátlagokkal kimutatott determinisztikus kapcsolatuk az 1981–2010 közötti időszakban lényegesen erőteljesebbnek mutatkozott az előző időszakokhoz képest. Ha rátekintünk a 3. ábrára, szembeötlő a gabona termésátlagok szélsőséges ugrálása az 1981–2010 közötti időszakban. A magas értékű determinisztikus együtthatók, a

növények termésátlagaiban mutatkozó nagy amplitúdókkal jellemezhető ingadozás és az időjárási tényezők extrém kilengése erős szinkronitásra utalnak. A három 30 éves periódus közül az 1951–1980 közötti időszakot jellemzik a legalacsonyabb intenzitású kapcsolatok (10–11c táblázat). Kivételt egyedül a PAI-kukorica kapcsolat mutatott. E jelenség háttérében a 20. század aszályaként értékelt 1952 évi aszály (PÁLFAI 2004) 30 éves idősoron belüli kiugró értéke, statisztikai kifejezéssel ereje áll. A klímátényezők kombinációi szinte minden esetben szignifikáns kapcsolatot mutattak a gabona termésátlagokkal. A kombinált magyarázó változókkal szemben a PAI az 1981 előtti 30 éves periódusokban kizárólag a kukorica termésáhozamaival mutatott szignifikáns kapcsolatot (10. táblázat). Látványos a klimatikus faktorok és termés hozamok közötti kapcsolatok megerősödése az 1981–2010 közötti időszakban. Ekkor a csapadék–hőmérséklet, valamint a talajvíz–hőmérséklet kombinált klímafaktorok ingadozása közel 50%-ban magyarázta az árpa és a búza termésátlagokét, de a legmagasabb napi hőmérséklet és a talajvízmélység átlagainak kombinációja 50%-ot meghaladó mértékű összefüggést mutatott a két gabona termésátlagainak ingadozásával. A három növény közül a kukorica és a klímaindikátorok közötti kapcsolatok mutatták a leginkább robusztus értékeket az utolsó 30 éves periódusban. A kombinált klimatikus tényezők közel kétharmad részben bizonyultak felelősnek a kukorica termésátlag-ingadozásában (10, 11c. táblázat). A talajvízmélység–árpa és a talajvízmélység–búza országos átlagok közötti negatív irányú összefüggések nem bizonyultak szignifikánsnak. Ezzel szemben a pozitív irányú talajvíz–kukorica kapcsolat erősségét viszonylag magas értékű regressziós együttható jelzi. A hőmérséklet/talajvíz kombinált magyarázó változók mindhárom gabona esetében a hőmérséklet/csapadék faktorokhoz hasonló erősségű kapcsolatot mutattak (11a –11c táblázat).

Míg a hőmérsékleti indikátorok átlagai mindhárom növénnyel, minden periódusban negatív irányú szignifikáns kapcsolatot alkottak (8–9g ábra), a csapadék–termésátlag kapcsolat az döntően pozitív irányú volt. Kivételt a csapadék és az árpa, valamint a búza nem szignifikáns negatív irányú kapcsolata jelent 1921–1950 között (10. táblázat). Itt szeretnék kitérni a lineáris és bootstrap resampling tesztek közötti eltérésekre. A lineáris teszt szignifikáns csapadék–búza kapcsolatot jelzett a teljes 90 éves periódusban, ezzel szemben a bootstrap teszt századpontoságú eredménye alapján a szignifikáns kapcsolatot elvethetjük, hiszen a nemparaméteres teszteredmény konfidenciaintervalluma érinti a 0,00 értéket. A felsorolt esetekben a statisztikai kapcsolatot nem tekintem kétséget kizáróan bizonyítottnak. Ilyen esetek pl. országosan az 1921–1950 közötti búza termés hozam és vegetációs időszaki hőmérséklet, valamint kukorica termésátlag és PAI közötti kapcsolatok, továbbá az 1921–2010 közötti búza termésátlag–vegetációs időszaki csapadékátlag közötti kapcsolat (10. táblázat).

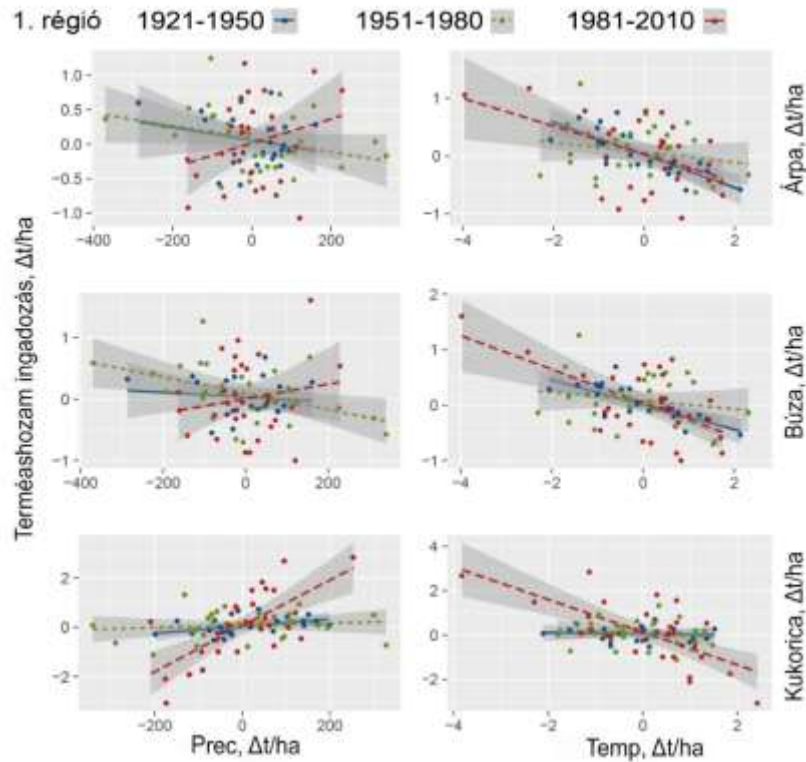
10. táblázat Lineáris regressziós és bootstrap resampling teszt eredmények, determinációs együtthatók (R^2) és 95%-os konfidencia intervallumaik (KI) a klimatikus és talajvíz változók, valamint a gabona termésátlagok között 30 és 90 éves periódusokban (1921–2010)

Periódus, magyarázó változók	Árpa		Búza		Kukorica	
	R^2	KI	R^2	KI	R^2	KI
1921–2010						
Prec	0,08*	0,01–0,23	0,06*	0,00–0,23	0,39*	0,25–0,52
Temp	0,35*	0,18–0,53	0,29*	0,12–0,50	0,19*	0,06–0,38
Temp/Prec	0,35*	0,18–0,52	0,29*	0,11–0,49	0,40*	0,25–0,54
PAI	0,11*	0,02–0,26	0,10*	0,02–0,25	0,52*	0,32–0,67
1921–1950						
Prec	0,02	0,00–0,17	0,01	0,00–0,10	0,28*	0,05–0,50
Temp	0,49*	0,21–0,69	0,30*	0,00–0,71	0,01	0,00–0,09
Temp/Prec	0,56*	0,26–0,72	0,35*	0,02–0,60	0,28*	0,05–0,48
PAI	0,00	0,00–0,04	0,00	0,00–0,00	0,22*	0,00–0,61
1951–1980						
Prec	0,00	0,00–0,02	0,00	0,00–0,04	0,22*	0,01–0,54
Temp	0,20*	0,01–0,50	0,25*	0,01–0,56	0,01	0,00–0,08
Temp/Prec	0,21*	0,01–0,49	0,26*	0,02–0,54	0,25*	0,03–0,55
PAI	0,02	0,00–0,15	0,02	0,00–0,13	0,39*	0,06–0,70
1981–2010						
Prec	0,37*	0,14–0,68	0,22*	0,02–0,57	0,64*	0,37–0,81
Temp	0,42*	0,13–0,75	0,44*	0,12–0,79	0,52*	0,24–0,72
Temp/Prec	0,49*	0,20–0,75	0,45*	0,13–0,77	0,68*	0,43–0,82
Gw	0,11	0,00–0,33	0,09	0,00–0,28	0,33*	0,03–0,64
Temp/Gw	0,42*	0,17–0,73	0,44*	0,11–0,76	0,60*	0,28–0,79
PAI	0,31*	0,09–0,58	0,25*	0,04–0,53	0,82*	0,64–0,90

Az R^2 értékek és a konfidenciaintervallumok a bootstrap resampling eljárás kimenetei, míg a szignifikáns kapcsolatot jelölő csillagjelek (*) a lineáris tesztek eredményeit ($p < 0,05$) tükrözik. Prec = csapadékösszegek átlaga, Temp = havi középhőmérsékletek átlaga, Gw = talajvízmélység átlaga.

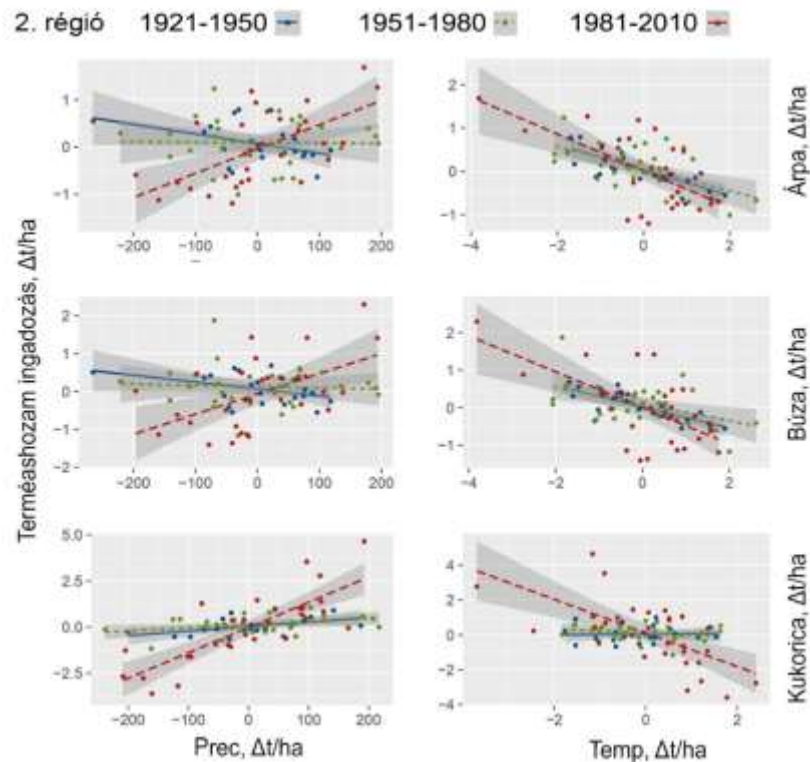
5.1.8. A klimatikus változók és a regionális termésátlagok közötti lineáris kapcsolat jellemzése

A magyarázó és eredmény változók regionális átlagainak varianciái között fennálló kapcsolatok az országos átlagokhoz hasonló időbeli hullámzást követtek a vizsgált 90 év három 30 éves periódusában. A regionális elemzés azonban jelentős területi eltéréseket és a régiókban mutatkozó eltérő dinamikájú folyamatokat tárt fel (10–11c. táblázat). Az 1921–1950 közötti időszakban az árpa és a búza termésátlagok az dunántúli régiókban mutattak erős kapcsolatot a hőmérsékleti változókkal (11a–11b. táblázat). Ekkor az Alföldön az árpa esetében viszonylag gyenge kapcsolatot rekonstruáltam, a búzáéban nem volt szignifikáns regressziós összefüggés a hőmérsékleti változók és termésátlagok között. Az 1981–2010-re a regionális különbségek megfordultak, az árpa és búza vonatkozásában a legerősebb kapcsolatok a dél-alföldi régióban és az Alföld egészén mutatkoztak (11a–11b táblázat).



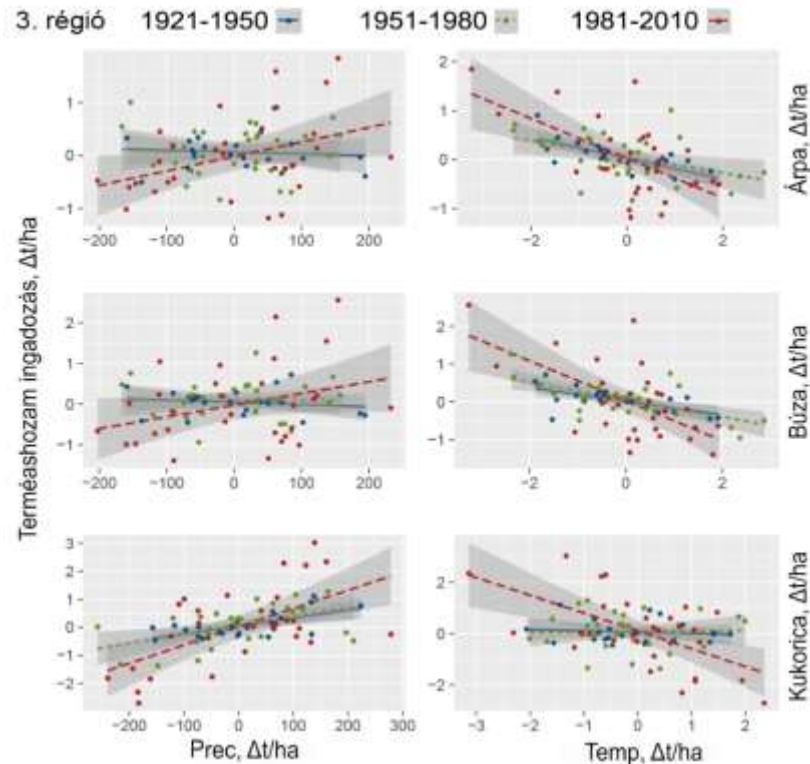
9a ábra Klimatikus változók és az 1. régió (Nyugat-Dunántúl) termésátlagainak első differencia értékei közötti kapcsolatok szórásgörbéi 30 éves periódusokban (1921–2010). A sötétszürke sávok a determinisztikus kapcsolatok 95%-os konfidencia intervallumát mutatják. Prec = vegetációs időszakos csapadékösszegek, Temp = vegetációs időszakos hőmérsékleti átlagok.

Jelentős fejleményként tekintek arra, hogy az árpa és búza termésátlagok hőmérsékletnek való kitettsége a dunántúli régiókban 1921–1950-ről 1981–2010-re csökkent, míg a dél-alföldi régióban és az Alföld egészét tekintve ugrásszerűen megemelkedett (11a–11b táblázat). Az ország más területein rekonstruált folyamattal ellentétes irányú változást rekonstruáltam a dél-dunántúli megyecsoport és az Északi-Középhegység megyecsoportjában. E két hegyvidéki térségeket is magába foglaló régióban a azt láthatjuk, hogy a búza hőmérsékletnek való kitettsége az elmúlt 90 év során folyamatosan csökken (11b táblázat), vagyis a búza termésátlagok és a középhőmérséklet varianciái közötti kapcsolat intenzitása 1951–1980 között meghaladta az 1981–2010 közötti időszakban becsült mértéket.



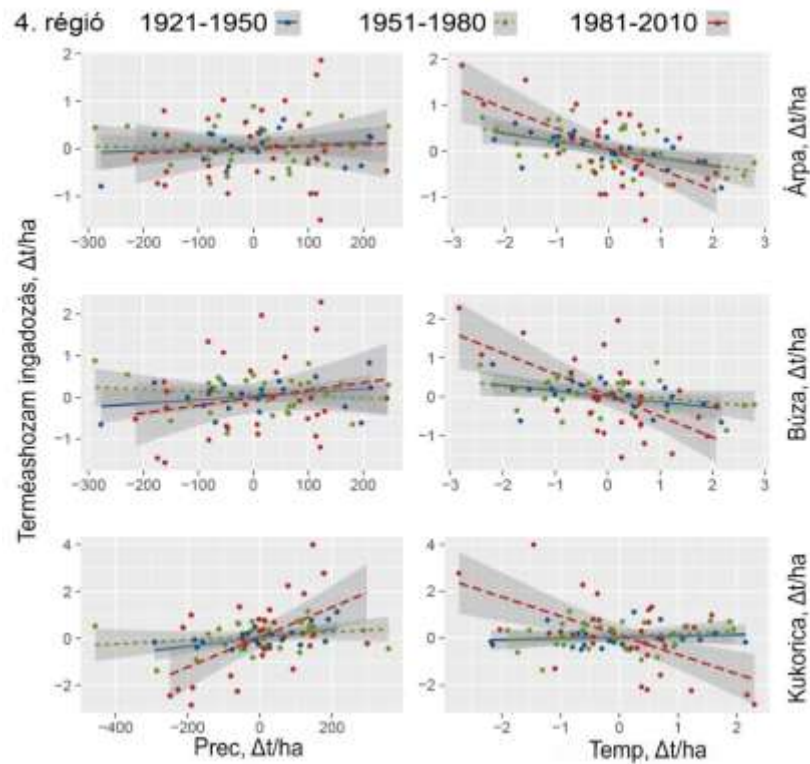
9b ábra Klimatikus változók és a 2. régió (Észak-Dunántúl) termésátlagainak első differencia értékei közötti kapcsolatok szórásgörbéi 30 éves periódusokban (1922–2010). A sötétszürke sávok a determinisztikus kapcsolatok 95%-os konfidencia intervallumát mutatják. Prec = vegetációs időszakos csapadékösszegek, Temp = vegetációs időszakos hőmérsékleti átlagok.

Az országos teszteredményektől eltérően a hőmérséklet nem szignifikáns pozitív kapcsolatot mutatott a kukorica termésátlagokkal a régiók többségében az 1922–1950 és az 1951–1980 közötti 30 éves időszakokban (b–9g ábra). Eltérés mutatkozott a csapadékösszegek vonatkozásában is, hiszen egyes régiókban nemcsak az 1922–1950, de az 1951–1980 közötti időszakban is nem szignifikáns negatív kapcsolat mutatkozott a vegetációs időszakos csapadékösszegek és a búza termésátlagok varianciái között (9a, 9c–9e ábra). Az árpa és a búza esetében a hőmérsékleti indikátorok többnyire nagyobb magyarázó erővel bírtak, mint a csapadékösszegek. Fordított volt a helyzet a kukorica esetében az első két 30 éves időszakban, amikor termésátlagai csak a csapadékkal mutattak statisztikai összefüggést (11c táblázat). 1981–2010 között azonban középhőmérsékletek átlagai a csapadékhoz hasonló mértékben (ca. 50%) magyarázták a kukorica termésátlagok varianciáit.



9c ábra Klimatikus változók és a 3. régió (Északi-Középhegység) termésátlagainak első differencia értékei közötti kapcsolatok szórásgörbéi 30 éves periódusokban (1922–2010). A sötétszürke sávok a determinisztikus kapcsolatok 95%-os konfidencia intervallumát mutatják. Prec = vegetációs időszakos csapadékösszegek, Temp = vegetációs időszakos hőmérsékleti átlagok.

Az árpa és a búza termésátlagai az országos eredményhez hasonlóan, nem mutattak kapcsolatot az 1922–1950 és az 1951–1980 közötti vegetációs időszakos csapadékösszegekkel (11a–11b táblázat). Amíg azonban ebben a két 30 éves időszakban az árpa és a búza termésátlagok hasonló kapcsolati intenzitást mutattak a csapadékösszegekkel, a 11a és 11b táblázatok jelentős eltérésre utalnak az 1980–2010 közötti statisztikai összefüggések területi mintázatában. Ekkor ugyanis az árpa majdnem mindenütt szignifikáns kapcsolatot mutatott a csapadék összegek variabilitásával, a búza termésátlagok és a csapadék között azonban csak a dél- és nyugat-dunántúli régiókban mutatkozott viszonylag szerény erősségű statisztikai kapcsolat. Az árpától és búzától eltérően az 1922–1950 közötti a periódusban a kukorica a vegetációs időszakos csapadékösszegek átlagaival meglehetősen szoros statisztikai kapcsolatot mutatott. 1951–1980 között e kapcsolat a régiók többségében elenyészett. Ekkor jelentősebb mértékben csak a dél-alföldi régióban magyarázták a vegetációs időszakos csapadékösszegek a kukorica termésátlagok alakulását (11c táblázat). 1981–2010 között a csapadék variációi és a termésátlagok közötti kapcsolat erősségét mutató regressziós együtthatók értéke jelentős mértékben megemelkedett.



9d ábra Klimatikus változók és a 4. régió (Észak-Alföld) termésátlagainak első differencia értékei közötti kapcsolatok szórásgörbéi 30 éves periódusokban (1922–2010). A sötétszürke sávok a determinisztikus kapcsolatok 95%-os konfidencia intervallumát mutatják. Prec = vegetációs időszakos csapadékösszegek, Temp = vegetációs időszakos hőmérsékleti átlagok.

Néhány esettől eltekintve (árpa: 4. régió_{1922–1950}, búza: 4, 5. régió, Alföld_{1922–1950}; 6. régió_{1981–2010}; kukorica: 2. régió_{1922–1950}; 1,2,4. régió_{1951–1980}) a kombinált magyarázó változók szignifikáns kapcsolatot mutattak a gabona termésátlagokkal. Átlagosan 50% körüli mértékben magyarázták az 1981–2010 közötti árpa és kukorica és 1922–1950 közötti árpa termésátlagokat, de egyes régiókban ez a kapcsolat még szorosabb volt.

11a táblázat Lineáris regressziós és bootstrap resampling teszt eredmények, determinációs együtthatók (R^2) és 95%-os konfidencia intervallumai (KI) a klimatikus és talajvíz változók, valamint az árpa termésátlagok között 30 éves periódusokban (1922–2010)

	1. régió			2. régió			3. régió			4. régió			5. régió			6. régió			Átföld		
	R^2	KI	R^2	KI	R^2	KI	R^2	KI	R^2	KI	R^2	KI	R^2	KI	R^2	KI	R^2	KI	R^2	KI	
1921–1950																					
Prec	0,06	0,00–0,35	0,20	0,00–0,51	0,01	0,00–0,12	0,03	0,00–0,28	0,14	0,00–0,53	0,00	0,00–0,06	0,13	0,00–0,51							
Temp	0,60*	0,32–0,76	0,58*	0,29–0,79	0,58*	0,23–0,79	0,39*	0,01–0,73	0,37*	0,04–0,69	0,60*	0,24–0,84	0,41*	0,02–0,72							
Temp/Prec	0,70*	0,38–0,87	0,72*	0,42–0,86	0,62*	0,31–0,77	0,41*	0,00–0,68	0,45*	0,01–0,73	0,69*	0,33–0,86	0,45*	0,02–0,73							
1951–1980																					
Prec	0,00	0,00–0,03	0,08	0,00–0,21	0,01	0,00–0,08	0,06	0,00–0,24	0,02	0,00–0,18	0,04	0,00–0,17	0,04	0,00–0,24							
Temp	0,27*	0,02–0,56	0,18	0,01–0,45	0,19*	0,00–0,48	0,24*	0,04–0,48	0,24*	0,02–0,56	0,48*	0,15–0,74	0,25*	0,05–0,55							
Temp/Prec	0,35*	0,04–0,63	0,36	0,12–0,58	0,22*	0,03–0,44	0,35*	0,11–0,54	0,24*	0,02–0,52	0,49*	0,15–0,75	0,25*	0,04–0,51							
1981–2010																					
Prec	0,33*	0,07–0,61	0,37*	0,11–0,63	0,15*	0,01–0,41	0,00	0,00–0,01	0,30*	0,07–0,60	0,23*	0,05–0,46	0,26*	0,04–0,54							
Temp	0,33*	0,05–0,63	0,41*	0,12–0,68	0,36*	0,07–0,66	0,38*	0,09–0,65	0,52*	0,17–0,81	0,38*	0,08–0,65	0,54*	0,21–0,82							
Temp/Prec	0,43*	0,14–0,68	0,53*	0,22–0,74	0,37*	0,10–0,67	0,48*	0,17–0,69	0,53*	0,21–0,81	0,41*	0,12–0,64	0,55*	0,23–0,82							
Gw	0,02	0,00–0,23	0,03	0,00–0,23	0,30*	0,04–0,48	0,15	0,00–0,38	0,09	0,00–0,33	0,17*	0,00–0,42	0,12	0,00–0,36							
Temp/Gw	0,38*	0,06–0,63	0,44*	0,12–0,68	0,47*	0,11–0,70	0,41*	0,09–0,66	0,52*	0,17–0,81	0,41*	0,07–0,67	0,55*	0,20–0,81							

Az R^2 értékek és a konfidenciaintervallumok a bootstrap resampling eljárás kimenetei, míg a szignifikáns kapcsolatot jelölő csillagjelek (*) a

lineáris tesztek eredményeit ($p < 0,05$) tükrözik. Prec = csapadékösszegek átlaga, Temp = havi középhőmérsékletek átlaga, Gw = talajvízmélység átlaga.

