

Szent István Egyetem

Farm szintű üvegházgáz-mérleg

Doktori értekezés

KONCZ PÉTER BERTALAN

Gödöllő
2016.

A doktori iskola

megnevezése: Biológiai Tudományok Doktori Iskola

tudományága: Biológiai tudomány

vezetője: Dr. Nagy Zoltán
Intézetvezető, egyetemi tanár, az MTA doktora
Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar
Növénytani és Ökofiziológiai Intézet
MTA-SZIE Növényökológiai Kutatócsoport, kutatócsoport vezető

Témavezetők: Dr. Nagy Zoltán
Intézetvezető, egyetemi tanár, az MTA doktora
Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar
Növénytani és Ökofiziológiai Intézet
MTA-SZIE Növényökológiai Kutatócsoport, kutatócsoport vezető

Dr. Pintér Krisztina
Tudományos munkatárs
Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar
Növénytani és Ökofiziológiai Intézet

.....
Az iskolavezető jóváhagyása

.....
A témavezető jóváhagyása

.....
A témavezető jóváhagyása

TARTALOMJEGYZÉK

JELÖLÉSEK, RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE	4
1. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK	7
1.1. A téma jelentősége	7
1.2. A kutatás célkitűzései	9
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS	10
2.1. Az éghajlatváltozás és az állattenyésztés kapcsolata	10
2.1.1. Az éghajlatváltozás hatása az állattenyésztésre	10
2.1.2. Az állattenyésztés hatása az éghajlatváltozásra	11
2.2. Az állattenyésztés és a húsfogyasztás intenzitása.....	11
2.3. A gazdálkodás hatása az állat-eltartó gyepek cönológiai szerkezetére.....	12
2.4. Farm szintű szén-dioxid és szén fluxusok.....	13
2.4.1. A legelő és a kaszáló szén-dioxid és szén fluxusai	13
2.4.2. A talajlégzés	15
2.5. Farm szintű metán fluxusok	16
2.6. Farm szintű dinitrogén-oxid fluxusok	17
2.7. Farm szintű éves nettó ökoszisztéma szén- és üvegházgáz-mérleg	18
3. MÓDSZEREK	19
3.1. A bugaci kutatási terület és a mérések elrendezése, ideje.....	19
3.2. Mikrometeorológiai mérések	24
3.3. Cönológiai vizsgálatok.....	24
3.4. A farm szén-dioxid és szén fluxusainak vizsgálata	26
3.4.1. Biomassza, vegetációs index és talaj széntartalmi mérések	26
3.4.2. Talajlégzés mérések.....	29
3.4.3. Nettó ökoszisztéma szén-dioxid csere mérések.....	32
3.5. A farm metán mérlegének vizsgálata	33
3.6. A farm dinitrogén-oxid mérlegének vizsgálata	34
3.7. A farm szintű nettó ökoszisztéma szén- és üvegházgáz-mérlegének számítása	34
4. EREDMÉNYEK	37
4.1. A gazdálkodás intenzitása a bugaci farm területén	37
4.2. Mikroklíma	39
4.3. Cönológia	41
4.4. A farm szén-dioxid és szén fluxusai.....	50
4.4.1. Biomassza, vegetációs index és talaj széntartalmi változások	50
4.4.2. Talajlégzés	54
4.4.3. Nettó ökoszisztéma szén-dioxid csere	62
4.5. A farm metán fluxusai.....	66
4.6. A farm dinitrogén-oxid fluxusai	68
4.7.1. A farm szintű nettó ökoszisztéma szén- és üvegházgáz-mérleg.....	70
4.7.3. A szén- és az üvegházgáz-mérleg összehasonlítása az irodalmi adatokkal.....	80
4.8. Mitigációs lehetőségek	82
5. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK	85
6. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK	86
7. ÖSSZEFOGLALÁS	88
8. SUMMARY	90
9. IRODALOMJEGYZÉK	92
10. MELLÉKLETEK	111
11. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	114