11b táblázat Lineáris regressziós és bootstrap resampling teszt eredmények, determinációs együtthatók (R^2) és 95%-os konfidencia intervallumaik (KI) a klimatikus és talajvíz változók, valamint a búza termésátlagok között 30 éves periódusokban (1922–2010)

	1. régió			2. régió			3. régió			4. régió			5. régió			6. régió			Alföld			
	R^2	KI	R^2	KI	R^2	KI	R^2	KI	R^2	KI	R^2	KI	R^2	KI	R^2	KI	R^2	KI	R^2	KI		
1921–1950																						
Prec	0,01	0,00–0,14	0,15	0,00–0,41	0,03	0,00–0,24	0,09	0,00–0,50	0,18	0,00–0,49	0,00	0,00–0,00	0,18	0,00–0,45	0,00	0,00–0,00	0,18	0,00–0,45	0,00	0,00–0,00	0,18	0,00–0,45
Temp	0,55*	0,25–0,78	0,53*	0,12–0,80	0,41*	0,00–0,79	0,21*	0,00–0,62	0,09	0,00–0,48	0,60*	0,06–0,89	0,12	0,00–0,52	0,60*	0,06–0,89	0,12	0,00–0,52	0,60*	0,06–0,89	0,12	0,00–0,52
Temp/Prec	0,59*	0,27–0,80	0,62*	0,25–0,84	0,47*	0,08–0,76	0,22	0,00–0,63	0,23	0,00–0,48	0,75*	0,23–0,93	0,24*	0,00–0,45	0,75*	0,23–0,93	0,24*	0,00–0,45	0,75*	0,23–0,93	0,24*	0,00–0,45
1951–1980																						
Prec	0,01	0,00–0,09	0,15*	0,01–0,34	0,00	0,00–0,00	0,14	0,01–0,46	0,03	0,00–0,24	0,04	0,00–0,17	0,01	0,00–0,11	0,04	0,00–0,17	0,01	0,00–0,11	0,04	0,00–0,17	0,01	0,00–0,11
Temp	0,17*	0,00–0,45	0,13	0,00–0,44	0,42*	0,05–0,73	0,11	0,00–0,40	0,16*	0,02–0,64	0,39*	0,02–0,67	0,16*	0,00–0,50	0,39*	0,02–0,67	0,16*	0,00–0,50	0,39*	0,02–0,67	0,16*	0,00–0,50
Temp/Prec	0,27	0,03–0,56	0,38	0,12–0,60	0,45*	0,10–0,72	0,30	0,01–0,51	0,17*	0,04–0,50	0,40*	0,04–0,67	0,16	0,01–0,44	0,40*	0,04–0,67	0,16	0,01–0,44	0,40*	0,04–0,67	0,16	0,01–0,44
1981–2010																						
Prec	0,27*	0,04–0,56	0,11	0,00–0,41	0,10	0,00–0,34	0,04	0,00–0,26	0,21*	0,02–0,55	0,04	0,00–0,17	0,19*	0,01–0,49	0,04	0,00–0,17	0,19*	0,01–0,49	0,04	0,00–0,17	0,19*	0,01–0,49
Temp	0,32*	0,05–0,70	0,38*	0,06–0,74	0,37*	0,07–0,71	0,40*	0,12–0,70	0,48*	0,14–0,79	0,35*	0,04–0,73	0,49*	0,16–0,79	0,35*	0,04–0,73	0,49*	0,16–0,79	0,35*	0,04–0,73	0,49*	0,16–0,79
Temp/Prec	0,39*	0,10–0,69	0,38*	0,07–0,73	0,37*	0,07–0,70	0,41*	0,11–0,68	0,48*	0,14–0,80	0,04	0,00–0,17	0,49*	0,15–0,78	0,04	0,00–0,17	0,49*	0,15–0,78	0,04	0,00–0,17	0,49*	0,15–0,78
Gw	0,03	0,00–0,27	0,14*	0,00–0,45	0,23*	0,03–0,42	0,08	0,00–0,28	0,11	0,00–0,34	0,13	0,00–0,37	0,11	0,00–0,34	0,13	0,00–0,37	0,11	0,00–0,34	0,13	0,00–0,37	0,11	0,00–0,34
Temp/Gw	0,33*	0,06–0,67	0,39*	0,06–0,73	0,44*	0,13–0,71	0,40	0,11–0,67	0,48*	0,13–0,78	0,36*	0,05–0,70	0,49*	0,16–0,78	0,36*	0,05–0,70	0,49*	0,16–0,78	0,36*	0,05–0,70	0,49*	0,16–0,78

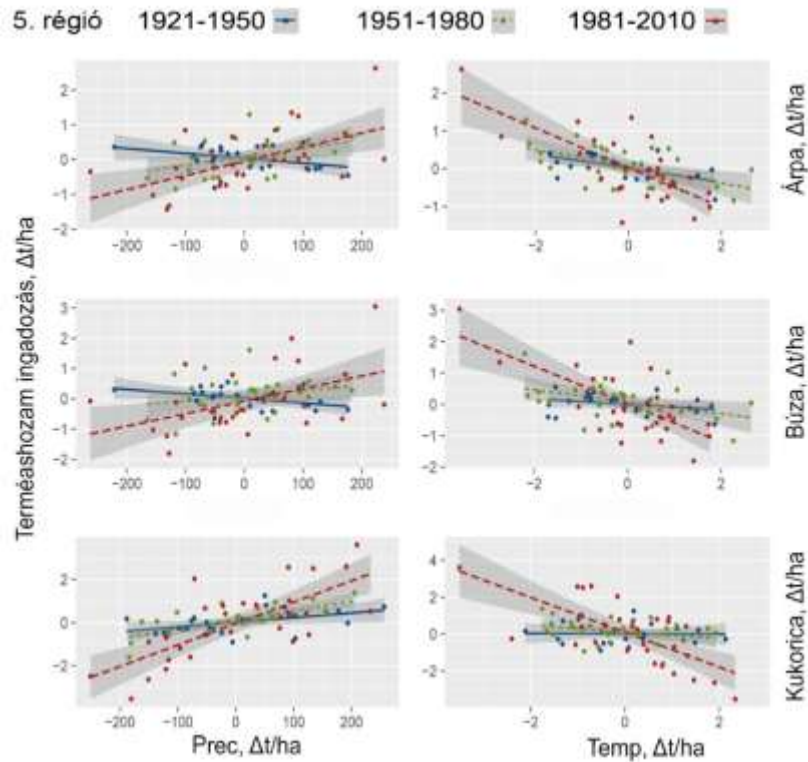
Az R^2 értékek a konfidenciaintervallumok a bootstrap resampling eljárás kimenetei, míg a szignifikáns kapcsolatot jelölő csillagjelek (*) a lineáris tesztek eredményeit ($p < 0,05$) tükrözik. Prec = csapadékösszegek átlaga, Temp = havi középhőmérsékletek átlaga, Gw = talajvízmélység átlaga

11c táblázat Lineáris regressziós és bootstrap resampling teszt eredmények, determinációs együtthatók (R^2) és 95%-os konfidencia intervallumaik (KI) a klimatikus és talajvíz változók, valamint a kukorica termésátlagok között 30 éves periódusokban (1922–2010)

	1. régió			2. régió			3. régió			4. régió			5. régió			6. régió			Alföld				
	R^2	KI	R^2	KI	R^2	KI	R^2	KI	R^2	KI	R^2	KI	R^2	KI	R^2	KI	R^2	KI	R^2	KI			
1921–1950																							
Prec	0,21*	0,01–0,46	0,23*	0,01–0,53	0,42*	0,04–0,71	0,29*	0,03–0,60	0,20*	0,00–0,49	0,32*	0,10–0,58	0,29*	0,02–0,57	0,01	0,00–0,07	0,00	0,00–0,15	0,00	0,00–0,11	0,00	0,00–0,04	
Temp	0,23	0,01–0,43	0,24	0,00–0,45	0,42*	0,02–0,69	0,49*	0,15–0,74	0,21	0,01–0,48	0,33*	0,08–0,57	0,30*	0,02–0,55	0,09	0,00–0,32	0,07	0,00–0,39	0,22*	0,01–0,57	0,04	0,00–0,36	
1951–1980																							
Prec	0,09	0,00–0,21	0,01	0,00–0,12	0,00	0,00–0,07	0,02	0,00–0,22	0,05	0,00–0,26	0,02	0,00–0,21	0,01	0,00–0,10	0,04	0,00–0,29	0,07	0,00–0,29	0,27*	0,03–0,56	0,09	0,00–0,39	
Temp	0,09	0,00–0,29	0,07	0,00–0,29	0,27*	0,03–0,56	0,09	0,00–0,39	0,47*	0,18–0,70	0,19	0,02–0,41	0,30*	0,02–0,63	0,63*	0,39–0,81	0,50*	0,17–0,73	0,39*	0,09–0,64	0,36*	0,07–0,64	
Temp/Prec	0,44*	0,20–0,61	0,46*	0,18–0,67	0,41*	0,12–0,65	0,41*	0,11–0,66	0,51*	0,15–0,75	0,38*	0,15–0,62	0,49*	0,17–0,73	0,73*	0,49–0,85	0,60*	0,26–0,79	0,50*	0,18–0,72	0,45*	0,11–0,69	
Gw	0,25*	0,02–0,52	0,24*	0,00–0,54	0,20*	0,00–0,49	0,24*	0,02–0,54	0,41*	0,11–0,65	0,16*	0,00–0,43	0,34*	0,06–0,64	0,50*	0,20–0,66	0,49*	0,18–0,69	0,44*	0,11–0,64	0,46*	0,12–0,68	
Temp/Gw	0,50*	0,20–0,66	0,49*	0,18–0,69	0,44*	0,11–0,64	0,46*	0,12–0,68	0,63*	0,29–0,80	0,40*	0,13–0,63	0,57*	0,24–0,77									

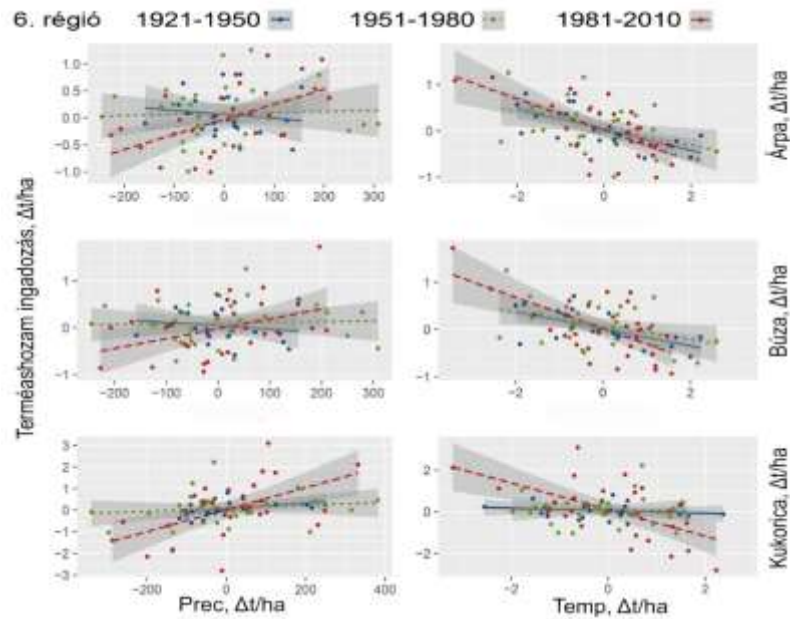
Az R^2 értékek a konfidenciaintervallumok a bootstrap resampling eljárás kimenetei, míg a szignifikáns kapcsolatot jelölő csillagjelek (*) a lineáris

tesztek eredményeit ($p < 0,05$) tükrözik. Prec = csapadékösszegek átlaga, Temp = havi középhőmérsékletek átlaga, Gw = talajvízmélység átlaga

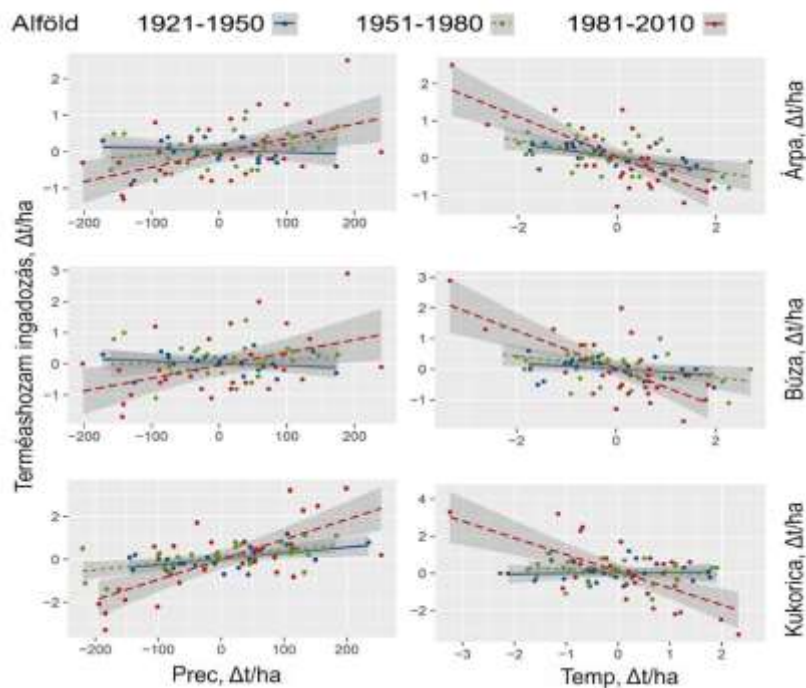


9e ábra Klimatikus változók és az 5. régió (Dél-Alföld) termésátlagainak első differencia értékei közötti kapcsolatok szórásgörbéi 30 éves periódusokban (1922–2010). A sötétszürke sávok a determinisztikus kapcsolatok 95%-os konfidencia intervallumát mutatják. Prec = vegetációs időszaki csapadékösszegek, Temp = vegetációs időszaki hőmérsékleti átlagok.

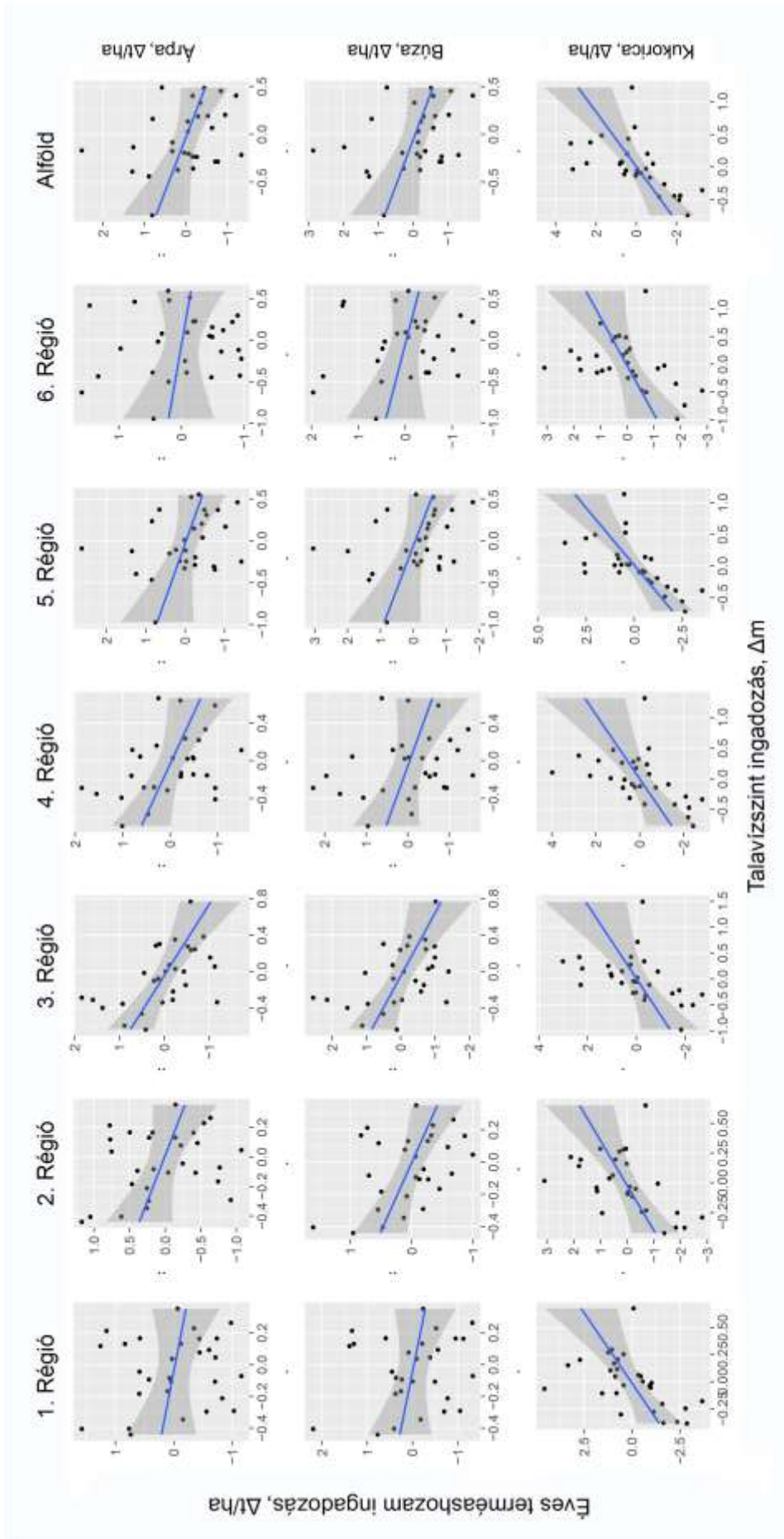
Az 1981–2010 közötti talajvíz gabona kapcsolatok a megyei szintű elővizsgálat eredményeinek megfelelően alakultak. A búza esetében az Északi-Középhegység régiójától eltekintve egyik régióban sem mutatkozott szignifikáns talajvíz-termésátlag kapcsolat. Az árpa esetében az Északi-Középhegység mellett a dél-dunántúli és az észak-alföldi régióban mutatkozott nagyon gyenge regressziós összefüggés a magyarázó és eredmény változók között. A kukorica esetében a talajvíz-termésátlag regressziós együtthatók értéke a síkvidéki megyék többségében az $R^2 = 0,25$ körüli értéktartományban alakult. Kivételt a dél-alföldi régió jelentett, ahol a talajvíz változó 41%-ban magyarázta a kukorica termésátlagok alakulását. A kombinált hőmérséklet-talajvíz magyarázó változók az 1981–2010 közötti periódus erős hőmérséklet-termésátlag kapcsolatainak köszönhetően meglehetősen szoros összefüggést mutattak a gabona termésátlagokkal (11a–11c táblázat).



9f ábra Klimatikus változók és az 6. régió (Dél-Dunántúl) termésátlagainak első differencia értékei közötti kapcsolatok szórásgörbéi 30 éves periódusokban (1922–2010). A sötétszürke sávok a determinisztikus kapcsolatok 95%-os konfidencia intervallumát mutatják. Prec = vegetációs időszakos csapadékösszegek, Temp = vegetációs időszakos hőmérsékleti átlagok.



9g ábra Klimatikus változók és az Alföld termésátlagainak első differencia értékei közötti kapcsolatok szórásgörbéi 30 éves periódusokban (1922–2010). A sötétszürke sávok a determinisztikus kapcsolatok 95%-os konfidencia intervallumát mutatják. Prec = vegetációs időszakos csapadékösszegek, Temp = vegetációs időszakos hőmérsékleti átlagok.



10. ábra A gabonatermesztési régiók és az Alföld november–januári és augusztus–októberi talajvízátlagainak és termésátlagainak első differencia értékei közötti kapcsolatok szórásgörbéi 30 éves periódusokban (1921–2010). A sötétzürke sávok a determinisztikus kapcsolatok 95%-os konfidencia intervallumát mutatják.

Az Alföld vonatkozásában az augusztus–október közötti átlagos talajvízmélység és a kukorica éves termésátlagok között az 1981–2010 periódusában mutatkozó pozitív kapcsolat ($R^2 = 0,34$; $p < 0,01$) lineáris regressziós egyenlete ($y = 0,0023x + 0,0154$) alapján készült becslésem az, hogy a talajvízmélység augusztus–október közötti átlagában táji szinten mutatkozó 100 mm emelkedés 0,25 t/ha kukorica terméshozamemelkedést okozhatott volna. Összehasonlításképpen három állomás (Budapest, Debrecen és Szeged) adatai alapján számított vegetációs időszaki középhőmérsékleti átlag és az éves kukorica termésátlagok közötti regressziós kapcsolat ($R^2 = 0,49$; $p < 0,01$) egyenletével ($y = -0,9561x + 0,044$) készült pontbecslés eredménye szerint ca. 1 °C vegetációs időszaki középhőmérséklet emelkedés (4. táblázat) ugyanebben a 30 éves időszakban 0,91 t/ha termésátlag csökkenést okozott.

Tekintettel a talajvízmélység augusztus-októberi átlagai és a kukorica éves termésátlagok között fennálló pozitív irányú statisztikai kapcsolat (11c táblázat) az átlagos talajvízszint szignifikáns mértékű csökkenése (12. táblázat) becslésem szerint a termésátlagokra negatív hatást gyakorolt. Az talajvízszint átlagos mélységének csökkenése az Alföldön 1951–1980-ról 1981–2010-re a fenti regressziós pontbecslés eredményét felhasználva 0,70 t/ha terméskiesést okozott.

12. táblázat Az augusztus–október közötti talajvízmélység 25 éves átlagai regionális és országos szinten és az átlagok közötti különbségek (1961–2010).

	$\gamma_{GW1961-1985}, m$	$\gamma_{GW 1986-2010}, m$	$\Delta Gw, m$
1. régió	-2,91	-3,18	-0,28*
2. régió	-2,59	-3,19	-0,60*
3. régió	-3,25	-3,65	-0,40*
4. régió	-2,90	-3,27	-0,37*
5. régió	-2,66	-2,87	-0,21*
6. régió	3,20	3,47	0,27*
Alföld	-2,75	-3,02	-0,28*
Ország	-2,25	-3,12	-0,87*

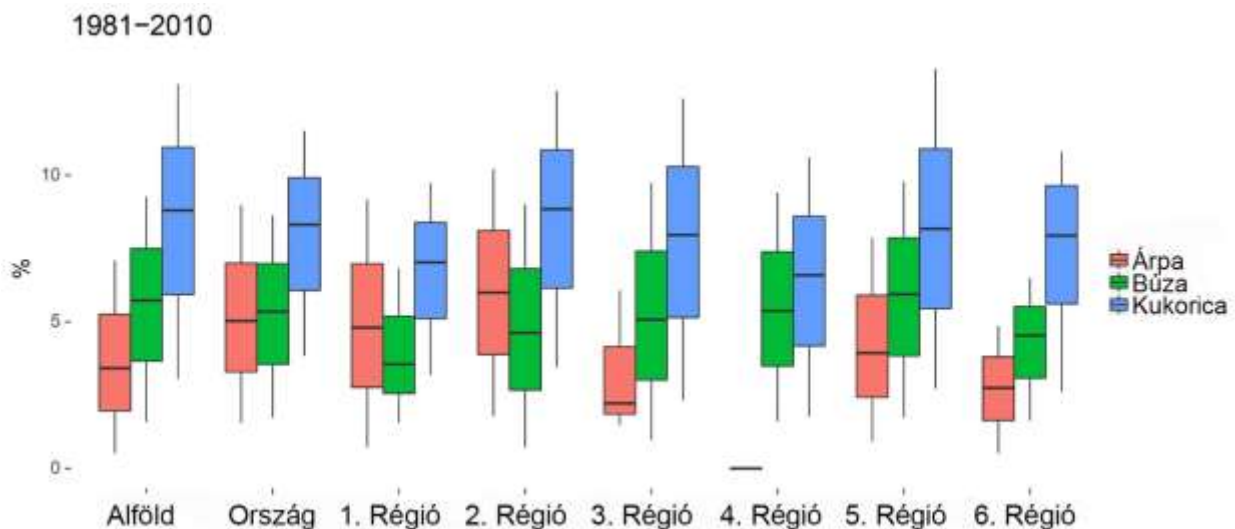
Az 1961–1985 és 1986–2010 periódusok talajvízszintátlagai közötti szignifikáns különbséget jelölő csillagjelek (*) Welch-tesztek eredményeit ($p < 0,05$) tükrözik. γ_{GW} = talajvízmélység átlaga, Δgw = talajvízmélység átlagai közötti eltérés ($\gamma_{GW1986-2010} - \gamma_{GW1961-1985}$).