JELÖLÉSEK, RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE

AB	felszín feletti biomasz (g m ⁻² , Above ground Biomass)
A _{ch}	a metán és dinitrogén-oxid fluxusok mérése során a kamra által lefedett talajfelszín területe (m ²)
AB _k	a felszín feletti biomasz éven belüli maximális mennyisége a kaszált területen (g m ⁻²)
AB _l	a felszín feletti biomasz éven belüli maximális mennyisége a legelt területen (g m ⁻²)
BB	talajfelszín alatti biomasz (g m ⁻² , Below ground Biomass)
C _{trágya}	a legelőn található száraz trágya széntartalma (40%; Fridtjof Buisonje pers. comm.)
DMI	egy számosállat napi szárazanyag felvétele, amely egy számos állatra (LSU) vonatkoztatva 8,6 kg nap ⁻¹ -nak adódott az IPCC (2006a) módszertana alapján (kg nap ⁻¹ , Dry Matter Intake)
E ₀	a talajlégzés aktivációs energiája (K)
eqv.	egyenérték (equivalent)
f	a metán és a dinitrogén-oxid mérések során alkalmazott korrekciós tényező, amely figyelembe veszi a vákuumozott üvegcsékben maradt nyomást
F	fluxus
F _{Cállati_termék}	az elszállított állatok által a területről elvitt szénmennyiség (g C m ⁻² év ⁻¹)
F _{Clekaszált}	a kaszálon lekaszált és az elvitt biomasszával távozó szénmennyiség (g C m ⁻² év ⁻¹)
F _{CH4}	egy számos állat évi fermentációs (kérődzés) metánkibocsátása (58 kg CH ₄ LSU ⁻¹ év ⁻¹ , IPCC 2006a)
F _{CH4_Cállat}	az állatok fermentációja (kérődzése) során felszabaduló metánként távozó évi szénkibocsátás (g C m ⁻² év ⁻¹)
F _{CH4_Ctalaj}	a talaj metán eredetű évi szén fluxusa (g C m ⁻² év ⁻¹)
F _{CH4_t}	régió-specifikus, trágya-eredetű évi metán kibocsátás egy számos állatra vetítve (33 kg CH ₄ év ⁻¹ LSU ⁻¹ , KIS-KOVÁCS et al. 2014)
F _{CH4_Ctrágya}	az állati trágya bomlásából származó évi szénkibocsátás (g C m ⁻² év ⁻¹)
F _{CO2_Cállat}	az állatok légzéséből származó évi szénkibocsátás (g C m ⁻² év ⁻¹)
F _{Ctakarmány}	a takarmányban a téli szállásra behozott évi szénmennyiség (g C m ⁻² év ⁻¹)
F _{Ctrágya_export}	a téli szállásról kivitt trágya évi szénmennyisége (g C m ⁻² év ⁻¹)
F _{N2O_talaj}	a talaj dinitrogén-oxid fluxusa (μg N ₂ O m ⁻² h ⁻¹)
F _{N2O_trágya}	a trágya dinitrogén-oxid fluxusa (μg N ₂ O m ⁻² h ⁻¹)
F _{trágya_SOC}	a legelőn lévő trágyából a talajba jutó becsült szénmennyiség, amely a talaj szerves széntartalmát (Soil Organic Carbon) gazdagítja (g C m ⁻² év ⁻¹)
GB	felszín feletti zöld biomasz (g m ⁻² , above ground Green Biomass)
G _C	a növényi biomasz széntartalma (%)
GHG	üvegházhatású gázok (GreenHouse Gases, jelen dolgozatban; szén-dioxid, metán és dinitrogén-oxid)
GPP	bruttó primer produkció (g C m ⁻² év ⁻¹ , Gross Primary Production)
GWP _{CH4}	a metán globális melegítő hatása (Global Warming Potential), amely 100 éves időszakra vonatkoztatva 34-szerese a szén-dioxidnak (IPCC 2013)
GWP _{N2O}	a dinitrogén-oxid globális melegítő hatása, amely 100 éves időszakra vonatkoztatva 298-szorosa a szén-dioxidnak (IPCC 2013)
H	a legelt és a kaszált terület biomasz-használati aránya (%), amely azt adja meg, hogy a maximális biomaszának hányadnak része a becsült lelegelt, illetve lekaszált biomasz mennyisége