5.1.9. Terméskiesés becslése

Mivel a dolgozatban a terméskiesés mértékét a magyarázó és az eredmény változók közötti regressziós kapcsolat egyenlete vagy együtthatója alapján becsültem, azokban az esetekben, amikor e kapcsolat nem mutatott szignifikáns mértéket, a potenciális termésátlag alapján számított

terméskiesés sem volt kimutatható. Esetünkben a hőmérséklet 1922–1950 és 1951–1980 között regionálisan csak az árpa termésátlagokkal, országosan az árpáéval és a búzáéval mutatott szignifikáns kapcsolatot (10, 11a–11c táblázat). Az alábbiakban közölt 11. ábra a felső kvartilisek alapján számolt veszteséges években mutatkozó terméskiesés értékének a 30 éves időszak egészére vetített éves átlagát mutatják.

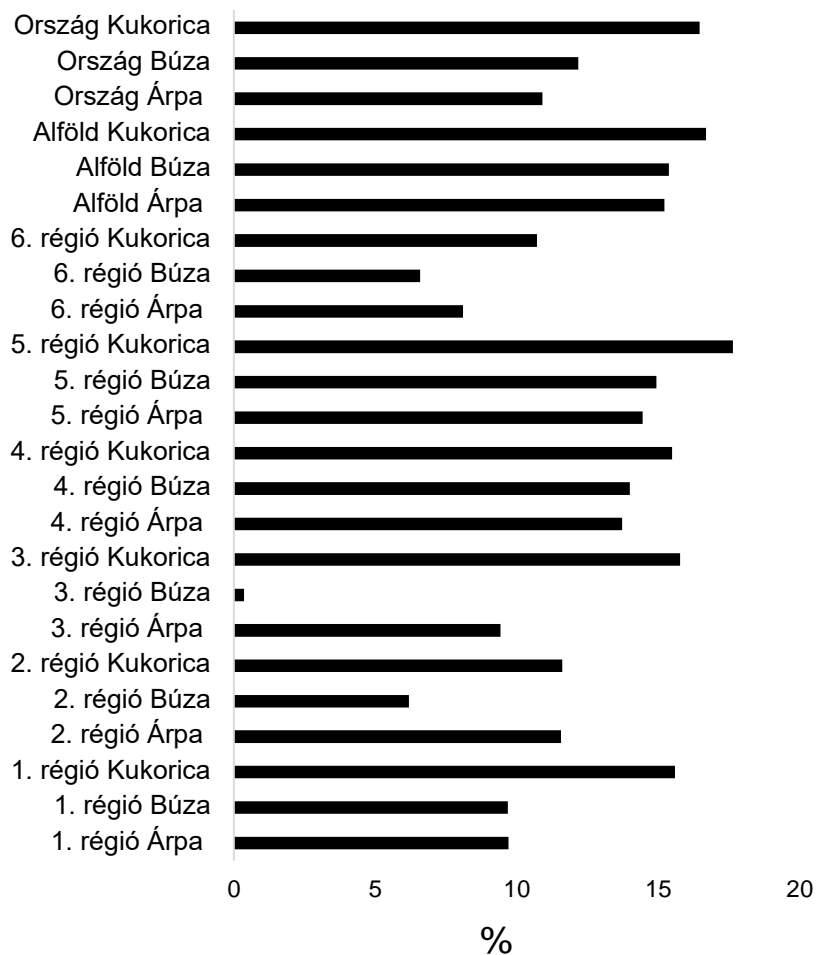
A becsült veszteségarányok regionális szinten 1981–2010 között az árpa és a búza vonatkozásában többnyire a 3–6% közötti tartományban, kukorica tekintetében a 4–9%-os tartományban mozogtak. A legnagyobb arányú árpa veszteséget a 2. észak-dunántúli megyecsoportban (6,00%), búza és kukorica tekintetében az 5. dél-alföldi régióban (5,94% és 9,26%) szenvedtek el a gazdálkodók. Árpa vonatkozásában szignifikáns hőmérséklet-termésátlag kapcsolat hiányában az észak-alföldi régióban a módszerrel nem lehetett veszteséget kimutatni. A búza és kukorica termésveszteség szempontjából a dél-dunántúli gazdálkodók szembesültek a legkisebb mértékű veszteséggel (11. ábra).



11. ábra Az árpa, a búza és a kukorica termésátlagaiban a középhőmérséklet miatt elszenvedett terméskiesés potenciális termésátlagok alapján becsült százalékaránya 1981–2010 között regionálisan és országosan. A boxplot függőleges kiterjedése a becsült terméskiesés konfidencia intervallumát jelzi, melyet a regressziós együtthatók CI értékéből számítottam (11a–11c táblázat). A dobozon belüli vízszintes vonal a bootstrap tesztek eredményeit bemutató R^2 értéke alapján lett kalkulálva.

Az 1981-2010 közötti időszak hőmérséklet~termésátlag regressziós egyenletek alapján 1°C középhőmérséklet-emelkedés mellett becsült terméskiesés eredményeit (12. ábra) értékelve az

mindhárom vizsgált gabonafaj estében a dél-alföldi régió termésátlagai számítanak a leginkább kitettnek, míg a potenciális hőmérséklet-emelkedésnek legkevésbé kitett régiónak a dél-dunántúli bizonyult árpa és kukorica terméshozamok esetében, míg az Északi-Középhegység megyecsoportja búza vonatkozásában. Feltűnő, hogy minden gabona vonatkozásában kiemelkedően magas az Alföld hat megyéjének kitettsége. A becslés alapján 1°C középhőmérséklet-emelkedés országos átlagban 10,91%-kal csökkentheti az árpa, 12,17%-kal a búza és 16,46%-kal a kukorica terméshozamokat (árpa: $R^2 = 0,48$; $p < 0,01$; $y = -0,4146x + 0,0236$; búza: $R^2 = 0,42$; $p < 0,01$; $y = -0,5284x + 0,0104$; kukorica: $R^2 = 0,50$; $p < 0,01$; $y = -0,994x + 0,0589$). Tekintettel arra, hogy 1951–1980-ról 1981–2010-re a középhőmérséklet vegetációs időszaki (május–augusztusi és május–júliusi) átlagai országos átlagban a $0,99$ és $0,93^{\circ}\text{C}$ -kal, azaz majdnem pontosan 1°C -kal szignifikáns mértékben emelkedtek (4. táblázat), a 12. ábrával a tényleges felmelegedés hatásbecslését is megadottnak tekinthetjük.

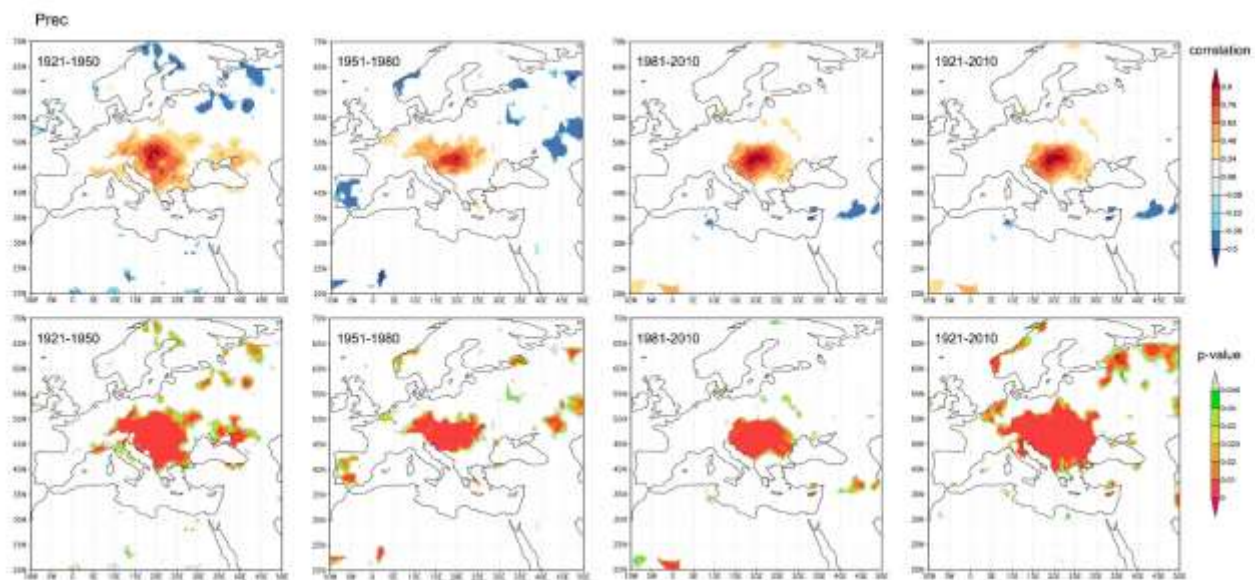


12. ábra Regressziós egyenletek alapján 1°C középhőmérséklet-emelkedés mellett becsült termés kiesés aránya 1981–2010 között.

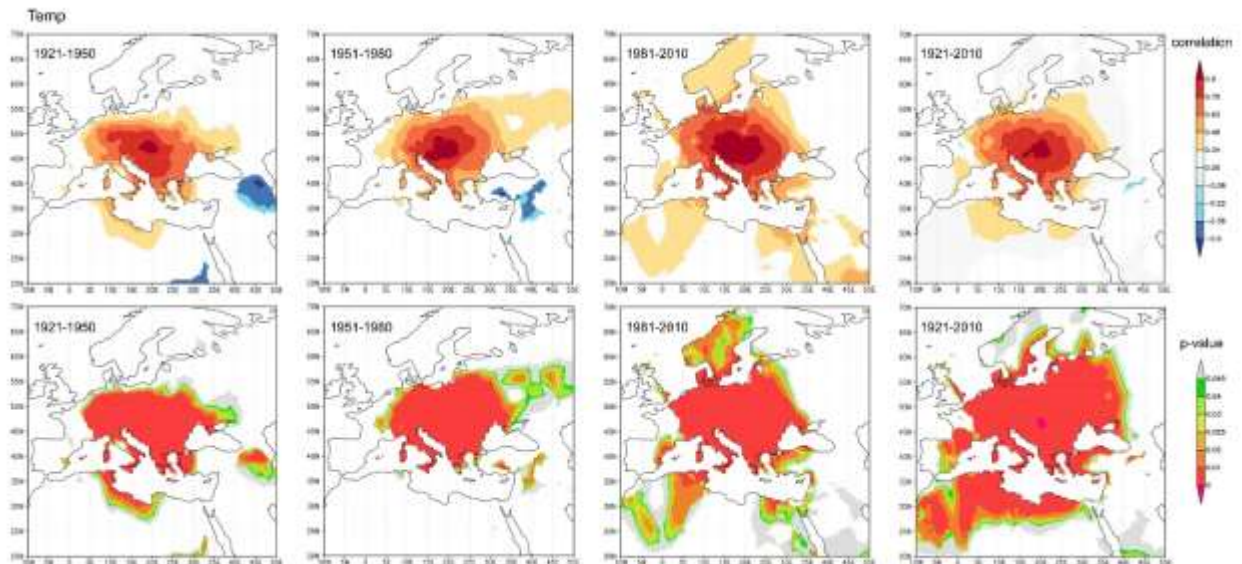
Összehasonlítva a potenciális terméshozamok alapján becsült termés kiesések mértékét (11. ábra) a regressziós egyenletek alapján számított termés kiesés-bebecslés eredményeivel (12. ábra), utóbbiak átlag kétszeresen haladták meg a potenciális terméshozamok alapján kalkulált értékeket. Ez arra utal, hogy a bioklimatológiai elemzésekben talán leggyakrabban használt, a regressziós egyenletet használó termés kiesés-bebecslési megközelítésnél a dolgozatban bemutatott potenciális terméshozamokkal operáló veszteségbecslés lényegesen konzervatívabb eljárásnak bizonyult.

5.1.10. Területi validitás

A csapadékösszegek országos átlaga és a griddelt CRU csapadékadatok szinte a teljes Kárpát-medence területén szignifikáns korrelációs kapcsolatot mutatott ($r > 0,48$; $p < 0,10$) (13a ábra). A három 30 éves időszakban elkészített területi elemzés azonban e szignifikáns kapcsolatban érintett terület folyamatos zsugorodásáról árulkodik. A csapadékváltozó viszonylag szűk területi érvényességével szemben, a középhőmérséklet országos átlaga és a griddelt CRU adatok lényegében a kontinens felén erős és időben látványos mértékben egyre nagyobb területet érintő korrelációt mutattak egymással (13b ábra). A legszélesebb területi kapcsolat épp a fentiekben szignifikáns felmelegedéssel jellemzett (3–4. táblázat) 1981–2010 közötti 30 éves periódusban mutatkozott.



13a ábra A vegetációs időszaki (március–augusztus) csapadékösszegek, valamint a Climatic Research Unit TS 3.23 elnevezésű adatbázis griddelt csapadékadatai közötti területi kapcsolatok 30 és 90 éves időszakokban (1921–2010).



13b ábra A vegetációs időszaki középhőmérséklet (május–augusztus) országos átlagai, valamint a Climatic Research Unit TS 3.23 elnevezésű adatbázis griddelt hőmérsékleti adatai közötti területi kapcsolatok 30 és 90 éves időszakokban (1921–2010).

5.2. Belvizes területeken megvalósítandó integrált földhasználati rendszer fejlesztése ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésével és egy vízvisszatartási zónarendszer koncepciója

5.2.1. Belvizes területek integrált földhasználattervezését támogató gazdasági értékelés inventárium

A földhasználatok nettó jövedelmezőségére és az ártéri erdők CO₂ megkötésére vonatkozó eredmények külső elemzésekből származnak (KISS et al. 2013; PINKE et al. 2018). Az árvízvédelmi szolgáltatás értékére, a belvíz elleni védekezés költségére és a szántókban esett károk mértékére vonatkozó számításokat a dolgozat következő részeiben ismertetem.

13. táblázat Inventárium: A jelenlegi és tervezett földhasználatokhoz kapcsolódó funkciók és aktivitások monetáris értéke, ezek területi validitása, az adat forrása és az értékelés módszere

Tétel	Típus	Érték, €/ha/év	Területi validitás	Forrás, módszer
Földhasználatok nettó jövedelmezősége, ellátó szolgáltatások				
Szántó	Élelmiszer termelés	50,7	Lokális, nemzeti, EU	(KISS ET AL. 2013) piaciár-értékelés módszere
Erdő	Fahozam	96,3	Lokális, nemzeti, EU	(KISS ET AL. 2013) piaciár-értékelés módszere
Gyep	Fűhozam	20,7	Lokális, nemzeti, EU	(KISS ET AL. 2013) piaciár-értékelés módszere
Gyümölcsös	Élelmiszer termelés	150,9	Lokális, nemzeti, EU	(KISS ET AL. 2013) piaciár-értékelés módszere
Vizes élőhely	Haltenyésztés	380,3	Lokális, nemzeti, EU	(KISS ET AL. 2013) piaciár-értékelés módszere
Szabályozó ökoszisztéma-szolgáltatások				
CO ₂ megkötés ártéri erdőkben	Klímaváltozás enyhítése	5–24	Globális	(PINKE et al. 2018) modell kimenet monetáris értékelése
Árvízvédelmi szolgáltatás	Beruházás kiváltása	2150#	Lokális, nemzeti, EU	Költségalapú értékelés módszere
Előntésekhez kapcsolódó költségek elkerülése				
Belvíz elleni védekezés költsége	Költségelkerülés	20,8–51,7*	Lokális, nemzeti, EU	Adatgyűjtés, leíró értékelés
Belvízkár szántó	Költségelkerülés	1010,1	Lokális, nemzeti, EU	Adatgyűjtés, leíró értékelés

*A belvíznek közepesen és erősen kitett területi kategóriákban; # = egyszeri jövedelem

5.2.2. Belvizes területek árvízvédelmi szolgáltatásának értékelése

Az adatgyűjtés és az erre alapuló számítás eredményeit a 14. táblázatban ismertetem. Röviden összefoglalva a vizsgálat eredményeit, a két restaurált vizes élőhely 1 m³ tározókapacitásra vetített beruházási költsége átlagosan 0,05 €/m³ volt, nagyjából tizede a VTT tározóegységre vetített

beruházási értékének (14. táblázat). Ez arra utal, hogy a belvizes területek restaurációjával fenntartható sekély víz visszatartás felső küszöbértéke mellett (5000 m³/ha) ca. 2200 €/ha (5000 m³/ha x 0,05 €/m³) inflációs hatástól nem szűrt árvízvédelmi beruházási költség váltható ki.

14. táblázat A megvalósult VTT tározók és a két restaurációs program fontosabb paraméterei

Név	Terület, km ²	Tározó kapacitás, 10 ⁶ m ³	Beruházási költség, 10 ⁶ €/	Beruházási költség, €/m ³
VTT tározók				
Hanyi-Tiszasülyi	55,7	247	68,7	0,28
Nagykunsági	40,0	99	40,7	0,41
Cigánd- Tiszakarádi	24,7	94	63,7	0,68
Tiszaroffi	23,0	97	29,3	0,30
Beregi	52,3	58	92,3	1,59
Szamos-Kraszna köz	51,1	126	61,2	0,49
Összesen	222,1	721	355,9	0,49*
Restaurációs projektek				
Egyek-Pusztakócsi mocsarak	50	25	1,04	0,04
Vókonya-tó	20	10	0,83	0,08
Összesen	70	35	1,87	0,05*

*Súlyozott átlag

5.2.3. A belvíz elleni védekezés (1999–2010) és a szántóföldeken keletkezett belvízkárok (1999–2005) költsége

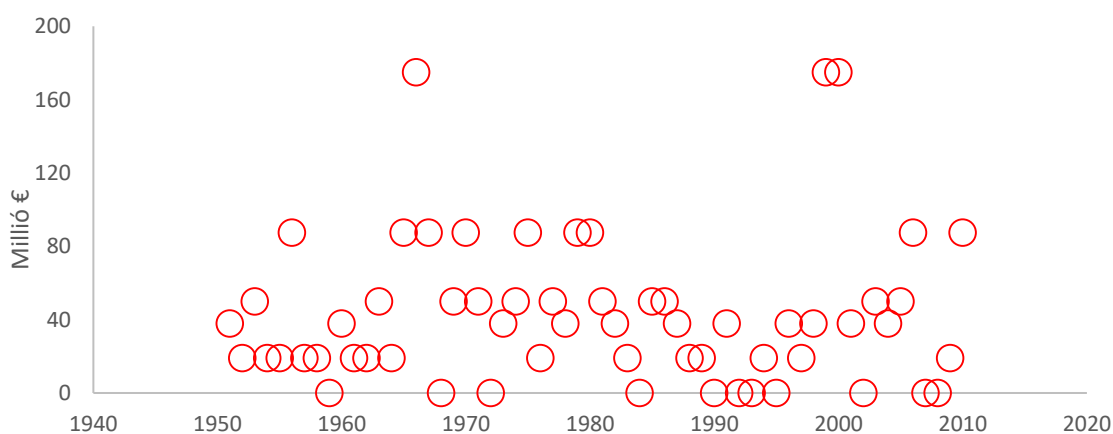
Az országos kiadások becsült éves költsége (SOMLYÓDY 2011), a belvívveszélyeztetettségi kategóriák aránya és a védelmi költségek kategóriánkénti becsült megoszlása alapján a belvíz elleni védekezés és a védelmi rendszer fenntartási költsége együttesen a belvíznek erősen és közepesen kitétt területi kategóriákban becslésem szerint évente ca. 51,7 és 20,8 euróra rúgott az 1999–2010 közötti időszakban (15. táblázat 11. oszlop).

15. táblázat Belvízveszélyeztettségi kategóriáinként becstült hektáronkénti belvízvédekezési költség

1. Belvíz- veszélyeztettség kategória	2. Elöntési gyakoriság (év)	3. Az elöntési gyakoriság középértéke (év)	4. Elömlések számának középértéke 30 éves ciklusokban	5. A kategóriák területe ¹ (ezer ha)	6. Csatorna sűrűség ² (km/ha)	7. Becstült csatornahossz ¹ (km)	8. 30 éves ciklusokban védekezésbe vont csatornahossz (km)	9. A 30 éves ciklusokban védekezésbe vont csatornahossz megoszlása ³ (%)	10. Országos védekezési költség, 1999–2005 (millió €/év)	11. Védekezési költség kategóriánként ⁴ (€/ha/év)
Erősen	1–5	3	10	230	0,015	3 475	34 750	25,0	11,9	51,7
Közepesen	5–10	7,5	4	1 180	0,015	17 826	71 304	51,4	24,5	20,8
Enyhén	10–20	15	2	1 290	0,0069	8 892	17 784	12,8	6,1	4,7
Alig	20–30	25	1,2	1 800	0,0069	12 408	14 890	10,7	5,1	2,8
Összesen				4 500		42 600	138 828	100,0	47,6	10,6

¹ Ország teljes² A csatornahálózat többsége, de legalább fele a belvíznek leginkább kitett kategóriákban (erős és közepes) található³ Az országos védekezési költség területi eloszlási arányát mutatja⁴ A belvízveszélyeztettségi kategóriáinként becstült országos védekezési költség és a kategóriák területének hányadosa

PÁLFAI (2006) a belvízkár átlagos értékét 20 éves átlagban 2006-os árakon 15–16 milliárd Ft/év, 2006-os középárfolyamon 56,7–60,5 millió €/év összegre teszi. (A kárérték euróban való kifejezését azért tartottam fontosnak, hogy a megadott értékek a dolgozat publikálását követően az olvasó számára a nemzetközi irodalomban előforduló példákkal könnyen összeegyeztethető legyen.) PÁLFAI (2006) klasszifikációs módszerét alkalmazva számításom szerint ez az érték az 1951–1980 átlagában 65,6 millió €/év, az 1981–2010 közötti időszak átlagában szignifikáns csökkenést mutatva az előző 30 éves periódushoz képest 51,7 millió €/év volt (1. függelék). Álláspontom szerint a belvíz erdőkben, gyepterületeken, gyümölcsösben kevéssé okoz károkat, így megfogalmazható, hogy a mezőgazdasági területeken keletkezett belvízkárok túlnyomó többsége az elöntött szántóföldi kultúrákban esett. A mezőgazdasági területeken, vagyis döntően a szántókban esett kár átlaga 1951–1980 között 46,9 millió €/év, míg az 1981–2010 közötti időszakban 38,4 millió €/év volt. Az elöntött szántóföldekre vonatkozóan nincs adatunk a teljes 1951–2010 közötti időszakra vonatkozóan. Ilyen jellegű felmérés csak a 2002–2010 közötti időszakra vonatkozóan áll a rendelkezésemre (2. táblázat). Ennek a kilenc évnek az adatsorát figyelembe véve az éves átlagban elöntött szántók kiterjedése 38 033 ha volt. Az éves elöntési adatok alapján generált szántókat ért átlagos kárérték nem mutat szignifikáns különbséget az 1981–2010 közötti időszak éves átlagától. Ez alapján a becslésem az, hogy az egy hektár elöntött szántóföldre kalkulált kárérték 1981–2010 között 2006-os árakon ca. 1010,1 €/év volt. Tekintettel a tényre, hogy belvízzel erősen és közepesen veszélyeztetett területek hazai állományának ca. 50%-a a vizsgálati területen található, feltehetően a hazai belvíz elleni védekezési kiadások és belvízkárok közel fele is itt koncentrálódik.



14. ábra Becsült országos belvízkárok Pálfai (2006) módszere alapján, millió €

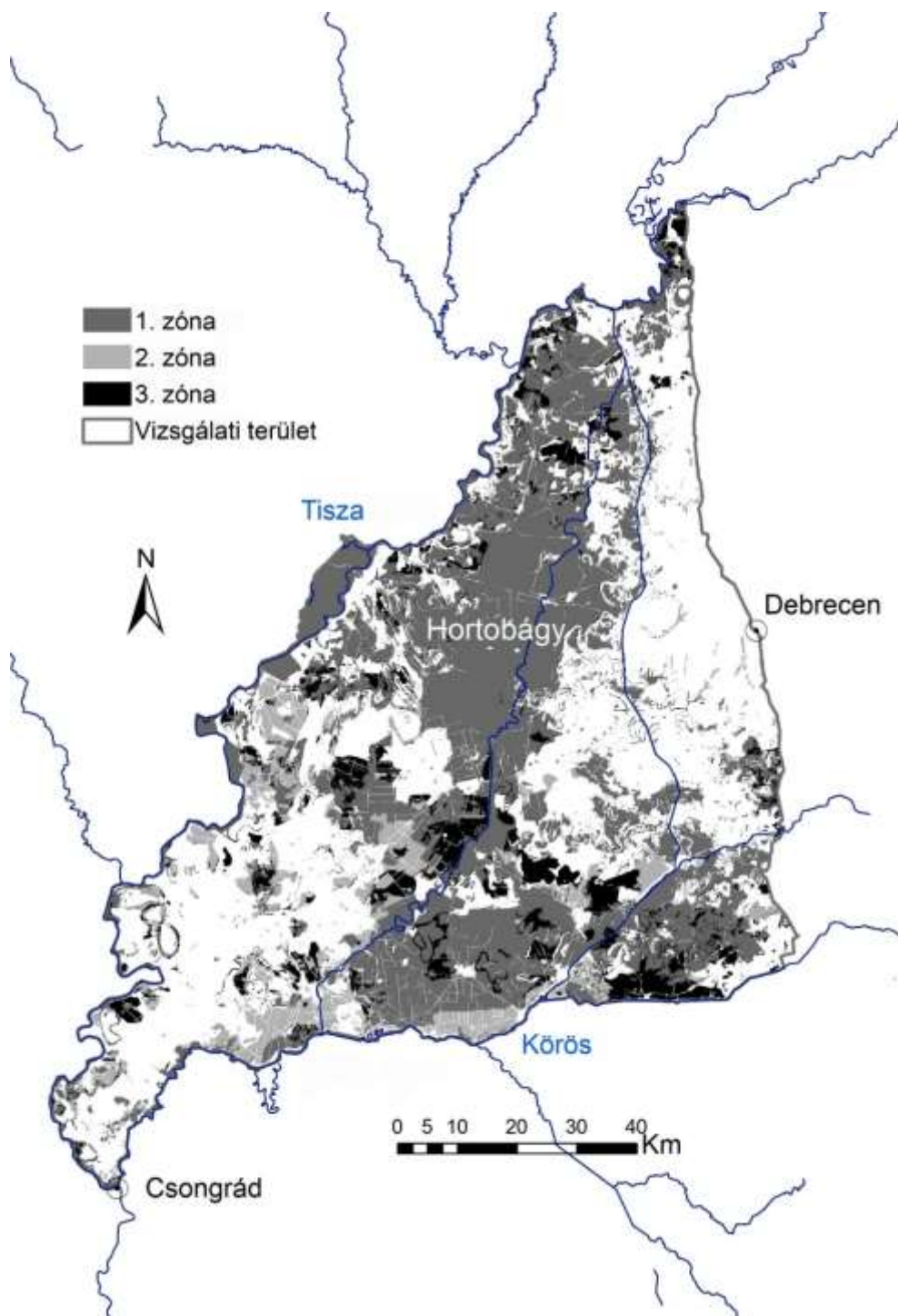
5.2.4. A vízviszatartó földhasználati zónarendszer bemutatása a tiszántúli vizsgálati területen

Bár csupán a vizsgálati terület 28.1%-a tartozik a jó és kiváló szántóföldi alkalmasságú kategóriába, a terület közel 66%-a monokulturális szántóföldi művelés alatt áll (16. táblázat). A jelenlegi földhasználati rendszer ellentmondásosságára utal az a tény is, hogy míg agroökológiai adottságai alapján a táj 26,5%-a alkalmas gazdasági célú erdőtelepítésre, más szóval jó hozamú és záródó erdőállományok számára, a fásszárúakkal borított területek aránya – mely felszínborítási kategória a cserjés területeket is magába foglalja – kevesebb, mint 4% (16. táblázat).

16. táblázat A vízviszatartás zónáiban fennálló földhasználati rendszer

	Kiterjedése (km ²) és aránya a vizsgálati területben (%)	Földhasználatok (km ²) és arányuk a zónákban (%)		
		Szántóföld	Gyep	Erdő, cserje
Vizsgálati terület	9331 (100,0)	6232 (66,8)	905 (9,7)	341 (3,7)
1. zóna	3978 (42,6)	1826 (45,9)	1482 (37,3)	289 (7,3)
2. zóna	890 (9,5)	794 (9,4)	49 (5,5)	29 (3,2)
3. zóna	847 (9,1)	738 (87,2)	61 (7,2)	26 (3,0)

Az 1. zónában a hazai és az európai környezetpolitika dokumentumaiban (keretirányelvek, stratégiák, jogszabályok stb.) (VKI; VGT 2010, 2015; NVS 2013, 2015; NÉS2) megfogalmazott célok végrehajtása szempontjából szükséges a gyakran földhasználatváltással összekapcsolódó vízviszatartás. Elsősorban a vizsgált terület 19,6%-át kitevő természeti oltalom alatt álló szántóföldi állományra vonatkozik ez a megállapítás (16. táblázat). Szemben az 1. zónával, ahol a vízviszatartásra javasolt területeknek “csak” 45,9%-a áll szántóföldi művelésben, kiemelkedő a szántók aránya (89,4%) a 2. zónában. Ezekben a belvízzel közepesen veszélyeztetett területeken a belvízviszatartás ökológiai és ökonómiai szempontból indokolt. Összességében a vizsgált terület 52,6%-án szükséges vagy indokolt a vízviszatartás, mely állomány 53,8%-át, vagyis a vizsgált terület negyedét szántóföldek teszik ki (16. táblázat, 15. ábra). Ugyan a vizsgált táj nagyjából negyede alkalmas gazdasági célú erdőtelepítésre, e területek többsége kiváló agroökológiai adottságú ár- és belvízmentes löszhátakon található, melyeket agráralkalmasságuk és az élelmiszertermelésben játszott szerepük miatt kizártam a vizsgálatból. Az erdőtelepítésre alkalmas területek állományának egy másik része, azonban belvízelöntéseknek közepesen vagy erősen kitett térszíneken található. E területek alkotják a 3. zónát, mely alig mutat átfedést a jelenlegi erdővel, e zóna közel kilenctizedét belvizes szántók alkotják.



15. ábra Az elemzésben javasolt vízvisszatartási zónák

5.3. Új tudományos eredmények

- 1) A május–augusztusi és a május–júliusi időszakok középhőmérsékleti átlaga 1921–1950-ról 1951–1980-ra az állomások többségén enyhén csökkent, majd 1951–1980-ról 1981–2010-re minden állomáson szignifikáns mértékben emelkedett. A vegetációs időszaki csapadékmennyiség 30 éves átlagai a vizsgált 90 évben statisztikai értelemben nem változtak és az utolsó harminc éves periódus (1981–2010) bizonyult a legmelegebbnek és leginkább aszályosnak.
- 2) A talajvízmélység 25 éves átlaga 1961–1985-ről 1986–2010-re hat gabonatermesztési régióból ötben és tizenegy megyében szignifikáns mértékben süllyedt. A csökkenés mértéke országos átlagban (0,38 m) és az Alföldön (0,30 m) is szignifikáns mértékű volt.
- 3) Az 1981–2010 közötti periódusban a csapadék–hőmérséklet, valamint a talajvíz–hőmérséklet kombinált klímafaktorok ingadozása közel 50%-ban magyarázta az árpa és a búza termésátlagokét és közel kétharmad részben bizonyultak felelősnek a kukorica termésátlag-ingadozásában.
- 4) Míg a középhőmérséklet varianciái mindhárom gabona termésátlag varianciáival minden periódusban negatív irányú szignifikáns kapcsolatot alkottak, a csapadék-termésátlag kapcsolat döntően pozitív irányúnak bizonyult. Kivételt a csapadék és az árpa, valamint a búza nem szignifikáns mértékű negatív irányú kapcsolata jelent 1921–1950 között.
- 5) Míg a fentiekben idézett tanulmány szerint a búza termésátlag varianciák ca. harmadát határozza meg globális átlagban a klímavariabilitás, addig Magyarországon a búza termésátlag és a kombinált klimatikus tényező varianciái között mutatkozó statisztikai kapcsolat együttthatóinak átlaga $> 0,46$.
- 6) Két módszerrel becsültem a felmelegedésnek betudható búza hozamcsökkenést. A legelterjedtebb pontbecsléses eljárást követve, a hőmérséklet-termésátlag regressziós egyenletek alapján 1 °C 1981–2010 közötti középhőmérséklet-emelkedés országos átlagban 10,91%-kal csökkentette az árpa, 12,17%-kal a búza és 16,46%-kal a kukorica terméshozamokat. Ez nagyjából kétszerese a globális átlagban 4,1–6,4%-os mértékű búza terméshozam-csökkenésnek. Az elvárt terméshozamok alapján számított 1 °C felmelegedésnek betudható hozamcsökkenés értéktartománya 3,56–5,94%, tehát lényegében megfelel a globális átlagnak.
- 7) A csapadék és a hőmérsékleti változók, valamint a három gabona termésátlagai közötti statisztikai kapcsolat regionális szintű elemzése időben változó, jelentős területi különbségeket tárt fel. Az 1921–1950 közötti időszakban az árpa és a búza termésátlagok az dunántúli régiókban mutattak erős kapcsolatot a hőmérsékleti változóval, míg az Alföldön

alig volt kimutatható e kapcsolat erőssége. Az 1981–2010-re a regionális különbségek megfordultak, az árpa, a búza vonatkozásában a legerősebb kapcsolatok a dél-alföldi régióban mutatkoztak. Ekkor a középhőmérséklet varianciái szintén a dél-alföldi régióban magyarázták legnagyobb arányban a kukorica termésátlagok varianciáit.

- 8) A talajvízmélység havi átlagai és az éves termésátlagok között éven belül változó irányú kapcsolat mutatkozott az 1981–2010 közötti időszakban. Eszerint a vetést követően a májust megelőző hónapok talajvízátlagai és az éves termésátlagok között negatív és szinte minden esetben elhanyagolható mértékű lineáris összefüggés mutatkozott. Majd ettől eltérően, a vizsgálat a június–október időszak talajvízátlagai és a termésátlagok között minden növény esetében pozitív statisztikai kapcsolatot igazolt. Ez a pozitív kapcsolat a kukorica esetében a megyék felében és a régiók többségében szignifikáns mértékű és viszonylag szoros volt.
- 9) A regressziós egyenlettel elvégzett pontbecslés eredménye szerint az alföldi megyékben 100 mm augusztus–október közötti átlagos talajvízszint-emelkedés 1981–2010 között 0,25 t/ha kukorica terméshozamemelkedést okozhatott volna. Azonban a talajvízszint 1951–1980-ról 1981–2010-re történt táji átlagban 0,38 méteres szignifikáns mértékű süllyedése 30 éves átlagban 0,70 t/ha/év kukorica terméskiesést okozott.
- 10) A Tiszavölgyben zajló árvízvédelmi nagyberuházás és két vizes élőhelyi restaurációs projekt egységnyi tározótéri kapacitásra vetített beruházási költségeinek összehasonlításával becslésem szerint a VTT megaprojektben egy egységnyi tározótéri kapacitás nagyjából tízszer magasabb beruházási költségen valósult meg, mint a restaurációs projektekben.
- 11) A vizes élőhelyek ökoszisztéma-szolgáltatásainak becsült értéke olyan win-win megoldásra nyújt lehetőséget, melyben a föld jövedelmezőségében érdekelt és a közösség számára többféle szolgáltatást nyújtó földhasználó, valamint az árvíz elleni védekezésben továbbá a környezetvédelemben érdekelt közösségi aktorok között erős érdekezésség jön létre.
- 12) A gyenge vagy közepes agrökológiai adottságú, belvíznek kitett és erdőtelepítésre alkalmas területek kombinációjával (3. zóna) egy olyan területi típust sikerült meghatározni és lehatárolni, ahol a vízvisszatartás megvalósításával és egyéb ökoszisztéma-szolgáltatásokat is integráló erdőtelepítési és -fenntartási támogatások kialakításával jelentős mértékben növelhető a fátlan táj rendkívül alacsony (< 4%) erdősültsége és csökkenthető a válságos helyzetű növénytermesztők száma.

6. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS A JAVASLATOK

6.1. Adatok a magyarországi klímarendszer elmúlt 90 éves történetéhez

A magyarországi klímarezsím 1921–2010 közötti 30 éves periódusokban vizsgált történetét a vegetációs időszaki csapadék és a hőmérsékleti tényezők ellentétes irányú mozgása jellemezte (PÉCZELY 2009). 1921–1950-ról 1951–1980-ra a vegetációs időszaki csapadékösszegek átlaga szinte minden állomáson emelkedett, míg a hőmérsékleti átlagoké csökkent, majd 1951–1980-ról 1981–2010-ra Budapest és Debrecen kivételével a csapadékösszegek átlagai csökkentek és a hőmérsékleti átlagok szignifikáns mértékben emelkedtek (4. táblázat). A növekedés mértéke a régiók többségében oly nagy volt, hogy az utolsó 30 év átlagai Szeged kivételével szignifikáns mértékben haladták meg az 1921–1950 közötti átlagokat (4. táblázat). Összefoglalva, a vizsgált 90 évben az utolsó harminc éves periódus (1981–2010) bizonyult a legmelegebbnek és leginkább aszályosnak és hazánk területén ekkor hullott átlagosan a legkevesebb csapadék (3–5. táblázat). Az 1981–2010 közötti időszakban tetten érhető felmelegedési ciklus során a középhőmérséklet vegetációs időszaki országos átlagai szignifikáns mértékben haladták meg a kis jégkorszakot lezáró 20. század eleji felmelegedési periódus átlagait (RÁCZ 2013; PINKE 2015).

Az öt meteorológiai állomás 1921-2010 közötti adatai arra utalnak, hogy Magyarország bioklimatológiai adottságai a RUSSEL (1931) nyomán módosított Köppen-Geiger biofizikai klasszifikációs nomenklátúra (PEEL et al. 2007) alapján a vizsgált 90 évben szinte egységesen a meleg nyarú kontinentális Dfb kategóriába tartozott (3. táblázat). Három állomáson mutatkozott eltérés. Pécs és Szeged adatai arra utalnak, hogy az ország déli régiójában 1921–1950 között a „hideg-mérsékelt klíma, egyenletes éven belüli csapadékeloszlás forró nyarakkal” (Dfa) (ÁCS, BEUER 2012) párosult. Egy további kivételt Budapest állomás képez, melyet adatai 1981–2010 között szintén a Dfa klímaövbe sorolnak (PEEL et al. 2007). Ebben a változásban a budapesti állomás adatait alakító városi hőszigetjelenség hatása is feltételezhető (GULYÁS et al. 2006; UNGER 2010). Azonban a legmelegebb hónap tekintetében megfigyelhető 1,04 °C szignifikáns mértékű felmelegedés nem elszigetelt jelenség. A legmelegebb hónap középhőmérsékletének emelkedése Pécsen és Szombathelyen (mindkét állomásnak a belvárostól távoli repülőterek nyújtanak helyszínt), valamint országos átlagban 1951–1980-ról 1981–2010-re ennél nagyobb mértékű volt. A legmelegebb hónap hőmérsékleti átlaga három állomáson és országosan is megközelítette a 22 °C-os küszöbértéket (3. táblázat), melynek átlépésével ötből négy állomás és az ország átlagosan a forró nyarú klímaövbe sorolódik. A leghidegebb hónap vonatkozásában a felmelegedés mértéke enyhén meghaladta a legmelegebb hónapban tapasztaltat. Ugyan a januári

átlag sehol sem lépte át a 0 °C-os küszöbértéket, de megközelítette azt. Mindez meglehetősen jelentős változásra utal. Tekintettel arra, hogy az elmúlt években sorra dőltek a nyári és a téli melegrekordok, vagyis a felmelegedési trend 2010 óta folytatódott, következtetésem szerint az ország déli, központi és nyugati régiói, ahol a leghidegebb és legmelegebb hónapok középhőmérsékleteinek 1981–2010 közötti átlagai a Dfb kategória felső peremén alakultak, már nem a kontinentális éghajlati öv tipikus területeihez, hanem annak átmeneti zónájába tartoznak (PEEL et al. 2007). Tekintettel a regionális előjelzésekre (PIECZKA et al. 2011) és a változás eddigi dinamikájára, joggal feltételezhetjük, hogy Magyarország területének többsége a módosított Köppen-Geiger biofizikai klasszifikációs rendszerben rövidesen az észak-mediterrán régiót jellemző Cfa klimatikus övbe tartozik majd (PEEL et al. 2007).

6.2. Csökkenő talajvízmélység Magyarországon

A talajvízmélység 25 éves átlaga 1961–1985-ről 1986–2010-re országos és regionális szinten minden évszak átlagában csökkent (5–6h ábra). A csökkenés mértéke az észak- és nyugat-dunántúli régió kivételével az ország más régióiban szignifikáns volt. A talajvízszintek regionális és országos szintű süllyedése nem elszigetelt jelenség, hanem a jelenkori globális környezeti katasztrófa egyik tüneteként számos régióban megfigyelt százmilliók élelmiszerbiztonságát fenyegető folyamat (CHEN et al. 2004; KENDY et al. 2004; SHAMSUDDUHA et al. 2009). Az országos trendtől eltérően négy megyében talajvízszint emelkedés mutatkozott, közülük egyben, Baranyában az emelkedés mértéke szignifikánsnak mutatkozott. A talajvízszint-süllyedés éves átlaga 1961–1985-ről 1986–2010-re országosan 1,52 cm/év, az Alföldön 1,2 cm/év volt (8. táblázat). A többnyire gyenge intenzitású lineáris talajvízmélység-árpa és talajvízmélység-búza kapcsolatok az előző év októbere és a tárgyév áprilisa között negatív irányúak, míg május és július között pozitív irányúak voltak (10. ábra). E pozitív irányú talajvízmélység-kukorica termésátlag varianciák közötti kapcsolat a síkvidéki megyék többségében meglehetősen szorosnak bizonyult (9c táblázat). Következtetésem szerint az árpa és a búza esetében az előző év októbere és a tárgyév áprilisa, ill. a kukorica esetében a március és május közötti időszak negatív irányú talajvíz-termésátlag kapcsolatok a talajvíz éven belüli tetőzési ciklusához igazodik (6a–7f ábra). Ebben az időszakban az olvadékból, a tavaszi csapadékmaximumból, valamint a gyengébb intenzitású párolgásból adódóan a talajvízmélység egyes területeken oly mértékben megemelkedik, hogy károsítja az elvetett gabonát. Ezt a félévet, de elsősorban a január–március közötti hónapokat tekintjük a belvízképződés legfontosabb időszakának. A vizsgálat eredménye arra is rámutat, hogy a tetőző talajvízszintek és ezzel összefüggésben a belvízelöntések csak elszigetelt lokális jelenségnek tekinthetők, negatív hatásuk a gabona termésátlagokra nézve megyei, ill. táji szinten

lényegében elhanyagolható. Ezzel szemben a június–októberi talajvízszintek pozitív kapcsolata a gabona, de elsősorban a kukorica termésátlagokkal a talajvízszintek éven belüli csökkenő ciklusában mutatkozik. Ebben az időszakban, de különösen a július–szeptemberi periódusban a kukorica evapotranspiráció-nedvesség igény egyenlege többnyire negatív (LÁNG et al. 2006), vagyis nem áll elegendő csapadék a növények rendelkezésére. A klimatikus vízhiány pótlásában a talajvíznek meghatározó, egyes megyékben és hónapokban nélkülözhetetlen szerepe lehet. A talajvíz pozitív hatása a kukorica termésához nem csupán lokális jellegű, hiszen a pozitív irányú talajvízmélység és kukorica termésátlag kapcsolat a dél-alföldi régióban és nagytáji szinten is érvényes, statisztika eszközökkel jól kimutatható (9c, 11c táblázat). A talajvízszint átlagos mélységének csökkenése az Alföldön 1951–1980-ról 1981–2010-re 0,70 t/ha termés kiesést okozott. Összehasonlításképpen az Alföldre számított ca. 1 °C vegetációs időszaki középhőmérséklet emelkedés (4. táblázat) ugyanebben a 30 éves időszakban 0,91 t/ha termésátlag csökkenést okozott. Mérlegre téve azt, hogy a talajvízszintek ingadozása milyen erős és szignifikáns mértékű táji szinten is megragadható hatással van a kukoricára és kisebb mértékben ill. elszigetelt esetekben az árpára (11a, 11c táblázat) ezzel szemben az év első felében tetőző talajvízszintek csak lokális szintű negatív hatással vannak a termésátlagokra, továbbá azt, hogy a talajvízkészletek feltöltődése elhúzódó késleltetett folyamat, a talajvízszintek belvízelvezető csatornahálózattal megvalósuló táji szintű megcsapolása (VGT 2010; 2015) a termésátlagokat csökkentő, a mezőgazdaság érdekeivel ellentétes tevékenységnek tűnik. Ezzel szemben a táji szinten elszórt kisebb és nagyobb belvizes foltokban, de összességében nagy felületen megvalósítandó vízviasszatartás (15. ábra) szignifikáns mértékben járulhat hozzá a talajvízkincs pótlásához (BEZDÁN 2011; RAKONCZAI 2013) ellensúlyozva a felmelegedés negatív hatásait.

6.3. A klimatikus tényezők és a gabona termésátlagok közötti kapcsolatok regionális mintázata

Látványos a klimatikus faktorok és termésátlagok közötti kapcsolatok megerősödése az 1981–2010 közötti időszakban. A középhőmérséklet-csapadék kombinált magyarázó változó mindkét faktora, a szignifikáns mértékben növekvő értékű hőmérsékleti változók és a trendszerűen csökkenő csapadékösszegek egyaránt negatív hatást gyakorolhattak a termésátlagokra (11a–11c ábra). E tényezőkombináció országosan 26–39%-ban magyarázta a vizsgált gabonák hozamait az 1921–2010 közötti 90 évben. A jelenkori klímaváltozás hatására 1981–2010 között ez a faktor országosan már 46–67%-ban határozta meg a termésátlagok varianciáját. A kombinált klimatikus faktor iránti legnagyobb mértékű kitettséget a kukorica termésátlagok mutatták ebben az időszakban (11c táblázat). Ez a meglehetősen magas regressziós koefficienssel jelzett

sérülékenység összhangban áll a Föld két legfontosabb kukorica termelő régiójában, az USA középnyugati államaiban és az Észak-Kínai Alföldön rekonstruált klímavariabilitásnak való kitettség mértékével (>75%) (RAY et al. 2015). A legsúlyosabb problémát mégsem a kukorica, hanem a búza esetében érzékelhetjük. A búza és az árpa stagnáló tetőzési szintjét a dolgozathoz hasonlóan (3. ábra) több nyugat-európai régióban rekonstruálták (GRASSINI et al. 2013; MOORE, LOBELL 2014). A klimatikus adottságok szempontjából a magyarországi búzatermesztés nincs túlságosan rózsás helyzetben. A hazai búza termésátlagok klimatikus tényezők variabilitásának való kitettsége az utóbbi 30 során globális tekintetben is kiemelkedő volt (RAY et al. 2015).