I	Gausсен-Bagnouls f6le sz6razs6g index
K_a	a takarm6ny termel6s6hez sz6ks6ges ter6letek ar6nya a farmon bel6l (0,44)
L_a	a legelt ter6letek ar6nya a farmon bel6l (0,56)
LAI	lev6lter6let index (dimenzi6 n6lk6li sz6m, Leaf Area Index)
LSU	egy sz6mos 6llat t6mege, amely 381kg a bugaci farmon; ez megegyezett az IPCC (2006a) r6gi6ra vonatkoztatott 6tlag6val (kg, LiveStock Unit)
m	az 6llatok (gulya) 6sszesített 6l6t6mege egy adott 6vben (kg)
M_C	a sz6n atomt6mege (g mol^{-1})
M_N	a nitrog6n atomt6mege (g mol^{-1})
M_{tr6gya}	a legel6n tal6lhat6 tr6gya sz6raz t6mege (g db^{-1})
n	az 6llatok egyedsz6ma
$N_{\text{e}_{\text{ma}}}$	a t6pl6l6k (f6, sz6na) energia tartalma ($6,8 \text{ MJ kg}^{-1}$, IPCC 2006a)
NBP	nett6 biom produkci6, amely egy r6gi6, illetve biom l6pt6kben adja meg nett6 6kosziszt6ma sz6nm6rleg6t ($\text{g C m}^{-2} \text{ 6v}^{-1}$, Net Biom Production)
NCS	6ves nett6 sz6nt6rol6s (SOUSSANA et al. 2010), jelen dolgozatban megegyezik az NECB-vel (CHAPIN et al. 2006), ($\text{g C m}^{-2} \text{ 6v}^{-1}$, Net Ecosystem Carbon Exchange)
NECB	6ves nett6 6kosziszt6ma sz6nm6rleg, ahol a farm ir6ny6ba 6raml6 sz6n fluxus (sz6nfelv6tel) pozit6v, m6g a l6gk6r fel6 ir6nyul6, illetve a farmt6l elt6voz6 sz6ntranszfer ir6nya negat6v el6jel6 ($\text{g C m}^{-2} \text{ 6v}^{-1}$, Net Ecosystem Carbon Exchange, CHAPIN et al. 2006)
NDVI	normaliz6lt veget6ci6s index (dimenzi6 n6lk6li sz6m, Normalized Difference Vegetation Index)
NEE	nett6 6kosziszt6ma g6zcsere, ahol az 6kosziszt6ma ir6ny6ba 6raml6 fluxus (sz6nfelv6tel) el6jele a mikrometeorol6giai megk6zel6t6sek alapj6n negat6v, m6g a l6gk6r ir6ny6ba tart6 fluxus pozit6v el6jel6. Fontos, hogy az NECB-ben, illetve az NGHG-ban az NEE-nek a (-1)-szeres6t vett6k; feloldva azt a probl6m6t, hogy a farm elnyel6se (nyeres6ge) ne negat6v, hanem pozit6v 6rt6k legyen ($\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, Net Ecosystem Exchange).
NGHG	az 6vegh6zhat6s6 g6zok (GHG) 6s a later6lis sz6ntranszfer6k sz6n-dioxid egyen6rt6kben vett 6ves nett6 m6rlege, ahol a farm ir6ny6ba tart6 fluxusok pozit6v (felv6tel), m6g a l6gk6r fel6 tart6 fluxusok el6jele negat6v (kibocs6t6s) ($\text{g CO}_2\text{eqv. m}^{-2} \text{ 6v}^{-1}$, Net GreenHouse Gas exchange)
NGHGL	az 6vegh6zhat6s6 g6zok m6rlege a later6lis sz6n fluxusok n6lk6l ($\text{g CO}_2\text{eqv. m}^{-2} \text{ 6v}^{-1}$, Net GreenHouse Gas balance- Lateral)
NLSU	az 6llatok l6tsz6ma sz6mos6llatban (darab, Number of LiveStock Unit)
Nopt	a talajl6gz6s-m6r6sek optim6lis mintasz6ma
N_{tr6gya}	a legel6n tal6lhat6 tr6gya gyakoris6ga (darab m^{-2})
PAR	f6toszintetikus6n akt6v radi6ci6 ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, Photosynthetic Active Radiation)
P	havi csapad6k6sszeg (mm h6nap^{-1})
P_{6v}	6vi csapad6k6sszeg (mm 6v^{-1})
p_i	az i-edik faj relat6v gyakoris6ga (%)
q	a farm ter6lete (1921 ha), amelyb6l a legel6k ter6lete 1070 ha (q_l), a k6s6rleti kasz6l6e 1 ha (q_k), a t6li sz6ll6s6 4 ha, m6g a takarm6nyoz6sul szolg6l6 kasz6l6k becsl6t ter6lete 847 ha
R_{10}	a talajl6gz6s r6t6ja $10 \text{ }^\circ\text{C}$ -on ($\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)
Reco	6kosziszt6ma-l6gz6s ($\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, Ecosystem Respiration)
R_s	talajl6gz6s ($\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, Soil Respiration)
SWC	t6rfogat-sz6zal6kos talajnedvess6g (% , Soil Water Content)
SWC_{opt}	az optim6lis talajnedvess6g illesztett 6rt6ke a talajl6gz6s-modellekben (%)
t_l	legel6si napok sz6ma egy 6vben