Becslésem szerint 1981–2010 között 1 °C középhőmérséklet-emelkedés 10,91–16,46%-kal csökkentette a vizsgált három gabona terméshozamait (12. ábra). A dolgozatban feltárt eredmény, mely szerint a hőmérséklet növekvő mértékű negatív hatással van a termésátlagokra, összhangban áll más aszálynak kitett közép- és délkelet-európai régiókban rekonstruált folyamatokkal (SUTTON et al. 2013a; ASSENG et al. 2014; KOLÁŘ et al. 2014). Elemzésem azonban ki is egészítette a klímaváltozás gabonatermésekre gyakorolt hatásaira vonatkozó országos és regionális szintű ismereteinket. Rámutatva arra, hogy a gabona terméshozamok felmelegedésnek való kitettsége a vizsgált 90 éves időszakban az Alföldön növekedett leginkább (11a–11c táblázatok). Szakirodalmi példák alapján az alföldi gabonatermesztésnek a hőmérséklet ingadozásának való fokozódó kitettsége az északi féltekén, a Köppen-Geiger biofizikai osztályozási rendben a hideg- és meleg-mérsékelt klímájú, vagyis az Alfölddel lényegében azonos északi szélességi körön elhelyezkedő síkságokon szimptomatikus (RAMANKUTTY, FOLEY 1999; RAY et al. 2012). Az is megállapítható, hogy a hőmérsékletnek és az aszály ilyen robusztus mértékű negatív hatása komoly figyelmeztetést jelent a jövőre nézve (IGLESIAS et al. 2011; IPCC 2014).

A regionális elemzés eredményei alapján 1981–2010 között a búza termésátlagai a dél-dunántúli régióban, míg az árpa és a kukorica termésátlagai a dél-alföldi régióban függtek leginkább a középhőmérséklet ingadozásától. (11a–11c táblázat) és a legnagyobb mértékű terméskiesés is a dél-alföldi régióban jelentkezett (11–12. ábra). Fontos leszögezni, hogy e terméskiesés arányok a 30 éves periódus minden évére becsült átlagok. Ez azt jelenti, hogy egyes terméskieséssel sújtott években a terméskiesés mértéke országosan a potenciális termésátlag akár 40%-át is elérheti (PINKE 2012). Észrevételem szerint a legnagyobb mértékű terméskiesések kivétel nélkül magas aszályindexszel jelzett aszályok éveiben fordultak elő.

A hőmérsékleti és csapadéktényezők kombinációi szinte minden esetben szignifikáns kapcsolatot mutattak a gabona termésátlagokkal. Tekintettel arra, hogy a dolgozatban bemutatott középhőmérséklet-csapadékösszeg kombinált magyarázó változó könnyen hozzáférhető ill. proxykkal kiváltható (KERN et al. 2016; DEMÉNY et al. 2017) adatokból előállítható és a dolgozatban vizsgált gabonák varianciáival több 30 éves periódusban is jól értékelhető összefüggést mutatott, használata gyenge adatellátottságú területeken vagy időszakokban is eredményes lehet (RUDGERS et al. 2018). Megítélésem szerint ezek a szempontok a bioklimatológiai vizsgálatok térben és időben való kiterjesztése szempontjából, valamint azért, hogy azonos módszertanra támaszkodó és egymással összehasonlítható vizsgálati eredményekhez juthassunk, mely a bioklimatológiai kutatások fontos törekvése (Liu et al. 2016), innovációs potenciált kölcsönöznek a bemutatott módszernek. A hőmérséklet-csapadék tényezőkombinációkkal szemben a Pálfai-féle aszályindex az 1981 előtti 30 éves periódusokban kizárólag a kukorica terméshozamaival mutatott szignifikáns kapcsolatot (10. táblázat), 1981–2010 között viszont országos átlaga 82%-ban magyarázta a kukorica termésátlagokat, 25%-ban a búzáét és 27%-ban az árpaét.

A 20. század közepén kezdődött mezőgazdasági forradalom a klímátörténelem „egy kegyelmi időszakában” (SEWELL et al. 1968) javított a termésátlagokon, amikor a növekvő műtrágya- és kemikáliafelhasználás, valamint gépesítés és növénynemesítés eredményei a mainál lényegesen előnyösebb klimatikus feltételekkel párosultak (CHLOUPEK et al. 2004). 1951–1980 között, amikor a mezőgazdaság produktivitása drámai mértékben javult (3. ábra, 4. táblázat), az éves és vegetációs időszaki hőmérsékleti átlagok és ennek a következtében az aszályindex szórásértékei, így a szórásnégyzetek értéktartománya a legalacsonyabb volt a vizsgált 90 éves időszakban (3–4. táblázat). A termésátlagokkal negatív irányú összefüggésben álló hőmérsékleti tényezők és a hőmérséklet-gabona kapcsolatok regressziós együtthatóinak átlagai ebben a 30 éves időszakban voltak a legalacsonyabbak. Következtetésem szerint az árpa és a búza termésátlagaiban az 1981–2010 közötti időszakban tapasztalható stagnálás részben a szignifikáns mértékben növekedő vegetációs időszaki hőmérsékletnek és aszályintenzitásnak tudható be (LOBELL, FIELD 2007). A főirányú agroökonómiai diskurzus kizárólag szocio-ökonómiai tényezőkkel magyarázza a kelet-európai posztkommunista térségben az 1980-as évek során kibontakozó és hosszan elhúzódó mezőgazdasági válságot (HARCSA et al. 1998; SARRIS et al. 1999; MARTÍN-RETORTILLO PINILLA 2015). A gabonatermesztés klímaváltozásnak való kitettséggel (TRNKA et al. 2011; OLESEN, BINDI 2002) és a gabonahozamok stagnálásának területi mintázatával foglalkozó összehasonlító elemzések (RAY et al. 2015), valamint e dolgozat eredményei alapján egyaránt

indokoltnak tűnik, hogy e válság okai között környezeti tényezőket, nevezetesen klímahatást is említsünk.

6.4. Válasz a klimatikus kihívásra: Vízvisszatartás

A megfigyelt regionális tendenciák (SUTTON et al. 2013a) és a felmelegedés mértékére vonatkozó előrejelzések (IPCC 2014) alapján a kelet-európai növénytermesztési ágazat globális kitekintésben súlyos kihívással néz szembe. A jelenkori klímaváltozás során hazánkat és szűkebb térségét a globális átlagnál gyorsabb ütemű felmelegedés (KROMP-POLB et al. 2014), a csapadékmennyiség és a meglévő víztartalékok csökkenése, az extrém időjárási események és elsősorban az aszályok intenzitásának és gyakoriságának szignifikáns mértékű növekedése sújtja. OLESEN, BINDI (2002) a jelenkori klímaváltozásnak az európai mezőgazdasági produktivitásra gyakorolt hatásairól szóló tanulmánya szerint a délkelet-európai régióban a hidroklimatikus kihívásokra és a felmelegedésre adható releváns válasz a mezőgazdaság extenzifikációja. Magyarország számára, ahol a szántóföldi állomány 40–45%-a aszálynak súlyosan kitett régióban és harmada vizes élőhelyek helyén található (PINKE 2015), a rendkívül sérülékeny antropogén tájstruktúra átalakítása és a hidroklimatikus szélsőségek enyhítését szolgáló táji funkciók helyreállítása különösképp indokolt (DE GROOT 2006; VGT 2015; NAS 2012; NÉS2 2013; NVS2).

Széles körben elterjedt az a nézet, hogy a mezőgazdaság és a környezetvédelem érdekei az agrártájakon egymással ellentétesek. A számos törésvonallal jellemezhető és gyakran érzelmektől sem mentes hazai és nemzetközi diskurzusban a táji szintű restaurációs törekvésekkel szemben döntően élelmiszerbiztonsági, gazdasági és munkaerőpiaci szempontok mentén definiált ágazati érdek, a szántóföldi állomány fenntartása és védelme áll. Ennek a gyakran kiélezett és benyomásom szerint számos esetben csak látszólagos ellentétnek a feloldása egy a mainál gazdasági és ökológiai értelemben is fenntarthatóbb földhasználati rendszer megvalósítása érdekében halaszthatatlan feladat. Az egykori vizes élőhelyek helyén gyenge agroökológiai adottságú talajokon és magas termelékockázatú, előntéseknek és aszálynak egyaránt kitett zónákban létesült szántóföldeken a fennálló földhasználati rendszer működtetése gazdasági szempontból indokolatlan (HAMZA et al. 2011; KISS et al. 2013). A 13. táblázatban közölt jövedelmezési mutatók és szolgáltatási értékek megerősítik ezt az állítást (KISS 2013). Nemzetközi példák sokasága igazolja, hogy ilyen típusú területegységre vetített ökonómiai mutatók jól hasznosíthatók a földhasználati rendszert érintő tervezési és döntéshozatali folyamatokban (LESCHINE et al. 1997; JENKINS et al. 2010; CABRAL et al. 2016). Bár a fenti

esettanulmányokban csak néhány ökoszisztéma-szolgáltatás értékelésére nyílt lehetőség és az inventárium sem tekinthető teljesnek (13. táblázat). Azonban az ökoszisztéma szolgáltatások e köre a vizes élőhelyek fenntartása és létesítése szempontjából kulcsfontosságú, de mezőgazdasági és árvízvédelmi szempontból is stratégiai jelentőségű, így kis számuk ellenére súlyos érvként szolgálnak a belvíznek leginkább kitett egykori ártereken végrehajtandó földhasználat-váltás és az egykori vizes élőhelyek helyreállítása mellett (EEA 2017). A magyarországi belvizes területek nagy értékű árvízvédelmi szolgáltatás potenciálja erős érdekeltségi viszony kialakítására kínál lehetőséget a földjeiken időszakos víztározást biztosító, így a közösség számára szolgáltatást nyújtó földhasználó és az árvíz elleni védekezésben továbbá a környezetvédelemben érdekelt közösségi aktorok között. A dolgozatban feltárt pozitív talajvíz-gabona termésátlag kapcsolat egy további érvet szolgáltat a gyenge agrár adottságú belvizes területek megvalósítandó földhasználatváltás és vízvisszatartás mellett. Az eredmények alapján azzal számolhatunk, hogy a vizes élőhelyek helyreállítása révén megemelkedő talajvízszintek hatására a jó agroökológiai potenciállal jellemezhető területeken a terméseredmények szignifikáns mértékű növekedésével számolhatunk.

A klímavariabilitás az egykori alföldi ártereken, az ország legaszályosabb zónáiban folytatott gabonatermesztés egyik legfontosabb környezeti faktora. Az Alföld nagy részén a hőmérsékleti maximumok és a vízhiány gyakran meghaladják a termesztett gabonafajok tűrőképességét ezért a súlyosabb aszálykárok az Alföldön a fejlődő világra emlékeztető mértéket érik el (SISÁK et al. 2009; PINKE 2012). A térségünket sújtó globális átlagot meghaladó felmelegedés (KROMPOLB et al. 2014), a súlyosbodó aszálykitettség mellett (PINKE, LÖVEI 2017), a KAP rövidesen megvalósuló átalakítása, valamint az európai agrártermékek protekcionista védelmének leomlása (SPILIOPOULOS 2014) jelentik a hazai gabonatermesztési ágazat legjelentősebb kihívásait. Ezek a kihívások feltehetően már középtávon is a gyenge agrökológiai adottságú területeken folytatott alacsony hatékonyságú gabonatermesztés összeomlásához vezetnek. A belvíznek és aszálynak egyaránt leginkább kitett alföldi megyék többsége nem éri el az országos termésátlagot és egyáltalán nem tartoznak a hagyományosan termékenynek mondott alföldi zónába. Ezzel szemben a belvizes zóna táji adottságai miatt olyan potenciális természeti szolgáltatásokkal rendelkezik, melyek előnyeit a jelenlegi tervezési és finanszírozási rendszer többnyire figyelmen kívül hagyja. A magyarországi belvizes területek nagy értékű árvízvédelmi szolgáltatás potenciálja, kiegészülve a fentiekben ismertetett talajvízutánpótlási, vagy „a folyót követő erdőségek, mocsarak” kiemelkedően magas primer produkciójával (SZILÁGYI 2005) és karbon megkötési kapacitásával (13. táblázat) egy integratív földhasználattervezési és menedzsment folyamatban akár elegendő érvként szolgálhat az eddigi prioritások megváltoztatására. Olyan win-win megoldásra nyújtva

lehetőséget, melyben a föld jövedelmezőségében érdekelt és a földjén időszakos víztározást biztosító, így a közösség számára többféle szolgáltatást nyújtó és a vízborítás révén magasabb fa vagy egyéb biomassza hozamot élvező földhasználó, valamint az árvíz elleni védekezésben továbbá a környezetvédelemben érdekelt közösségi aktorok között erős érdekazonosság jön létre (DE GROOT et al. 2010; EEA 2017).

Ahelyett, hogy a földhasználó közösségi (állami, önkormányzati és uniós) forrásból támogatott, de piaci alapon veszteségesen előállítható kereskedelmi árucikket termeljen, lehetőség van arra, hogy önmaga és a közösség számára is kézzelfogható hasznokat nyújtson. Néhány ilyen, elsősorban a biodiverzitás fenntartása területén nyújtott szolgáltatást ismer el és finanszíroz az EU agrár- környezetgazdálkodási támogatások, vagy a hazai vidékfejlesztési politika erdőtelepítés és -fenntartás finanszírozásának formájában. Az ökoszisztéma-szolgáltatások többsége azonban, melyeket a földhasználó vizes élőhelyen nyújt a közösség számára kevéssé elismertek vagy alulfinanszírozottak (SWEENEY et al. 2004; CLARE et al. 2011; PENDLETON et al. 2016). Egy a mainál gazdasági és ökológiai értelemben is fenntarthatóbb földhasználati rendszer kialakítása során kevéssé elkerülhető annak az elvnek az érvényesítése, mely szerint ha a földhasználó a közösségi források finanszírozásával fenntartott a gabonatermelés maximalizására törekvő tevékenységével felhagy (HARDIN 1968) annak érdekében, hogy a közösség számára elismert és akár pénzben is kifejezhető ökoszisztéma-szolgáltatásokat, pl. árvízvédelmi, élelmiszertermelési vagy víztisztítási szolgáltatást közvetítsen, a közvetített hasznokból részesedni jogosult.

6.5. Vízvisszatartásra épülő erdősítés az Alföldön

Az egykori árterek helyén belvizes területeken található védett társulások, különösen a többnyire roncsolt állapotú sztyepp erdő maradványok víztől függő élőhelyeken maradtak fenn (MOLNÁR et al. 2012). A környezetükben történő belvízelvezetés és a talajvízkészletek táji szintű csökkenése (5–6h ábra) nagymértékben hozzájárul ezeknek az értékes, sok esetben egyedülálló közösségeknek a degradációjához, csökkenti a védett és víztől függő életközösségek fennmaradási esélyeit, melyek restaurációja ökológiai, valamint környezetpolitikai szempontból sürgető és elkerülhetetlen feladat (VGT 2010, 2015). Restaurációjuk során tekintettel kell lenni, hogy a foltszerűen, egymástól elszigetelten fennmaradt víztől függő életközösségek között a szabályozás előtti érhálózatnak helyet biztosító késő pleisztocén és óholocén eredetű mederhálózatban a természetes vízellátása helyreálljon (LÓCZY et al. 2016), utat nyitva természetes táji anyag- és energiafluxusoknak, és egyedek, valamint fajok vándorlásának (CLAIRE et al. 2010). Ezért a

Nemzeti Ökológiai Hálózat korridorjai a fentiekben körvonalazott vízvédelmi zónarendszer fontos elemét képezik (15. ábra).

A zonális vízvédelmi földhasználati rendszer megvalósításával nagy kiterjedésű mocsarak, nedves gyepes és ártéri erdők jöhetnek létre döntően talajtípustól és vízellátottságtól függő primer produktív potenciállal. A gyenge vagy közepes agrökológiai adottságú, belvíznek kitett és erdőtelepítésre alkalmas területek (3. zóna; 16. táblázat; 15. ábra) lehatárolásával és e területi kategóriában az egyéb ökoszisztéma-szolgáltatásokat (13. táblázat) is integráló erdőtelepítési és fenntartási támogatások kialakításával jelentős mértékben növelhető a fátlan táj rendkívül alacsony (<4%) erdősültsége. Az elmúlt évtizedekben az Alföldön lebonyolított sikeres erdőtelepítési programok igazolják, hogy a vízvisszatartás kapcsán potenciálisan felmerülő földhasználati konfliktusok célzott támogatási programokkal jól kezelhetők (MGSZH 2009). Az árvízvédelmi és talajvízutánpótlási szolgáltatások mellett a természetközeli ártéri erdők magas értékű szénmegkötési, víztisztító és turisztikai szolgáltatásai szignifikáns mértékben emelhetik a telepítési és fenntartási támogatások összegét (JENKINS et al. 2010; MAES et al. 2012).

A vizsgált terület klimatikus kondíciói nem minden esetben engedik a telepített erdőségek záródását. A viszonylag alacsony éves és vegetációs időszakos csapadékösszegek, valamint a táj aszályérzékenysége mindenképp oka lehet a rendkívül alacsony erdősültségnek, hiszen azok a klimatikus kondíciók, melyek nem biztosítják nagyobb területű jó záródású erdei társulások létrejöttét, a fásszárú közösségek pusztulása esetén azok regenerálódását, visszaerdősülését is csak időben elhúzódva biztosítják. Azonban a időszakos és mozaikszerű vízborítás helyreállításával az árterek intrazonális hatása olyan területeken is biztosíthatja erdők stabil fennmaradását, ahol a klimatikus kondíciók azt kevésbé biztosítanák (PÁLYI 2004; PINKE, SZABÓ 2012). A térség globális átlag fölötti felmelegedése és az a kutatási eredmény, mely szerint a száraz területek felmelegedése egyszerűen belátható fizikai okok miatt közel 50%-kal haladhatja meg a humid területek felmelegedésének becsült mértékét (HUANG et al. 2017) figyelmeztető jelzést hordoz a döntéshozó és a földhasználó számára egyaránt. Ennélfogva a vizes élőhelyek szélsőségeket csillapító helyi és táji szintű hatása mindinkább felértékeli jelenlétüket és növeli restaurációjuk esélyét (KEREKES et al. 1994, LO 2016). Történeti példák is igazolják, hogy a sekély vízborítás és a magas talajvízszintek jótékonyan támogatják biodiverz erdei-, gyümölcs- és szőlőkultúrák kialakulását a napjainkban száraz és aszálynak fokozottan kitett tájon (GYULAI 2010; PINKE 2015).

Az a körülmény, hogy a gazdasági szempontból erdőtelepítésre alkalmas területek nagy átfedést mutatnak a jó és kiváló agrökológiai alkalmasságú területekkel, a földhasználatok közötti konfliktushoz vezetett az emberi megtelepedés kezdetei óta. E konfliktus eredménye a táj rendkívül alacsony erdősültsége, mely a mai földhasználati rendszer egyik nagy ellentmondására utal. Tekintettel a táji adottságokra és a vidékfejlesztési politika stratégiai irányaira, mely kiemelt prioritásként tekint az Alföld erdősítésére (NV 2012) a hidrológiai kondíciók helyreállítása esetén nagy síkvidéki területek válhatnak erdősültté. Az a tény, hogy az Alföld a zárt erdőzóna határán a sztyepperdő növényzeti övben helyezkedik el, az ENSZ ariditásnak rendkívül kitett európai nagytájként tartja nyilván és Európa legnagyobb, növekvő kiterjedésű másodlagos szikesei itt találhatók (SCHOFIELD et al. 2001) nemzetközi jelentőséget ad az Alföld egykori arculatát meghatározó azonális ártéri erdőségek restaurációjának az aszály, a szikesezés és a dezertifikáció elleni küzdelemben.

ÖSSZEFOGLALÁS

A klíma, a talajvíz és a gabona termésátlagok közötti kapcsolatok táji szintű tisztázása mind nagyobb hangsúllyal bír a jelenkori klímaváltozás kontextusában. A felemelegedéssel járó súlyos kihívások enyhítésében fontos szerep hárul a mainál ökológiai értelemben fenntarthatóbb földhasználati rendszer kialakítására, különösen Magyarországon, ahol a felmelegedés mértéke meghaladja a globális és kontinentális átlagokat és ahol a szántóföldek ca. 30%-a korábbi vizes élőhelyek helyét foglalja el és a szántóföldi állomány 40–45%-a hazánk aszálynak leginkább kitett térségében fekszik.

Lineáris regressziós és bootstrap resampling tesztek használatával a havi csapadékösszegek, a havi hőmérsékleti és talajvízátlagok, valamint az árpa, a búza és a kukorica éves termésátlagai közötti regionális kapcsolatokat elemeztem Magyarországon az 1922–2010 közötti időszakban. A 30 éves időszakokban elvégzett regionális elemzés eredményei szerint a középhőmérséklet varianciái mindhárom gabona termésátlag varianciáival minden periódusban negatív irányú szignifikáns kapcsolatot alkottak, a csapadék-termésátlag kapcsolat viszont döntően pozitív irányúnak bizonyult. A jelenkori klímaváltozásnak a dél-alföldi régióban mutatkozott legerőteljesebben a negatív hatása. A hőmérséklet-termésátlag regressziós egyenletek alapján 1 °C 1981–2010 közötti középhőmérséklet-emelkedés az Alföldön 15,22–16,68%-kal csökkentette a három gabona terméshozamait. Az 1961–2010 közötti időszakban országosan és a régiók többségében megfigyelt szignifikáns mértékű talajvízcsökkenés az Alföldön 0,70 t/ha/év kukorica termés kiesést okozott. A hőmérsékletnek, az aszálynak és a talajvíznek a dolgozatban rekonstruált robosztus mértékű negatív hatása komoly figyelmeztetést jelent az alföldi gabonatermesztés jövőjére nézve.

Az Alföld jelentős mértékű klímakitettsége felértékeli a vizes élőhelyek szélsőségeket csillapító helyi és táji szintű hatását és kiemeli restaurációjuk jelentőségét. Ezért a környezeti és a vidékfejlesztési politika stratégiai dokumentumaiban rögzített elveket és intézkedési terveket követve térinformatikai eszközök segítségével leválogattam a vízvisszatartás célterületeit hazánk belvíznek egyik leginkább kitett tájegységén. A földhasználati rendszer zonális elemzésével három vízvisszatartási zónát alakítottam ki, melyben a gyenge és közepes agroökológiai potenciállal jellemezhető belvíznek kitett és erdőtelepítésre alkalmas területek kombinációival egy olyan övezetet tartam fel, ahol a táj rendkívül alacsony (<4%) erdősültsége a vízvisszatartás révén jelentős mértékben növelhető. Ezt követően inventáriumba gyűjtöttem a különböző földhasználati formák jövedelmezőségi mutatóit, a belvizes szántóföldeken a belvízhez kapcsolódó rendkívüli

kiadásokat és e szántóföldi állomány konverziójával helyreállítandó vizes élőhelyek legfontosabb ellátó és szabályozó szolgáltatásainak területegységre vetített monetáris értékét. Egy fenntartható földhasználati rendszer kialakítása során a vizes élőhelyek árvízvédelmi szolgáltatásának a dolgozatban feltárt értéke (2200 €/ha), összekapcsolva szénmegkötő és élelmiszertermelő szolgáltatásaik magas értékével olyan win-win megoldásra nyújt lehetőséget, melyben a föld jövedelmezőségében érdekelt és a közösség számára többféle szolgáltatást nyújtó földhasználó, valamint az árvíz elleni védekezésben továbbá a környezetvédelemben érdekelt közösségi aktorok között erős érdekazonosság jön létre.

Ahelyett, hogy a földhasználó közösségi (állami, önkormányzati és uniós) forrásból támogatott, de piaci alapon veszteségesen előállítható kereskedelmi árucikket termeljen, lehetőség van arra, hogy önmaga és a közösség számára is kézzelfogható hasznokat nyújtson. Következtetésem szerint amennyiben a földhasználó a közösségi források finanszírozásával fenntartott a gabonatermelés maximalizására törekvő tevékenységével annak érdekében felhagy, hogy a közösség számára elismert és akár pénzben is kifejezhető ökoszisztéma-szolgáltatásokat, pl. árvízvédelmi, élelmiszertermelési vagy víztisztítási szolgáltatást közvetítsen, a közvetített hasznokból részesedni jogosult.

ABSTRACT

The clarification of the relationship between crop plants, climate and groundwater at landscape scale is an urgent task due to the impending human-made global change. To mitigate the serious challenge of warming climate, the establishment of a sustainable land use system is crucial in Hungary where warming dynamics exceeds global or continental means, and crop cultivation is at risk, because 30% of croplands lie on former floodplains, and 40–45% are drought-prone.

Using linear models and bootstrap resampling tests, this study investigated the relationship between important background variables (monthly mean temperatures, precipitation, mean groundwater levels, annual drought intensity) and the yields of barley, maize and wheat in bioclimatic regions of Hungary between 1921–2010, divided into three 30-year long segments. The analysis indicated that temperature change had a negative linear relationship with crop yields in every period, that precipitation had a usually positive impact on cereal yields and that by 2010, the southern part of the Great Hungarian Plain became the most vulnerable region in Hungary to climate change. By using regression equations, it was proven that a 1 °C temperature increase in the vegetation periods reduced the yield of the three main cereals by 15.2–16.7% in the Great

Hungarian Plain (GHP) during 1981–2010. The groundwater level decrease between 1961–2010 that affected the majority of regions and counties, caused maize yield decreases of 0.70 t/hay in the GHP. Such a robust impact of increasing temperatures on crop yields and decreasing groundwater level on maize constitutes an obvious warning for this core grain-growing region of the world.

To reduce the serious vulnerability of the GHP restoration of the mitigating functions of former wetlands is highly recommended. Thus, using GIS tools, and following the objectives and recommendations of strategic documents of environmental and rural development policy I selected recommended target areas of water retention in a highly flood vulnerable region of the GHP. Analysing the land use system, three zones were selected for water retention. By combining areas with weak or medium agroecological potential, areas prone to excess surface water and areas suitable for afforestation were selected, where the current, extremely low forest coverage (<4%) could be significantly increased by retaining water. To demonstrate the profitability of different land use forms, the monetary value of the main wetland ecosystem services, and the additional costs of grain producer system on flood prone lands an inventory was constructed. The estimated value of potential flood reservoir services (2200 €/ha) together with the carbon capture and groundwater reservoir services in areas with flood hazard provides ‘win-win’ solutions for land users by providing services for the community and for institutional actors interested in flood prevention and environmental protection, both of which should attract financial compensation.

This way land users could gain tangible benefits both to themselves and the community instead of continuing to produce commodities that are only profitable because are financed by subsidies. If land users relieve the community (e.g. by flood or drought protection) from expenses tied to maintaining the current land use pattern and abandon their former attitude of seeking maximized yield gains, they would be entitled to benefit from the value of the transferred services.

M1 IRODALOMJEGYZÉK

- ACHARYYA A. (2014): Groundwater, Climate Change and Sustainable Well Being of the Poor: Policy options for South Asia, China and Africa. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 157 226–235. p.
- ASSENS S., EWERT, F., MARTRE, P., REOTTER, R. P., LOBELL, D. B., CAMMARANO D., KIMBALL B. A., OTTMAN M. J., WALL G. W., WHITE J. W., REYNOLDS M. P., ALDERMAN P. D., PRASAD P. V. V., AGGARWAL P. K., ANOTHAI J., BASSO B., BIERNATH C., CHALLINOR A. J., DE SANCTIS G., DOLTRA J., FERERES E., GARCIA-VILA M., GAYLER S., HOOGENBOOM G., HUNT L. A., IZAURRALDE R. C., JABLOUN M., JONES C. D., KERSEBAUM K. C., KOEHLER A.-K., MÜLLER C., NARESH KUMAR S., NENDEL C., O'LEARY G., OLESEN J. E., PALOSUO T., PRIESACK E., EYSHI REZAEI E., RUANE A. C., SEMENOV M. A., SHCHERBAK I., STÖCKLE C., STRATONOVITCH P., STRECK T., SUPIT I., TAO F., THORBURN P., WAHA K., WANG E., WALLACH D., WOLF J., ZHAO Z., ZHU Y. (2014): Rising temperatures reduce global wheat production. *Nature Climate Change*, 5 143–147. p. doi:10.1038/nclimate2470
- AUER I., BÖHM R., JURKOVIC A., LIPA W., ORLIK A., POTZMANN R., SCHÖNER W., UNGERSBÖCK M., MATULLA C., BRIFFA K., JONES P., EFTHYMIADIS D., BRUNETTI M., NANNI T., MAUGERI M., MERCALLI L., MESTRE O., MOISSELIN J.-M., BEGERT M., MÜLLER-WESTERMEIER G., KVETON V., BOCHNICEK O., STASTNY P., LAPIN M., SZALAI S., SZENTIMREY T., CEGNAR T., DOLINAR M., GAJIC-CAPKA M., ZANINOVIC K., MAJSTOROVIC Z., NIEPLOVA E. (2007): HISTALP – historical instrumental climatological surface time series of the Greater Alpine Region. *International Journal of Climatology*, 27 17–46. p. DOI: 10.1002/joc.1377
- AW-HASSAN A., RIDA F., TELLERIA R., BRUGGEMAN A. (2014): The impact of food and agricultural policies on groundwater use in Syria. *Journal of Hydrology*, 513 204–215. p.
- ÁCS F., BREUER H. (2012): Biofizikai éghajlat-osztályozási módszerek. ELTE TTK, Budapest, 244 p.
- ÁCS T., KOZMA ZS. (2017): Ökológiai talajvízigény cél és lépték szerint. 10–16. p. In: BLANKA V., LADÁNYI ZS. (Szerk.): *Interdiszciplináris táj kutatás a XXI. században: a VII. Magyar Tájökológiai Konferencia tanulmányai*. Szeged, Szegedi Tudományegyetem Földrajzi és Földtudományi Intézet.
- BARNÁNÉ BELÉNYESI M. (2006): *Magas Természeti Értékű Mezőgazdasági Területek Lehatárolása Térinformatikai Módszerekkel*. Ph.D. értekezés. Szent István Egyetem.
- BÁLDI A. (2011): Pénzt vagy életet. *Magyar Tudomány*, 7 774–779. p.
- Belügyminisztérium Vízügyi Főigazgatóság [2015]: Nemzeti Vízstratégia (Kvassay Jenő Terv). Budapest, 140 p.
- BEZDÁN M. (2011): A szabályozott Tisza vízjárása tulajdonságai a Tiszafüred alatti folyószakaszokon. Ph.D. értekezés. Szegedi Tudományegyetem, 120 p.
- BÉLÁDI K., KERTÉSZ R. (2013): A főbb mezőgazdasági ágazatok költség- és jövedelemhelyzete 2011. AKI, Budapest.
- BÉLÁDI K., KERTÉSZ R., SZILI V. (2017): A főbb mezőgazdasági ágazatok költség- és jövedelemhelyzete 2013–2015. AKI, Budapest, 232 p.

- BIRÓ M., CZÚCZ B., HORVÁTH F., RÉVÉSZ A., CSATÁRI B., MOLNÁR ZS. (2013a): Drivers of grassland loss in Hungary during the post-socialist transformation (1987–1999). *Landscape Ecology*, 28 789–803. p.
- BIRÓ M., SZITÁR K., HORVÁTH F., BAGI I., MOLNÁR ZS. (2013b): Detection of long-term landscape changes and trajectories in a Pannonian sand region: comparing land-cover and habitat-based approaches at two spatial scales, *Community Ecology*, 14 219–230. p.
- BIRÓ SZ. 2009. A földjelzáló–hitelezés intézményrendszere és alkalmazási lehetőségei a magyar mezőgazdaságban. Ph.D értekezés. Szent István Egyetem, Gödöllő, 181 p.
- BOLLA B., KALICZ P., GRIBOVSZKI Z. (2014): Erdőállományok vízháztartása a kiskunsági homokhátságban. *Erdészettudományi Közlemények*, 4 21–31. p.
- BRANDER L. M., FLORAX R. J. G. M., VERMAAT J. E. (2006): The Empirics of Wetland Valuation: A Comprehensive Summary and a Meta-Analysis of the Literature. *Environmental and Resource Economics*, 33 223–250. p.
- BROUWER R., VAN EK R. (2004): Integrated ecological, economic and social impact assessment of alternative flood control policies in the Netherlands. *Ecological Economics*, 50 1–21. p.
- BUREAU J.-C. DISDIER A.-C., EMLINGER C., FOURÉ J., FELBERMAYR G., FONTAGNÉ L., JEAN S. (2014): Risks and opportunities for the EU agri-food sector in a possible EU-US trade agreement. Structural and Cohesion Studies. European Parliament, Policy Department B, Brussels, 154 p.
- CABRAL P. FEGER C., LEVREL H., CHAMBOLLE M., BASQUE D. (2016): Assessing the impact of land-cover changes on ecosystem services: A first step toward integrative planning in Bordeaux, France. *Ecosystem Services*, 22 318–327. p.
- CANTY A., RIPLEY B. (2017): boot: Bootstrap R (S-Plus) functions. R package version 1.3-19. (<https://cran.r-project.org/web/packages/boot/boot.pdf>) Lekérdezés időpontja: 2016.04.10.
- CEGLAR A., TORETI A., LECERF R., VAN DER VELDE M., DENTENER F. (2017): Impact of meteorological drivers on regional inter-annual crop yield variability in France. *Agricultural and Forest Meteorology*, 216 58–67. p. doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.10.004
- CENTERI CS., BELÉNYESI, M., HALÁSZ, T., KRISTÓF, D., MAGYARI, J., NEIDERT, D., PATAKI, R., PODMANICZKY, L., SCHNELLER, K. (2006): Magyarország ökotípusos földhasználati vizsgálata: Agráralkalmassági-környezetérzékenységi elemzés Magyarország területére. Környezet- és Tájgazdálkodási Tervező Iroda, Gödöllő, 34 p.
- CHANG D., WU Q., JIANG G., DAI X. (2016): Projected Shifts in Köppen Climate Zones over China and Their Temporal Evolution in CMIP5 Multi-Model Simulations. *Advances in Atmospheric Sciences*, 33 283–293. p.
- CHEN Z., GRASBY S. E., OSADETZ K. G. (2004): Relation between climate variability and groundwater levels in the upper carbonate aquifer, southern Manitoba, Canada. *Journal of Hydrology*, 290 43–62. p.
- CHLOUPEK O., HRSTKOVAA P., SCHWEIGERT P. (2004): Yield and its stability, crop diversity, adaptability and response to climate change, weather and fertilisation over 75 years in the Czech Republic in comparison to some European countries. *Field Crops Research*, 85 167–190. p. doi:10.1016/S0378-4290(03)00162-X

- CLAIRE S., VAN DER HOEK D. C. J., VONK M. (2010): Spatial planning of a climate adaptation zone for wetland ecosystems. *Landscape Ecology*, 25 1465–1477. p. DOI 10.1007/s10980-010-9535-5
- CLARE S., KROGMAN N., FOOTE L., LEMPHERS N. (2011): Where is the avoidance in the implementation of wetland law and policy? *Wetlands Ecology and Management*, 19 165–182. p.
- CONSTANZA R., D'ARGE R., DE GROOT R., FARBERK S., GRASSO M., HANNON B., LIMBURG K., NAEEM S., O'NEILL R. V., PARUELO J., RASKIN R. G., SUTTON P., VAN DEN BELT M. (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387 253–260. p.
- CZÚCZ B., ARANY I., POTSCHEIN-YOUNG M., BERECSKI K., KERTÉSZ M., KISS M., ASZALÓS R., HAINES-YOUNG R. (2018): Where concepts meet the real world: A systematic review of ecosystem service indicators and their classification using CICES. *Ecosystem Services*, 29 145–157. p.
- CSETE M., CSETE M., DZURDZENIK J., GÖNCZ A., KIRÁLY D., PÁLVÖLGYI T., PELEANU I., PTRISOR A. I., SCHNELLER K., STAUB F., TESLIAR J., VISY E. (2011): Eson Climate: Climate Change and Territorial Effects on Regions and Local Economies. Case Study Tisza River. EPSON, VATI, Budapest.
- DAVISON A. C., HINKLEY D. V. (1997): Bootstrap Methods and Their Applications. Cambridge University Press.
- DE GROOT R. S. (2006): Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 75 175–186. p. doi:10.1016/j.landurbplan.2005.02.016
- DE GROOT R. S., WILSON M. A., BOUMANS R. M. J. (2002): A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41, 393–408. p.
- DE GROOT R. S., ALKEMADE R., BRAAT L., HEIN L., WILLEMEN L. (2010): Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7 260–272. p.
- DEMETER G., TÚRI Z., NÉGYESI G. (2012): A csapadék- és talajvízviszonyokterületi sajátosságai és trendjei a Nyírség területén. 73–122. p. In: DEMETER G. (Szerk.): *A Nyírség környezetminősítése vízellátottság szempontjából*. Debrecen.
- DEMÉNY A., KERN Z., CZUPPON GY., NÉMETH A., SCHÖLL-BARNA G., SIKLÓSY Z., LEÉL-OSSY SZ., COOK G., SERLEGI G., BAJNÓCZI B., SÜMEGI P., KIRÁLY Á., KISS V., KULCSÁR G., BONDÁR M. (2017): Middle Bronze Age humidity and temperature variations, and societal changes in East-Central Europe. *Quaternary International* (in press) DOI10.1016/j.quaint.2017.11.023
- Department for Environment, Food, Rural Affairs, Environmental Agency. [2009]: River Basin Management Plan Humber River Basin District Annex D: Protected area objectives. England.
- DETS Z., KONCSOS L. (2012): Ecosystem services and land use zonation in the Hungarian Tisza deep floodplains. *Pollack Periodica*, 7 79–90. p.
- DETS Z., KARDOS M., KOZMA ZS., KONCSOS L. (2012): A mezőgazdasági termelés mint ökoszisztéma szolgáltatás értéke: hidrológiai modellhez kapcsolt számítási módszertan. *Tájökológiai Lapok*, 10 55–69. p.

- DOORENBOS J., KASSAM A. H., BENTVELSEN C. L. M. (1986): Yield response to water. FAO, Róma, 193 p.
- EEA (European Environment Agency). [2017]: Green infrastructure and flood management: Promoting cost-efficient flood risk reduction via green infrastructure solutions. Luxemburg, 156. p.
- ESZLÁRIN., MARJAINÉ SZERÉNYI ZS. (2014): Land use change as an opportunity to decrease the consequences of extreme weather events: a case study of the Tisza Valley in Hungary. *Economic and Environmental Studies*, 14 389–412. p.
- FÁBIÁN Á. P., MATYASOVSKY I. (2010): Analysis of climate change in Hungary according to an extended Köppen classification system, 1971–2060. *Időjárás*, 114 251–261. p.
- FREVERT R. K., SCHWAB G. O., EDMINISTER T. W., BARNES K. K. (1955): Soil Water Conservation Engineering. Wiley, New York.
- FLACHNER ZS. (2008): Multi criteria assessment – tool for integrated water management in Bereg landscape, Upper Tisza. In: SÀNCHEZ-MARRÈ M., BÉJAR J., COMAS J., RIZZOLI, A., GUARISO G. (Szerk.): *International Congress on Environmental Modelling and Software Integrating Sciences and Information Technology for Environmental Assessment and Decision Making, 4th Biennial Meeting of iEMsS. Digital book.* https://scholarsarchive.byu.edu/cgi/viewcontent.cgi?referer=https://www.google.hu/&https_redir=1&article=2935&context=iemssconference. Lekérdezés időpontja: 2017.07.15.
- FORGÓNÉ NEMCSICS M. (2000): Belvízkár elhárító rendszerek fejlesztésének mezőgazdasági megalapozása földrajzi információs rendszerrel. Ph.D értekezés. Szent István Egyetem, Gödöllő.
- FOX J. (2005): The R Commander: A Basic-Statistics Graphical User Interface to R. *The Journal of Statistical Software*, 14 1–42. p. DOI:10.18637/jss.v014.i09
- Földművelésügyi Minisztérium [2012]: Nemzeti Aszálystratégia. Budapest.
- GAMMANS M., MÉREL P., ORTIZ-BOBEA A. (2017): Negative impacts of climate change on cereal yields: statistical evidence from France. *Environmental Research Letter*, 12 054007 DOI: 10.1088/1748-9326/AA6B0C
- GÁBRIS G., TIMÁR G., SOMHEGYI A., NAGY I., BOD C. (2004): Árvízi tározás vagy ártéri gazdálkodás a Tisza mentén. 1–18. p. In: BARTON G., DORMÁNY G., RAKONCZAI J. (Szerk.): *A magyar földrajz kurrens eredményei.* A II. Magyar Földrajzi Konferencia. SZTE TTK, Szeged. Hungary.
- GLIESSMAN S. R. (2014): *Agroecology: The Ecology of Sustainable Food Systems.* 3. ed. CRC Press, Roca Baton, FL, USA, 205 p.
- GODFRAY H. C. J., BEDDINGTON J. R., CRUTE I. R. (2010): Food Security: The Challenge of Feeding 9 Billion People. *Science*, 327 812–818. p. DOI: 10.1126/science.1185383
- GRASSINI P., ESKRIDGE K. M., CASSMAN K. G. (2013): Distinguishing between yield advances and yield plateaus in historical crop production trends. *Nature Communications*, 4 2918. DOI: 10.1038/ncomms3918
- GRYGORUK M., MIROSŁAW-ŚWIĄTEK D., CHRZANOWSKA W., IGNAR S. (2013): How much for water? Economic assessment and mapping of floodplain water storage as a catchment-scale ecosystem service of wetlands. *Water*, 5 1760–1779. p.
- GULYÁS Á., UNGER J., MATZARAKIS A. (2006): Assessment of the microclimatic and human comfort conditions in a complex urban environment: Modelling and measurements. *Building and Environment*, 41 1713–1722. p. doi:10.1016/j.buildenv.2005.07.001

- GUOYONG L., HUANG M. (2017): Crop yield response to climate change varies with crop spatial distribution pattern. *Scientific Reports*, 7 1463 doi: 10.1038/s41598-017-01599-2
- GYULAI F. (2010): Archaeobotany in Hungary: Seed, Fruit and Beverage Remains in the Carpathian Basin from the Neolithic to the Late Middle Ages. *Archaeolingua*, Budapest, 478 p.
- HAINES-YOUNGA, R., POTSCINA M., KIENAST F. (2012): Indicators of ecosystem service potential at European scales: Mapping marginal changes and trade-offs. *Ecological Indicators*, 21 39–53. p.
- HAMZA E., BOZÁN C., KÖRÖSPARTI J., PEKÁR F. (2011): The agricultural water management and the environment. 37–52. p. In: BIRO S., KAPRONCZAI I., SZŰCS I., VÁRADI L. (Szerk.): *Water-use and Irrigation Development to Serve Agriculture*. AKI, Budapest.
- HARCSA I., KOVÁCH I., SZELENYI I. (1998): The Hungarian agriculture ‘miracle’ and the limits of socialist reforms. 21–42. p. In: SZELENYI I. (Szerk.): *Privatizing the Land: Rural Political Economy in Post-Communist Societies*. Routledge, London, New York.
- HARDIN G. (1968): The Tragedy of the Commons. *Science*, 162 1243–1248. p. DOI: 10.1126/science.162.3859.1243
- HARNOS N. (2003): A klímaváltozás várható hatásai kalászos gabonafélék produkcióbiológiájára: kísérleti és modellezési megközelítés. Ph.D. értekezés. Szent István Egyetem, 103 p.
- HORNBECK R., KESKIN P. (2014): The Historically Evolving Impact of the Ogallala Aquifer: Agricultural Adaptation to Groundwater and Drought. *American Economic Journal: Applied Economics*, 6 190–219. p.
- HOYK E., FARKAS J. ZS., VECSEI CS. (2013): Talajvízszint és halastavi gazdálkodás összefüggése a Duna-Tisza közén. 341–345. p. In: FERENCZ Á. (Szerk.): *Gazdálkodás és Menedzsment Tudományos Konferencia: Környezettudatos gazdálkodás és menedzsment*. Kecskeméti Főiskola.
- HUANG J., YU H., DAI A., WEI Y., KANG L. (2017): Drylands face potential threat under 2 °C global warming target. *Nature Climate Change*, 7 417–422. DOI: 10.1038/nclimate3275
- IGLESIAS A., QUIROGA S., DIZ A. (2011): Looking into the future of agriculture in a changing climate. *European Review of Agricultural Economics*, 38 427–447. p. doi:10.1093/erae/jbr037.
- IPCC (2014): Annex II: glossary. 117–130. p. In: MACH K. J., PLANTON S., VON STECHOW C. (Szerk.): *Climate change 2014: synthesis report*. IPCC, Geneva.
- IFTEKHAR M. S., POLYAKOV M., ANSELL D., GIBSON F., KAY G. H. (2016): How economics can further the success of ecological restoration. *Conservation Biology*, 31 261–268. p.
- ILONCZAI ZS. (2014): Klaszter-analízis és alkalmazásai. MSc értekezés. Eötvös Lóránd Tudományegyetem, Budapest, 76 p.
- IVÁNYI A. (2005): Informatikai algoritmusok 2. ELTE Eötvös Kiadó, Budapest. p. 767.
- JENKINS W. A., MURRAY B.C., KRAMER R.A., FAULKNER S. P. (2010): Valuing ecosystem services from wetlands restoration in the Mississippi Alluvial Valley. *Ecological Economics*, 69 1051–1061. p.
- JOLÁNKAI M., TARNAWA Á., HORVÁTH CS., NYÁRAI H.F., KASSAI M.K. (2016): Impact of climatic factors on yield quantity and quality of grain crops. *Időjárás*, 120 73–84. p.