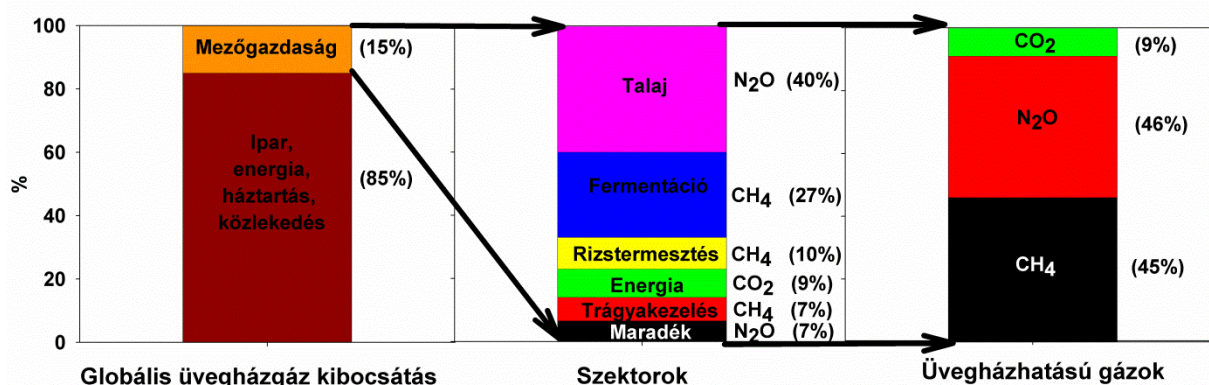
t_2	takarmányozási napok száma egy évben
t_{20}	a mintavétel idejének hossza metán és dinitrogén-oxid mérés során (min h^{-1})
T	havi középhőmérséklet ($^{\circ}\text{C}$, Temperature)
$T_{\text{levegő}}$	levegő hőmérséklet ($^{\circ}\text{C}$, Temperature - levegő)
T_s	talajhőmérséklet ($^{\circ}\text{C}$, Temperature - Soil)
T_{SOC}	a legelőn található trágya száraz tömegében lévő széntartalomnak az a része, amely a talaj szerves szénkészletét gazdagítja (12%, MAILLARD and ANGERS 2014).
V_L	a levegő moláris térfogata (24 liter 20°C -on)
V_{ch}	a metán és dinitrogén-oxid mérés során használt kamra térfogata (m^3 , Volume)
VIGreen	zöld vegetációs index (dimenzió nélküli szám, Green Vegetation Index)
x_k	mért lekaszált biomassza ($\text{g m}^{-2} \text{év}^{-1}$)
x_l	becsült lelegelt biomassza ($\text{g m}^{-2} \text{év}^{-1}$)
ΔC	a metán és dinitrogén-oxid mérés során a koncentrációváltozás a kamrában a mérés alatt (pbb min^{-1})

1. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK

1.1. A téma jelentősége

Az éghajlatváltozás befolyásolja az állattenyésztést. A változások következtében egyrészt növekszik az állatokat érő közvetlen hő-stressz (NARDONE et al. 2010), másrészt szárazság hatására, kontinentális éghajlaton, számos megfigyelés szerint csökkenhet az állattartó gyepek produktivitása (KANNEGANTI AND KAFFKA 1995, ZHANG et al. 2010, CRAINE et al. 2012, REYER et al. 2013, THORNTON et al. 2014, SMITH 2014). Mindkét ok hozzájárulhat ahhoz, hogy egyre nehezebb kielégíteni a globálisan növekvő húsigényt (FAO 2006, IPCC 2013). Az állattenyésztés azonban nemcsak elszenvedője, de okozója is az éghajlatváltozásnak, hiszen az állattenyésztés globálisan 10-25%-kal járul hozzá az éghajlatváltozáshoz az üvegházhatású gázok kibocsátása által (FAO 2006, IPCC 2007, SCHWARZER 2012). A mezőgazdálkodás üvegházgáz-kibocsátásának 80%-a az állattenyésztésnek tulajdonítható (SCHWARZER 2012), amelyen belül az egyes tevékenységek és a különböző üvegházhatású gázok részesedése eltérő (1. ábra). Az éghajlatváltozás mérséklésének érdekében ezért a mezőgazdálkodásnak, illetve az állattenyésztés egyes ágazatának is csökkentenie kell az üvegházhatású gázok (GHG), így a szén-dioxid, metán és a dinitrogén-oxid kibocsátását (BELLARBY et al. 2013). Olyan adaptációs (alkalmazkodási) és mitigációs (GHG kibocsátás-mérséklő) stratégiákra van szükség, amelyek mellett fenntartható a biztonságos élelmiszertermelés (SMITH et al. 2008).

Az üvegházhatású gázok kibocsátási ütemének csökkentésében (SMITH et al. 2014), illetve a légköri szén-dioxid megkötésében (talajban történő raktározásában), a mezőgazdasági területeknek kiemelt jelentősége van (CONANT 2010). Ennek ellenére az állattartó gyepek szén-dioxid felvevő, tehát éghajlatváltozást mérséklő kapacitásával sok esetben nem is számolnak (1. ábra) (NIJDAM et al. 2012, SCHWARZER 2012, OPIO et al. 2013). Az eddigi mérések által az állandó gyepek éves átlagos szén megkötése 0,01–0,3 Gt körül alakult, amely a világ GHG kibocsátásának potenciálisan 4%-át képes semlegesíteni (SOUSSANA 2008). Az ipar, vagy az energia-szektor ezzel szemben csupán az üvegházhatású gázok kibocsátásának csökkentésére képes, míg légköri kivonásukra jelenleg csak költséges és kétséges kimenetelű geomérnöki megoldásokkal van mód. Ilyen pl. a légkör mesterséges leárnyékolása (GOVINDASAMY AND CALDEIRA 2000), vagy az algák szén-dioxid megkötő kapacitásának növelése az óceán vassal való dúsításával (OSCHLIES et al. 2010). A szén-dioxid különböző földtani képződményekben történő elhelyezése jelenleg szintén rendkívül költséges és kevésbé hatékony megoldás az éghajlatváltozás kezelésére (HASZELDINE 2009).