- JYLHÄ K., TUOMENVIRTA H., RUOSTEENOJA K., NIEMI-HUGAERTS H., KEISU K., KARHU J. A. (2010): Observed and projected future shifts of climatic zones in Europe, and their use to visualize climate change information. *Weather, Climate, and Society*, 2 148–167. p.
- KAHLAWN M. A., ASHRAF M., ZIA-UL-HAQ (2005): Effect of shallow groundwater table on crop water requirements and crop yields. *Agricultural Water Management*, 76 24–35. p.
- KANG Y., KHAN S., MA X. (2009): Climate change impacts on crop yield, crop water productivity and food security – A review. *Progress in Natural Science*, 19 1665–1674. p. doi:10.1016/j.pnsc.2009.08.001
- KARDOS M., BALOGH P., MARJAINÉ SZERÉNYI ZS., NOVÁKY E., VEIGL H. (2011): Duna-Tisza köze, Homokhátság. 175–196. p. In: KONCSOS L. (Szerk.): *Jövőképtől a Vízkészlet-Kockázatig*. BME VKKT, Budapest.
- KENDY E., ZHANG Y., LIU C., JINXIA C., WANG J., STEENHUIS T. (2004): Groundwater recharge from irrigated cropland in the North China Plain: case study of Luancheng County, Hebei Province, 1949–2000. *Hydrological Processes*, 18 2289–2302. p.
- KEREKES S., KINDLER J., KOLOSZÁR M., PÉTER S., ZSOLNAI L., CSUTORA M., BARANYAI Á., KOVÁCS E. (1994): A Bős-Nagymarosi vízlépcsővel kapcsolatos gazdasági megfontolások elemzése. Környezeti Tanulmányok Központja, Budapest, 42 p.
- KERN Z., NÉMETH A., HOROSZNÉ GULYÁS M., POPA I., LEVANIČ T., HATVANI I. G. (2016): Natural proxy records of temperature- and hydroclimate variability with annual resolution from the Northern Balkan–Carpathian region for the past millennium – Review, recalibration. *Quaternary International*, 415 109–125. p. DOI10.1016/j.quaint.2016.01.012
- KIENAST F., BOLLIGER J., POTSCHIN M., DE GROOT R. S., VERBURG P. H., HELLER I., WASCHER D., HAINES-YOUNG R. (2009): Assessing Landscape Functions with Broad-Scale Environmental Data: Insights Gained from a Prototype Development for Europe. *Environmental Management*, 44 1099–1120. p.
- KISS M., CSEH V., TANÁCS E. (2015): Carbon Sequestration of Different Types of Floodplain Forests in the Maros River Valley (Hungary). 3–10. p. In: LUC M., SOMOROWSKA U., SZMAŃDA J. B. (Szerk.): *Landscape Analysis and Planning, Geographical Perspectives*. Springer, Dordrecht, New York.
- KISS M., GERE CS., KISS M. (2013): Basics of an integrated ecosystem service evaluation system for the Tisza River Basin. *Review on Agriculture and Rural Development*, 2 314–319. p.
- K. KISS G. (2017): Drágulást hoz a kevés búza? *Napi.hu*. 2017. 06. 22. https://www.napi.hu/magyar_vallalatok/dragulast_hoz_a_keves_buza.642019.html. Lekérdezés időpontja: 2017.07.28.
- KOHÁN B. (2014): GIS-alapú vizsgálat a Duna–Tisza közti homokhátság szárazodásának témakörében. Ph.D. értekezés. Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest, 142 p.
- KOHLHEB N., PODMANICZKY L., SKUTAI J. (2009): Magyarország felszínborítottságának lehetőségei az éghajlatvédelemben. Ökológiai Intézet a Fenntartható Fejlődésért Alapítvány, Miskolc. 75 p.
- KOLÁŘ P., TRNKA M., BRÁZDIL R., HLAVINKA P. (2014): Influence of climatic factors on the low yields of spring barley and winter wheat in Southern Moravia (Czech Republic) during the 1961–2007 period. *Theoretical and Applied Climatology*, 117 707–721. p. DOI 10.1007/s00704-013-1037-3

- KOLTAI G. (2003): A talajvíz és talajnedvesség, valamint a tápanyagellátás hatása a növénytermesztési hozamokra a Szigetközben. Ph.D értekezés. Veszprémi Egyetem, Mosonmagyaróvár, 208 p.
- KONCSOS L. (2006): A Tisza árvízi szabályozása a Kárpát-medencében. MTSZ, Budapest.
- KONCSOS L. (2011): Árvízvédelem és szabályozás. 207–232. p. In: SOMLYÓDY L. (Szerk.): *Magyarország vízgazdálkodása: helyzetkép és stratégiai feladatok*. MTA Köztisztviselői Stratégiai Feladatok. MTA, Budapest.
- KONKOLY-GYURÓ É., BALÁZS P., TIRÁSZI Á., KIRÁLY G. (2016): Felszínborítás változások a történelmi Magyarország tájain a 19. század közepétől napjainkig. 87–96. p. In: HORVÁTH G. (Szerk.): *Tájhasználat és tájvédelem – kihívások és lehetőségek. A Budapesten, 2015. május 21-22. között zajlott VI. Magyar Tájökológiai Konferencia kiadványa*. Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest.
- KOPSIDIS M. (2008): Agricultural development and impeded growth: the case of Hungary, 1870-1973. 286–310. p. In: LAINS P., PINILLA V. (Szerk.): *Agriculture and Economic Development in Europe since 1870*. Routledge.
- KOZMA Z. (2013): Belvízi szélsőségek kockázatalapú értékelésének és modellezési módszertanának fejlesztése. Ph.D értekezés. Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Budapest, 160 p.
- KOZMA ZS., MUZELÁK B., KONCSOS L. (2013): A Belvízi Jelenségek Integrált Hidrológiai Modellezése: Tapasztalatok a Szamos-Kraszna közti mintaterületen. Paper No: 11. 20 p. In: SZLÁVIK L., KLING Z., SZIGETI E. (Szerk.): *XXXI. Országos Vándorgyűlés digitális kötete*. Magyar Hidrológiai Társaság, Budapest.
- KOSZORÚ L., SZÁNTÓ K. (2011): Integratív térszerkezeti modell – Egy térségi szemléletű Tisza-stratégia megalapozása. *Tér és Társadalom* 2, 145–163. p.
- KOVÁCS E., KELEMEN E., KALÓCZKAI Á., MARGÓCZI K., PATAKI GY., GÉBERT J., MÁLOVICS GY., BALÁZS B., ROBOZ Á., KRASZNAI KOVÁCS E., MIHÓK B. (2015): Understanding the links between ecosystem service trade-offs and conflicts in protected areas. *Ecosystem Services*, 12 117–127. p.
- KOZÁK P., PÁLFAI I., HERCEG Á. (2012): A Pálfai-féle aszályindex (PAI) alkalmazhatóságának kiterjesztése a délkelet-európai régióra (Palfai Drought Index (PaDI)). 21–26. p. In: BIHARI Z. (Szerk.): *DélkeletEurópai Aszálykezelési Központ – DMCSEE projekt. Összefoglaló a projekt eredményeiről (Summary of Southeast European Drought Management Centre – DMCSEE project)*. Országos Meteorológiai Szolgálat, Budapest.
- KROMP-POLB H., NAKICENOVIC N., STEININGER K., GOBIET A., KÖPPL A., PRETTENTHALER F., STÖTTER J., SCHNEIDER J., FORMAYER H. (Szerk.): (2014): Austrian Assessment Report Climate Change 2014 (AAR14) Summary for Policymakers and Synthesis: Austrian Panel on Climate Change (APCC) Austrian Assessment Report 2014 (AAR14). Austrian Academy of Sciences Press, Bécs, 1096 p.
- KRONMAL R. A. (1993): Spurious Correlation and the Fallacy of the Ratio Standard Revisited. *Journal of the Royal Statistical Society. Series A (Statistics in Society)*, 156 379–392. p. DOI: 10.2307/2983064
- LÁNG I., BANCZEROWSKI J., BERCSIK Á. (SZERK.) (1993): Szigetköz. Környezettudományi kutatások, környezeti állapot, ökológiai követelmények. MTA, Budapest, 145 p.

- LÁNG I., CSETE L., JOLÁNKAI M. (2006): A globális változás: hazai hatások és válaszok – VAHAVA zárójelentés. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Magyar Tudományos Akadémia, Budapest.
- Lechner Lajos Tudásközpont Területi és Építésügyi Szakértői Osztály. (2014): Az Országos Területrendezési Tervről szóló 2003. évi XXVI. törvény felülvizsgálata. Környezeti értékelés és Natura 2000 hatásbecslési dokumentáció. Budapest.
- LESCHINE T. M., WELLMAN K. F., GREEN T. H. (1997): The Economic Value of Wetlands. Ecology Publication No. 97-100. Washington State Department of Ecology Northwest Regional Office, Bellevue, WA, USA, 68 p.
- LIU B. SENTHOLD ASSENG, CHRISTOPH MÜLLER, FRANK EWERT, JOSHUA ELLIOTT, DAVID B. LOBELL, PIERRE MARTRE, ALEX C. RUANE, DANIEL WALLACH, JAMES W. JONES, CYNTHIA ROSENZWEIG, PRAMOD K. AGGARWAL, PHILLIP D. ALDERMAN, JAKARAT ANOTHAI, BRUNO BASSO, CHRISTIAN BIERNATH, DAVIDE CAMMARANO, ANDY CHALLINOR, DELPHINE DERYNG, GIACOMO DE SANCTIS, JORDI DOLTRA, ELIAS FERERES, CHRISTIAN FOLBERTH, MARGARITA GARCIA-VILA, SEBASTIAN GAYLER, GERRIT HOOGENBOOM, LESLIE. A. HUNT, IZAURRALDE R. C., JABLOUN M., JONESBB C. D., KERSEBAUM K. C., KIMBALL B. A., KOEHLERS A-K., KUMAR S. N., NENDEL C., O'LEARY G., OLESEN J. E., OTTMAN M. J., PALOSUO T., VARA PRASAD P.V., PRIESACK E., PUGHLL T. A. M., REYNOLDS M., REZAEID E. E., RÖTTER R. P., SCHMID E., SEMENOV M. A., SHCHERBAK I., STEHFEST E., CLAUDIO O. STÖCKLE C. O., STRATONOVITCH P., STRECK T., SUPIT I., TAORR F., THORBURN P., WAHA K., WALL G. W., WANG E., WHITE J. W., WOLF J., ZHAO Z., ZHU Y. (2016): Similar estimates of temperature impacts on global wheat yield by three independent methods. *Nature Climate Change*, 6 1130–1136. p. doi:10.1038/nclimate3115
- LO V. (2016): Synthesis report on experiences with ecosystem-based approaches to climate change adaptation and disaster risk reduction. Technical Series No.85. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, 110 p.
- LOBELL D., FIELD C. (2007): Global scale climate–crop yield relationships and the impacts of recent warming. *Environmental Research Letters*, 2 014002. doi:10.1088/1748-9326/2/1/014002
- LOBELL B. D., GOURDJ S. M. (2012): The Influence of Climate Change on Global Crop Productivity. *Plant Physiology* 160, 1686–1697. p. doi:10.1104/pp.112.208298
- LÓCZY D., DEZSŐ J., RONCZYK L. (2016): Floodplain rehabilitation projects in Hungary: Case studies from the Danube, Tisza, Körös and Drava rivers. *Bulletin of the Serbian Geographical Society*, 96 1–10. p.
- LU Z., LIU X., CAO W., ZHU Y. (2013): Climate change impacts on regional winter wheat production in main wheat production regions of China. *Agricultural and Forest Meteorology*, 171–172 234–248. p.
- LUO Q. (2011): Temperature thresholds and crop production: a review. *Climatic Change*, 109 583–598. p. DOI 10.1007/s10584-011-0028-6
- MA. 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis report. Island Press, Washington D.C.
- MAES J., EGOH B., WILLEMEN L., LIQUETE C., VIHERRAARA P., SCHÄGNER J. P., GRIZZETTI B., DRAKOU E. G., LA NOTTE A., ZULIAN G., BOURAOUI F.,

- PARACCHINI M. L., BRAAT L., BIDOGLIO G. (2012): Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosystem Services*, 1 31–39. p.
- MAES J., MAES J., TELLER A., ERHARD M., GRIZZETTI B., BARREDO J. I., PARACCHINI M. L., CONDÉ S., SOMMA F., ORGIAZZI A., JONES A., ZULIAN A., PETERSEN J. E., MARQUARDT D., KOVACEVIC V., ABDUL MALAK D., MARIN A. I., CZÚCZ B., MAURI A., LOFFLER P., BASTRUP-BIRK A., BIALA K., CHRISTIANSEN T., WERNER B. (2018): *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An analytical framework for ecosystem condition. Technical Report*. European Union, Luxembourg. 77 p.
- MANSHARAMANI V. (2015): *Boombustology: Spotting Financial Bubbles Before They Burst*. Wiley, New York.
- MARJAINÉ SZERÉNYI ZS. (2005): A természetvédelemben alkalmazható közgazdasági értékelési módszerek. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium Természetvédelmi Hivatala, Budapest, 157 p.
- MARJAINÉ SZERÉNYI ZS., ESZLÁRI N. (2011): How to take into account the values of ecosystems services of various habitats in integrated cost-benefit analysis? *Regional and Business Studies*, 3 299–306. p.
- MARJAINÉ SZERÉNYI ZS., ZSÓKA Á., RÁKOSI J. (2011): Implementation of Water Framework Directive Obligations in Hungary: Estimating the Benefits of Development Activities in Two Pilot Areas. 301–316. p. In: BURRITT R. L., SCHALTEGGER S., BENNETT M. (Szerk.): *Environmental Management Accounting and Supply Chain Management*. Springer. DOI: 10.1007/978-94-007-1390-1
- MARTÍN-RETORTILLO M., PINILLA V. (2015): On the causes of economic growth in Europe: Why did agricultural labour productivity not converge between 1950 and 2005? *Cliometrica*, 9 359–396. p. DOI 10.1007/s1 1698-014-0119-5
- MASLOV B. S. (Szerk.): (2009): *Agricultural Land Improvement: Amelioration and Reclamation*. II. Eolss, Oxford Publisher, Szingapúr, 476 p.
- MENYHÉRT Z. (1985): *A kukorica termesztés kézikönyve*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 560 p.
- MGSZH KÖZPONT ERDÉSZETI IGAZGATÓSÁG REGIONÁLIS ÉS ZÖLDÖVEZETI TERVEZŐ OSZTÁLY. (2009): Országos erdőtelepítési terv felülvizsgálata. Balatonfüred.
- MITSCH W., J. BERNAL B., NAHLIK A. M., MANDER Ü., ZHANG L., ANDERSON C. J., JØRGENSEN S. E., BRIX H. (2012): Wetlands, carbon, and climate change. *Landscape Ecology*, 28 583–597. p.
- MITSCH W. J., GOSELINK, J. G. (2015): *Wetlands* (5th edition). Wiley, New Jersey.
- MITCHELL D. (2008): *A Note on Rising Food Prices*. The World Bank Development Prospects Group, Washington, DC, 456 p.
- MOLNÁR ZS., BIRÓ M., BARTHA S., FEKETE G. (2012): Past Trends, Present State and Future Prospects of Hungarian Forest-Steppes. 209–252. p. In: WERGER M. J. A., VAN STAALDUINEN M. A. (Szerk.): *Eurasian Steppes. Ecological Problems and Livelihoods in a Changing World*. Springer, Dordrecht, New York.
- MOORE F. C., LOBELL D. B. (2014): The fingerprint of climate trends on European crop yields. *PNAS*, 112 2670–2675. p.
- MORKRE M. E., TARR D. G. (1995): Reforming Hungarian Agricultural Trade Policy: A Quantitative Evaluation. *Weltwirtschaftliches Archiv*, 131 106–131. p.

- MOSS T. (2004): The governance of land use in river basins: prospects for overcoming problems of institutional interplay with the EU Water Framework Directive. *Land Use Policy* 21, 85–94. doi:10.1016/j.landusepol.2003.10.001
- MOURATO S., CSUTORA M., KOVACS E., KERÉKES S., SZERENYO Z. (1999): Estimating the Value of Water Quality Improvements in Lake Balaton: A Contingent Valuation Study (in Hungarian). *Gazdaság Vallalkozás Vezetés*, 99 147–171.
- MUNTEANU C., KUEMMERLE T., BOLTIZIAR M., BUTSIC V., GIMMI U., KAIM D., KIRÁLY G., KONKOLY-GYURÓ É., KOZAK J., LIESKOVSKÝ J., MOJSES M., MÜLLER D., OSTAFIN K., OSTAPOWICZ K., SHANDRA O., ŠTYCH P., WALKER S., RADELOFF V.C. (2014): Forest and agricultural land change in the Carpathian region—A meta-analysis of long-term patterns and drivers of change. *Land use policy*, 38 685–697.
- NÁBRÁDI A., PUPOS T., TAKÁCSNÉ G. K. (2008): Üzemtan II. Szaktudás Kiadó Ház, Budapest, 363 p.
- NEWMAN J. (2016, March 29): USDA Expected to Project Growing Crop Stockpiles. *Wall Street Journal*.
- Nemzeti Agrárgazdasági Kamara. (2017): Korai aratás várható. Ágazati hírek 2017. 06.12. <https://www.nak.hu/agazati-hirek/mezogazdasag/146-novenytermesztes/94142-korai-aratas-varhato>. Lekérdezés időpontja: 2016.05.28.
- Nemzeti Fejlesztési Minisztérium Nemzeti Alkalmazkodási Központ Főosztály [2013]: Nemzeti Éghajlatváltozási Stratégia 2014–2025. Budapest.
- NICHOLLS N. (1997): Increased Australian wheat yield due to recent climate trends. *Nature*, 387 484–485. p. DOI: 10.1038/387484a0
- NUTTER F. W., TENG P. S., ROYER M. H. (1993): Terms and Concepts for Yield, Crop Loss, and Disease Thresholds. *Plant Disease*, 72 211–215. p. DOI:10.1094/PD-77-211
- OERKE E. C., DEHNE H. W. (2004): Safeguarding production—losses in major crops and the role of crop protection. *Crop Protection*, 23 275–285. p. doi:10.1016/j.cropro.2003.10.001
- OLESEN J. E., BINDI M. (2002): Consequences of climate change for European agricultural productivity, land use and policy. *European Journal of Agronomy*, 16 239–262. p.
- OPPELTOVÁ P. (2013): Contamination and Protection of Surface Water Source in Czech Republic. 253–261. p. In: FARFÁN GONZÁLEZ H., CORVEA PORRAS J. L., DE BUSTAMENTE GUTIÉRREZ I., LAMOREAUX J. W. (Szerk.): *Management of Water Resources in Protected Areas. Environmental Earth Sciences*. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Országos Vízügyi Főigazgatóság. [2015]: A Duna-vízgyűjtő magyarországi része: Vízyűjtő-gazdálkodási Terv. Budapest.
- PALETTO A., GEITNER C., GRILLI G., HASTIK R., PASTORELLA F., RODRÍGUEZ GARCÍA L. (2015): Mapping the value of ecosystem services: a case study from the Austrian Alps. *Annals of Forest Research*, 58 157–175. p.
- PÁLFAI I. (SZERK.) (1990): Alapozó szakvélemények a Duna – Tisza közti vízrendezések hatásvizsgálatához, VITUKI, Budapest.
- PÁLFAI I. (2004): Belvizek és Aszályok Magyarországon – Hidrológiai tanulmányok. VITUKI, Budapest.
- PÁLFAI I. (2006): Belvízgyakoriság és belvízkárok Magyarországon. *Hidrológiai Közlöny*, 86 25–26. p.
- PÁLFAI, I. (2009): Aszályos évek a Kárpát-medencében a 18-20. században. „Klíma-21” Füzetek: Klímaváltozás – Hatások – Válaszok, 57 107–112. p.

- PÁLFAI I. (2011): Aszályos évek az Alföldön 1931–2010 között. 87–96. p. In: RAKONCZAI J. (Szerk.): *Környezeti változások és az Alföld*. Nagyalföld Alapítvány, Békéscsaba.
- PÁLYI Z. (2004): Szatmár éghajlati adottságai a terület erdősítése szempontjából. *Erdő és Klíma*, 4 921–928. p.
- PEEL M. C., FINLAYSON B. L., MCMAHON T. A. (2007): Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11 1633–1644. p.
- PELTONEN-SAINIO P., JAUHAINEN L. (2014): Lessons from the past in weather: sowing to ripening dynamics and yield penalties for northern agriculture from 1970 to 2012. *Regional Environmental Change* 14, 1505–1516. p. DOI: 10.1007/s10113-014-0594-z
- PENDLETON, L. H. THÉBAUD O., MONGRUEL R. C., LEVREL H. (2016): Has the value of global marine and coastal ecosystem services changed? *Marine Policy*, 64 156–158. p.
- PEPÓ P., SÁRVÁRI M. (2011): Gabonanövények termesztése. Debreceni Egyetem, Debrecen, 143 p.
- PETERSON T. C. KARL T. R., JAMASON P. F., KNIGHT R., EASTERLING DAVID R. (1998): First difference method: Maximizing station density for the calculation of long-term global temperature change. *Journal of Geophysical Research*, 103 25967–25974. p.
- PÉCZELY GY. (2009): Éghajlat. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 336 p.
- PIECZKA I., PONGRÁCZ R., BARTHOLY J. (2011): Expected trends of regional climate change for the Carpathian Basin for the 21st century. *International Journal of Environment and Pollution*, 46 6–17. p.
- PIMENTEL D., HARVEY C., RESOSUDARMO P. (1995): Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science*, 267 1117–1123. p. DOI: 10.1126/science.267.5201.1117
- PINKE ZS. (2012): Aszály-, belvízkárok és az árvízvédelmi ökoszisztéma-szolgáltatás értékelésének szerepe a belvizes területek vizes élőhelyé alakításában. *Tájökológiai Lapok*, 10 271–286. p.
- PINKE ZS. (2014): Modernization and decline: an eco-historical perspective on regulation of the Tisza Valley, Hungary. *Journal of Historical Geography*, 45 92–105. p.
- PINKE, ZS. (2015): Alkalmazkodás és felemelkedés – modernizáció és leszakadás: Kis jégkorszaki kihívások és társadalmi válaszok a Tiszántúlon. Ph.D értekezés. Pécsi Egyetem, 331 p.
- PINKE ZS., KISS M., LÖVEI L. G. (2018): Developing an integrated land use planning system on reclaimed wetlands of the Hungarian Plain using economic valuation of ecosystem. *Ecosystem Services*, (in print). doi: 10.1016/j.ecoser.2017.09.007
- PINKE ZS., LÖVEI L. G. (2017): Increasing temperature cuts back crop yields in Hungary over the last 90 years. *Global Change Biology*, 12 5426–5435. p. DOI: 10.1111/gcb.13808
- PINKE ZS., SZABÓ B. (2012): Fásszárú növényzettel borított területekváltozásai a Hortobágy–Sárréten az elmúlt ezer évben. *Helynévtörténeti Tanulmányok*, 8 141–150. p.
- PFADENHAUER J., GROOTJANS A. (1999): Wetland restoration in Central Europe: aims and methods. *Applied Vegetation Science*, 2 95–106. p.
- PONGRATZ J., REICK C., RADDATZ T., CLAUSSEN M. (2008): A reconstruction of global agricultural areas and land cover for the last millennium. *Global Biogeochemical Cycles*, 22 GB3018. doi:10.1029/2007GB003153
- RAKONCZAI J. (2013): A Klímaváltozás Következményei a Dél-Alföldi Tájon. (A Természeti Földrajz Változó Szerepe és Lehetőségei): Akadémiai doktori értekezés. Szeged, 168 p.

- RAMANKUTTY N., FOLEY J. A. (1999): Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles*, 13 997–1027. p. DOI: 10.1029/1999GB900046
- RAY K. D., RAMANKUTTY N., MUELLER N. D., WEST P. C., FOLEY J. A. (2012): Recent patterns of crop yield growth and stagnation. *Nature Communications*, 3 1293. doi:10.1038/ncomms2296
- RAY K. D., GERBER J. S., MACDONALD G. K., WEST P. C. (2015): Climate variation explains a third of global crop yield variability. *Nature Communications*, 6 5989. DOI: 10.1038/ncomms6989
- RÁCZ L. (2013): Létezik-e a jelenkori globális felmelegedés? Avagy kései reflexiók egy tudományos hitvitáról. *Korall*, 53 118–132. p.
- REICZIGEL, J., HARNOS, A., SOLYMOSI, N. (2014) Biostatistika nem statisztikusoknak. Pars, Nagykovácsi, 463 p.
- RÉTHLY A. (1933): Kísérlet Magyarország klímaterképének szerkesztésére a Köppen-féle klímabeosztás értelmében. *Időjárás*, 9 105–115. p.
- ROGGER M., AGNOLETTI M., ALAOUI A., BATHURST J. C., BODNER G., BORGA M., CHAPLOT V., GALLART F., GLATZEL G., HALL J., HOLDEN J., HOLKO L., HORN R., KISS A., KOHNOVÁ S., LEITINGER G., LENNARTZ B., PARAJKA J., PERDIGÃO R., PETH S., PLAVCOVÁ L., QUINTON J. N., ROBINSON M., SALINAS J. L., SANTORO A., SZOLGAY J., TRON S., VAN DEN AKKER J. J. H., VIGLIONE A., BLÖSCHL G. (2017): Land use change impacts on floods at the catchment scale: Challenges and opportunities for future research. *Water Resources Research*, 53 5209–5219. p. doi: 10.1002/2017WR020723
- RUDGERS J. A., CHUNG, MAURER G. E., MOORE D. I., MULDAVIN E. H., LITVAK M. E., COLLINS S. L. (2018): Climate sensitivity functions and net primary production: A framework for incorporating climate mean and variability. *Ecology*, (in print). DOI: 10.1002/ecy.2136
- RUSSELL R. J. (1931): Dry climates of the United States: I climatic map. *Johnson Reprint Corp*, 5 1–41. p.
- SHAMSUDDUHA M., CHANDLER R. E., TAYLOR R. G., AHMED K. M. (2009): Recent trends in groundwater levels in a highly seasonal hydrological system: the Ganges-Brahmaputra-Meghna Delta. *Hydrology and Earth System Sciences*, 13 2373–2385. p.
- SANTATO S., BENDER S., SCHALLER M. (2013): The European Floods Directive and Opportunities offered by Land Use Planning. CSC Report 12. Climate Service Center, Germany, 79 p.
- SARRIS A. H., DOUCHA T., MATHIJS E. (1999): Agricultural restructuring in central and eastern Europe: implications for competitiveness and rural development. *European Review of Agricultural Economics*, 26 305–329. p. doi: 10.1093/erae/26.3.305
- SCHAUBROECK T., DECKMYN G., GIOT O., CAMPIOLI M., VANPOUCKE C., VERHEYEN K., RUGANI B., ACHTEN W., VERBEECK H., DEWULF J., MUYS B. (2016): Environmental impact assessment and monetary ecosystem service valuation of an ecosystem under different future environmental change and management scenarios; a case study of a Scots pine forest. *Journal of Environmental Management*, 173 79–94. p. doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.03.005

- SCHOFIELD R., THOMAS D. S. G., KIRKBY M. J. (2001): Causal processes of soil salinization in Tunisia, Spain and Hungary. *Land Degradation, Development*, 12 163–181. p.
- SELBY J., DAHI O. S., FRÖHLICH C., HULME M. (2017): Climate change and the Syrian civil war revisited. *Political Geography*, 60 232–244. p.
- SEWELL W. R., KATES R., PHILLIP L. E. (1968): Human response to weather and climate: geographical contribution. *Geographical Review*, 58 262–280. p. DOI: 10.2307/212438
- SISÁK I., MÁTÉ F., MAKÓ A. (2009): A talajok klímaérzékenysége. *Klíma-21” Füzetek: Klímaváltozás – Hatások – Válaszok*, 61 31–42. p.
- SOMLYÓDY L. 2011. Quo vadis hazai vízgazdálkodás? Stratégiai összefoglalás. 9–84. p. In: SOMLYÓDY L. (Szerk.): *Magyarország vízgazdálkodása: helyzetkép és stratégiai feladatok. MTA Köztisztviselői stratégiai feladatok*. MTA, Budapest.
- SOMODI I. MOLNÁR ZS., CZÚCZ B., BEDE-FAZEKAS Á., BÖLÖNI J., PÁSZTOR L., LABORCZI A., ZIMMERMANN N. E. (2017): Implementation and application of multiple potential natural vegetation models – a case study of Hungary. *Journal of Vegetation Science*, (in print). DOI: 10.1111/jvs.12564
- SOYEUX E. (2003): France: Improved farming practices in water catchment areas. 109–132. p. In: BROUWER F., HEINZ I., ZABEL T. (Szerk.): *Governance of Water-related Conflicts in Agriculture. New Directions in Agri-environmental*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- SPILIOPOULOS O. (2017): The EU-Ukraine Association Agreement As A Framework Of Integration Between The Two Parties. *Procedia Economics and Finance*, 9 256–263. p. doi: 10.1016/S2212-5671(14)00027-6
- STEFANOVITS P. (1975): Talajtan. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- STOCKER T. F., QIN D., PLATTNER G. K., TIGNOR M., ALLEN S. K., BOSCHUNG J., NAUELS A., XIA Y., BEX V., MIDGLEY P. M. (Szerk.) (2013): Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press.
- STÜRCK J., POORTINGA A., VERBURG P. H. 2014. Mapping ecosystem services: The supply and demand of flood regulation services in Europe. *Ecological Indicators*, 38 198–211. p.
- SUGGITT A. J., PLATTS I. J., BARATA I. M., BENNIE J. J., BURGESS M. D., BYSTRIAKOVA N., DUFFIELD S., EWING S. R., GILLINGHAM P. K., HARPER A. B., HARTLEY A. J., HEMMING D. L., MACLEAN I. M. D., MALTBY K., MARSHALL H. H., MORECROFT M. D., PEARCE-HIGGINS J. W., PEARCE-KELLY P., PHILLIMORE A. B., PRICE J. T., PYKE A., STEWART J. E., WARREN R., HILL J. K. (2017): Conducting robust ecological analyses with climate data. *Oikos*, 126 1533–1541. p. doi: 10.1111/oik.04203
- SUTTON W. R., SRIVASTAVA J. P., NEUMANN J. E., DROOGERS P., BOEHLERT B. B. (2013b): Reducing the Vulnerability of Uzbekistan’s Agricultural Systems to Climate Change. Impact Assessment and Adaptation Options. The World Bank, Washington, DC.
- SUTTON W. R., SRIVASTAVA J. P., NEUMANN J. E., IGLESIAS A., BOEHLERT B. B. (2013c): Reducing the Vulnerability of Moldova’s Agricultural Systems to Climate Change. Impact Assessment and Adaptation Options. The World Bank, Washington, DC.
- SUTTON W. R., SRIVASTAVA J. P., NEUMANN J. E., STRZEPKEK, K. M., BOEHLERT B. B. (2013a): Reducing the Vulnerability of the Former Yugoslav Republic of Macedonia’s

Agricultural Systems to Climate Change. Impact Assessment and Adaptation Options. The World Bank, Washington, DC.

- SUZUKI R., SHIMODAIRA H. (2006): Pvcust: an R package for assessing the uncertainty in hierarchical clustering. *Bioinformatics*, 22 1540–1542. p. DOI: 10.1093/bioinformatics/btl117
- SWEENEY B. W. BOTT T. L., JACKSON J. K., KAPLAN L. A., NEWBOLD J. D., STANDLEY L. J., HESSION W. C., HORWITZ R. J. (2004): Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *PNAS*, 101 14132–14137. p. doi: 10.1073/pnas.0405895101
- SZALAI J. (2011): Talajvízszint-változások az Alföldön. 97–110. p. In: RAKONCZAI J. (Szerk.): *Környezeti változások és az Alföld*. Nagyalföld Alapítvány Kötetek 7. Békéscsaba.
- SZALAI J., KOVÁCS J., KOVÁCSNÉ SZÉKELY I. (2011): A Duna–Tisza köze csapadék és talajvízszint-adatainak vizsgálata klaszteranalízissel. 111–118. p. In: RAKONCZAI J. (Szerk.): *Környezeti változások és az Alföld*. Nagyalföld Alapítvány Kötetek 7. Békéscsaba.
- SZALAI S., KONKOLYNÉ BIHARI Z., LAKATOS M., SZENTIMREY T. (2005): Magyarország éghajlatának néhány jellemzője 1901-től napjainkig. Országos Meteorológiai Szolgálat, Budapest.
- SZATMÁRI J., SZIJJ N., MUCSI L., TOBAK Z., VAN LEEUWEN B., LÉVAI C., DOLLESCHALL J. (2011): A magyarországi belvív-veszélyeztetettségi térkép elkészítésének szakmai, kutatási megalapozása. Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság. Budapest.
- SZELEPCSÉNYI Z. BREUER H., ÁCS F., KOZMA I. (2009): Biofizikai klímaklasszifikációk (2. rész: magyarországi alkalmazások). *Légekör*, 54 18–22. p.
- SZELÉNYI I. (1998): Introduction: a theoretical framework. 1–20. p. In: SZELÉNYI I. (Szerk.): *Privatizing the Land: Rural Political Economy in Post-Communist Societies*. Routledge, London, New York.
- SZILASSI P. (2015): Területrendezési tervek mint a belvív elleni védekezés eszközei Magyarországon. *4D : tájépítészeti és kertművészeti folyóirat*, 38 48–61. p.
- SZILÁGYI F. (2005): Mérnökökológia. Egyetemi jegyzet. Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem Építőmérnöki Kar Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék, Budapest.
- SZLÁVIK L. (2000): Magyarország árvízvédelmének stratégiai kérdései. *Vízügyi közlemények*, 82 553–594. p.
- TABI A., CSUTORA M., BENEDEK ZS., ÁSVÁNYI K., MARJAINÉ SZERÉNYI ZS., MOLNÁR A., SZABÓ Z., ESZLÁRI N., KARDOS M., KOZMA ZS., DERTS ZS. (2011): Gazdasági számítások alapjai a modellezett vízkészlet-változások mentén. 95–137. p. In: KONCSOS L. (Szerk.): *Jövőképtől a vízkészlet-kockázatig: A WaterRisk kutatás-fejlesztési projekt eredményei*. BME Építőmérnöki Kar Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék, Budapest.
- TEEB. (2010): The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. Geneva.
- TESTER M., LANGRIDGE P. (2010): Breeding technologies to increase crop production in a Changing World. *Science*, 327 818–822. p. DOI: 10.1126/science.1183700
- TOL R. S. J. (2008): The Social Cost of Carbon: Trends, Outliers and Catastrophes. *Economics*, 2 25. doi.org/10.5018/economics-ejournal.ja.2008-25

- TÓTH ZS. (2016): Paradigmaváltás a környezeti problémák kezelésében: Az ökoszisztéma-szolgáltatás koncepció és jogi vetületei. *Pro futuro*, 6 98–113. p.
- TRNKA M., OLESEN J. E., KERSEBAUM K. C., SKJELVÅG A. O., EITZINGER J., SEGUIN B., PELTONEN-SAINIO P., RÖTTER R., IGLESIAS A., ORLANDINI S., DUBROVSKÝ M., HLAVINKA P., BALEK J., ECKERSTEN H., CLOPPET E., CALANCA P., GOBIN A., VUČETIĆ V., NEJEDLIK P., KUMAR S., LALIC B., MESTRE A., F. ROSSI, KOZYRA J., ALEXANDROV V., SEMERÁDOVÁ D., ŽALUD Z. (2011): Agroclimatic conditions in Europe under climate change. *Global Change Biology*, 17 2298–2318. p. doi: 10.1111/j.1365-2486.2011.02396.x
- TRNKA M., OLESEN J. E., KERSEBAUM K. C., RÖTTER R. P., BRÁZDIL R., EITZINGER J., JANSEN S., SKJELVÅG A. O., PELTONEN-SAINIO P., HLAVINKA P., BALEK J., ECKERSTEN H., GOBIN A., VUČETIĆ V., DALLA MARTA A., ORLANDINI S., ALEXANDROV V., SEMERÁDOVÁ D., ŠTEĚPÁNEK P., SVOBODOVÁ E., RAJDL K. (2017): Changing regional weather–crop yield relationships across Europe between 1901 and 2012. *Climate Research*, 70 195–214. p. doi: 10.3354/cr01426
- TROUET V., VAN OLDENBORGH G. J. (2013): KNMI Climate Explorer: a web-based research tool for high-resolution paleoclimatology. *Tree Ring Research*, 69 3–13. p. doi: 10.3959/1536-1098-69.1.3
- TU Y. K., CLEREHUGH V., GILTHORPE, M. S. (2004): Ratio variables in regression analysis can give rise to spurious results: illustration from two studies in periodontology. *Journal of Dentistry*, 32 143–151. p. doi:10.1016/j.jdent.2003.09.004
- TURNER K., GEORGIOU S., CLARK R., BROUWER R. (2004): Economic valuation of water resources in agriculture. FAO, Rome.
- UNGER J. (2010): A Városi Hősziget Jelenség Néhány Aspektusa. Akadémiai doktori értekezés. Szeged, 107 p.
- UNGVÁRI G., KISS A. (2013a): A tiszai árapasztó tározók működtetésének közgazdasági aspektusai. Regionális Energiagazdasági Kutatóközpont, Budapest.
- UNGVÁRI G., KISS A. (2013b): A területi vízgazdálkodási rendszerek működésének közgazdasági szempontú átgondolása az EPI-WATER kutatási program eredményeinek felhasználásával. Regionális Energiagazdasági Kutatóközpont, Budapest.
- UNGVÁRI G., KISS A. (2013c): Alkalmazkodási költségek csökkentése a Közös Agrárpolitika keretében 2014-től érvényes „ökológiai fókuszterületek” kialakítása során – a közgazdasági szabályozóeszközök szerepe. Szakpolitikai szempontú összefoglalás. Regionális Energiagazdasági Kutatóközpont, Budapest.
- VAN WART J., KERSEBAUM K. C., PENG S., MILNER M., CASSMAN K. G. (2013): Estimating crop yield potential at regional to national scales. *Field Crops Research*, 143 34–43. p. DOI: 10.1016/j.fcr.2012.11.018
- VÁRALLYAY GY. (2017): A szélsőséges vízháztartási helyzetek (árvíz, belvíz-aszály) talajtani okai és következményei. 41–60. p. In: KUBOVICS I., PÓKA T., WEIDINGER T. (Szerk.): *A pedoszféra mint a Föld sajátos fázishatára*. ELTE Meteorológiai Tanszék, Budapest.
- VÁTI [1994]: Tézisek és megállapítások a homokhátság talajvízszint süllyedésének terület-, illetve településfejlesztési kölcsönhatásairól, VÁTI, Budapest.
- VÁTI [2004]: Tisza-mente integrált területfejlesztési, vidékfejlesztési és környezetgazdálkodási koncepciója; VTT koncepció-terv 7; Árvíz tározók területének tájgazdálkodási és ökológiai célú hasznosítási lehetőségei és gazdaságossága. VÁTI, Budapest.

- VÁTI [2005]: A Tisza térség területrendezési tanulmányterve. Budapest
- VÁTI [2006]: Balaton Kiemelt Üdülőkörzet Területrendezési Tervének elfogadásáról és a Balatoni Területrendezési Szabályzat megállapításáról szóló 2000. évi CXII. tv. módosítása. Egyeztetési anyag. Budapest.
- Vidékfejlesztési Minisztérium [2012]: Nemzeti Vidékstratégia 2012–2020. Budapest.
- Vidékfejlesztési Minisztérium [2013]: Nemzeti Vízügyi Stratégia. Budapest.
- VINOGRADOV S. (2009): Szántóföldek komplex közgazdasági értékelése Magyarországon. Ph.D értekezés. Szent István Egyetem, Gödöllő, 151 p.
- Vízügyi Évkönyvek 1934–2010: Kiadója 1934–1941. Magyar Királyi Földművelésügyi Minisztérium Vízrajzi Intézete; 1949-1950. Országos Vízgazdálkodási Hivatal Vízrajzi Osztálya; 1950. Közlekedés- és Postaügyi Minisztérium Vízgazdálkodási Főosztály Vízgazdálkodási Tanulmányi Osztálya; 1951. Közlekedés- és Postaügyi Minisztérium Vízgazdálkodási Főosztály Vízgazdálkodási Tanulmányi Osztálya; 1952. Közlekedés- és Postaügyi Minisztérium Vízrajzi Intézete; 1953–1970. Közlekedésügyi Minisztérium Vízrajzi Intézete; 1973–1989. Vízgazdálkodási Tudományos Kutató Intézet; 1990–2001. Vízgazdálkodási Tudományos Kutató Központ Hidrológiai Intézete; 2002–2010. Vízgazdálkodási Tudományos Kutató Részvénytársaság Hidrológiai Intézete. Budapest.
- Vízügyi és Környezetvédelmi Központi Igazgatóság [2010]: Magyarország Vízyűjtő-gazdálkodási Terve. Budapest.
- Vízügyi és Környezetvédelmi Központi Igazgatóság [2010]: A Tisza-vízyűjtő magyarországi része: Vízyűjtő-gazdálkodási Terv. Budapest.
- Vízügyi Főigazgatóság [2013]: Nemzeti Vízstratégia. Budapest.
- WATSON R.T., ZINYOWERA M.C., MOSS R. H. (1995): *Climate Change 1995: Impacts, Adaptations and Mitigation of Climate Change: Scientific-Technical Analyses*. IPCC, Working Group 2, Cambridge University Press.
- WHEELER T., VON BRAUN J. (2013): Climate Change Impacts on Global Food Security. *Science*, 341 508–513. p. DOI: 10.1126/science.1239402
- WOLFF S., SCHULP C. J. E., VERBURG P. H. (2015): Mapping ecosystem services demand: A review of current research and future perspectives. *Ecological Indicators*, 55 159–171. p.
- WOODWARD R. T., WUI Y. S. (2001): The economic value of wetland services: a meta-analysis. *Ecological Economics*, 37 257–270. p.
- World Health Organization, Food and Agriculture Organisation. [2003]: Diet, nutrition and the prevention of chronic diseases. World Health Organization, Geneva.
- WUTZLER T., PROFFT I., MUND M. (2011): Quantifying tree biomass carbon stocks, their changes and uncertainties using routine stand taxation inventory data. *Silva Fennica*, 45 359–377. p.
- YOUNG O. R. (1999): Hitting the mark. *Environment*, 41 20–29. p. doi.org/10.1080/00139159909604785
- ZHU Y., BALKE K. (2008): Groundwater protection: What can we learn from Germany? *Journal of Zhejiang University Science B*, 9 227–231. p. doi:10.1631/jzus.B0710639

M1.1. Internetes adatbázisok

- Belügyminisztérium Vízügyi Főigazgatóság: Vásárhelyi Terv Továbbfejlesztése. <https://www.vizugy.hu/index.php?module=content&programelemid=113> Lekérdezés időpontja: 2017.03.10.
- European Environment Agency [2011]: Natura 2000. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/natura-1> Lekérdezés időpontja: 2017.03.01.
- ÉDUVÍZIG [2011]: Szigetközi mentett oldali és hullámtéri vízpótló rendszer ökológiai célú továbbfejlesztése. http://www.keopszigetkoz.hu/a_projekt_leirasa.html Lekérdezés időpontja: 2017.03.01.
- FÖMI (Földmérési és Távérzékelési Intézet) [2006]: CorineL and Cover 2006. http://www.ftf.bfkh.gov.hu/portal/index.php/projektjeink/foldfelszin-monitorozas-corine/foldfelszin-monitorozas-corine-eredmenyek/corinekerdoiv/index.php?option=com_ckforms&view=ckforms&task=send&id=17 Lekérdezés időpontja: 2017.03.01.
- Food and Agriculture Organisation (FAO) of the United Nations. FAOSTAT: Crop yield by country. <http://faostat3.fao.org/download/Q/QC/E> Lekérdezés időpontja: 2017.03.01.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations [2009]: Declaration of the World Summit on Food Security. http://www.fao.org/fileadmin/templates/wsfs/Summit/Docs/Declaration/WSFS09_Draft_Declaration.pdf. Lekérdezés időpontja: 2016.07.15.
- HM Government [2016]: National Flood Resilience Review. https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/551137/national-flood-resilience-review.pdf Lekérdezés időpontja: 2017.03.10.
- Hortobágy Nemzeti Park Igazgatóság [2006]: A Vókonyai Puszták Élőhelyeinek Kezelése. http://www.hortobagyte.hu/laymans_hu.pdf Lekérdezés időpontja: 2012.01.07.
- Hortobágy Nemzeti Park Igazgatóság [2008]: Grassland restoration and marsh protection in Egyek–Pusztakócs LIFE04NAT/HU/000119. http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=home.showFile&rep=file&fil=LIFE04_NAT_HU_000119_LAYMAN.pdf Lekérdezés időpontja: 2011.07.10.
- JONES, P. D. (2015): CRU TS3.23: Climatic Research Unit (CRU) Time-Series (TS) Version 3.23 of High Resolution Gridded Data of Month-by-month Variation in Climate (Jan. 1901–Dec. 2014): Leeds, UK: Centre for Environmental Data Analysis. <https://crudata.uea.ac.uk/cru/data/hrg/>. Lekérdezés időpontja: 2016.11.12.
- Kiskunsági Nemzeti Park [2013]: Pannon szikes vízi élőhelyek helyreállítása a Kiskunságban. (<http://knp.nemzetipark.gov.hu/pannon-szikes-vizi-elohelyek-helyreallitasa-a-kiskunsagban-2>) Lekérdezés időpontja: 2018.02.10.
- Kiskunsági Nemzeti Park [2016]: Csatornák, rizskalitkák, tájsebek, tanyahelyek felszámolása és tájba illesztése a nemzeti park területén. (<http://knp.nemzetipark.gov.hu/csatornak-rizskalitkak-tajsebek-tanyahelyek-felszamolasa-es-tajba-illesztese-a-nemzeti-park-teruleten>) Lekérdezés időpontja: 2018.02.10.
- Központi Statisztikai Hivatal: Agrár cenzusok – Hosszú idősorok. Legfontosabb gabonafélék országos termésátlagai és vetésterülete 1921–2010; GDP 2000–2010. <http://www.ksh.hu> Lekérdezés időpontja: 2012.03.15.

Országos Meteorológiai Intézet: Megyei csapadék és hőmérsékleti adatsorok 1901–2010.
(http://www.met.hu/eghajlat/magyarorszag_eghajlata/eghajlati_adatsorok/) Lekérdezés
időpontja: 2016.07.15.

Világbank: Crop yield by country. (<http://data.worldbank.org/indicator/AG.YLD.CREL.KG>)
Lekérdezés időpontja: 2016.05.28.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönettel tartozom témavezetőmenek Dr. Gyulai Ferencnek (SZIE MKK), aki meghívott a doktori iskolába és a munkához való feltételeket támogatásával biztosította. Köszönöm Dr. Heltai Györgynek (SZIE MKK) és Dr. Michéli Erikának (SZIE MKK), hogy lehetőséget biztosítottak a doktori képzésben való részvételem számára. Kiemelt köszönettel tartozom Dr. Lövei Gábornak (Aarhus), aki támogatásával segítette a kutatói munka és a tudományos kommunikáció alapjainak elsajátítását, valamint a dolgozat elkészítését. Köszönöm Dr. Belényesi Mártának (SZIE MKK), Dr. Buday-Sántha Attilának (PTE KTK), Göncz Annamáriának (VÁTI), Dr. Ónodi Gábornak (SZIE MKK), Dr. Podmaniczky Lászlónak (SZIE MKK), Schneller Krisztiánnak (VÁTI), Dr. Szántó Katalinnak (Város-Teampannon) a földhasználati rendszer megértéséhez nyújtott módszertani javaslatokat, valamint adattámogatásukat. Köszönöm Dr. Kern Zoltánnak (MTA GKI), Dr. Lakatos Mónikának (OMSZ), Dr. Makra Lászlónak (SZTE MGK), Mandl Évának (OMSZ), Dr. Rácz Lajosnak (SZTE BTK) és Dr. Szalai Sándornak (SZIE MKK) az éghajlati rendszer megértéséhez nyújtott módszertani javaslatokat, valamint adattámogatásukat. Köszönettel tartozom Árva Katalinnak (KSH) és Záhonyi Mártának a földhasználati rendszert érintő adattámogatásukért. Köszönöm Ács Tamának (BME ÉK), Dr. Bakonyi Péternek (VITUKI), Decsi Bencének (BME ÉK), Dr. Kling Istvánnak (KvVM), Dr. Koncsos Lászlónak (BME ÉK), Konkoly Mártának (FM), Dr. Kozma Zsoltnak (BME ÉK), Láng István Ágostonnak (FM), Dr. Majdán Jánosnak (PTE BTK), Dr. Orlóczy Istvánnak, Dr. Pálfai Imrének, Szalai Józsefnek (VITUKI), Dr. Szilágyi Ferencnek (BME ÉK) a hidrológiai rendszer megértéséhez nyújtott módszertani javaslatokat, valamint adattámogatásukat. Köszönöm Kiss Mártonnak (SZE TTK), Dr. Kovács Eszternek (SZIE MKK), Marjainé Dr. Szerényi Zsuzsannának (CORVINUS TNKK) és Ungvári Gábornak (REKK) az ökoszisztéma szolgáltatások értelmezéséhez nyújtott módszertani javaslatokat. Köszönöm Dr. Gábris Gyulának (ELTE TTK), Harkányiné Dr. Székely Zsuzsannának (SZIE MKK), Dr. Kohán Balázsnak (ELTE TTK), Dr. Mészáros Jánosnak (ELTE TTK), Dr. Sík Andrásnak (ELTE TTK), Dr. Skutai Juliannának (SZIE MKK) és Dr. Timár Gábornak (ELTE TTK) kitartó támogatásukat, mely nélkül a térinformatikai elemzések nem valósulhattak volna meg. Köszönöm Dr. Aradi Csabának (HNP), Dr. Dobrai Lajosnak, Dr. Gőzsi Szilviának (HNP) a Hortobágyi Nemzeti Park tevékenységére vonatkozó szakmai tanácsait. Köszönöm továbbá a disszertáció műhelyvitáján megjelent szakerembereknek, elsősorban Dr. Centeri Csaba (SZIE MKK) és Dr. Rácz Lajos (SZTE BTK) opponenseknek a dolgozat javítására vonatkozó rendkívül hasznos tanácsait.