1. ábra: A mezőgazdaság üvegházhatású gáz kibocsátása (SCHWARZER 2012)

Az agrárszektoron belül a különböző gazdálkodási tevékenységek (legeltetés, kaszálás) eltérő üvegházgáz-mérleggel bírnak (SOUSSANA et al. 2007a). Az üvegházgáz-mérleg (Net Greenhouse Gas Budget) egy gazdálkodási egységre (legelő, kaszáló) vonatkoztatva adja meg az

üvegházhatású gázok kibocsátásának és elnyelésének eredőjét (SOUSSANA et al. 2010). A nettó ökoszisztéma szénmérleg (Net Ecosystem Carbon Balance, NECB) ezzel szemben a vizsgált rendszeren belül csak a szén fluxusokat (F) összegzi, tehát az ökoszisztéma szén felhalmozódását adja meg (CHAPIN et al. 2006). A SOUSSANA et al. (2010) által javasolt nettó széntárolás (Net Carbon Storage, NCS) tartalmilag megegyezik az eredetileg CHAPIN et al. (2006) által javasolt nettó ökoszisztéma szénmérleggel (NECB), ezért az eredeti NECB terminológiát alkalmaztam a dolgozatban az ökoszisztéma szén akkumulációját illetően.

Fontos leszögezni, hogy melyek az üvegházgáz-mérleg szempontjából a vizsgált rendszer határai (system boundaries). Az állattenyésztés éghajlatváltozáshoz való hozzájárulásának mértékének megítélése sok esetben éppen a különbözőféleképpen értelmezett rendszer határoktól függ. A farm szint a gyepehez (legelő, kaszáló) és az állatokhoz köthető fluxusokkal foglalkozik. Nem foglalkozik a fosszilis tüzelőanyagok égetése, a termékek szállítása, vagy a farm áram-ellátásához kapcsolt GHG kibocsátásokkal (BELLARBY et al. 2013). A teljes életciklus-elemzés (life-cycle assessment, LCA), ezzel szemben megpróbálja figyelembe venni a hústermékek előállítását, szállítását, feldolgozását stb. során keletkező kibocsátásokat is (O'BRIEN et al. 2012). Az IPCC (2013) módszertana alapján ezekért a kibocsátásokért azonban nem a mezőgazdaság, hanem az energiaszektor, illetve a közlekedés felelős, így azon szektorban számolnak el vele (régión szintén). A hústermékek előállításához kapcsolt kibocsátáshoz lehetne számolni továbbá a termelést fenntartó irányítási és adminisztrációs feladatokkal együtt járó GHG kibocsátásokat is. Sőt, hústermelés nélkül húsfogyasztás sem lenne, tehát az állattenyésztés felelősségére lehet(ne) írni a termékek felhasználása, lebontása és pazarlása során keletkező GHG kibocsátásokat is (BELLARBY et al. 2013). Az eddigi életciklus-elemzések kimutatták, hogy az extenzív húsmarha gazdaságok fajlagosan, az előállított egységnyi termékre vonatkozóan, nagyobb kibocsátással jellemezhetőek, mint az intenzív gazdaságok, mert az intenzív termelés nagyobb hatékonysággal jár együtt (RIPPLE et al. 2014). Az intenzív termelést vizsgáló életciklus-elemzések sokszor azonban valójában nem tartalmazzák a teljes életciklust, pl. hiányzik a gyepe szén-dioxid megkötése mellett (OPIO et al. 2013) a műtrágyagyártás, illetve a kukoricatermesztés energia igényével, vagy éppen az intenzív táplálás okozta A-vitaminhiány pótlásával (SEWELL 1993) együtt járó GHG kibocsátás mértéke (NIJDAM et al. 2012). A szűken értelmezett farm szinten belül azok a vizsgálatok, amelyekben mérték a gyepe szén-dioxid megkötését, kimutatták, hogy extenzív legeltetés mellett a gyepek jelentős mennyiségű szén-dioxidot kötnek meg az intenzív legeltetéssel vagy kaszálással ellentétben (SMITH et al. 2008, ZHANG et al. 2011). Az éghajlat-szabályozás szempontjából nem mindegy, hogy mely gazdálkodási tevékenységek, farmok járulnak hozzá, és melyek csökkentik az éghajlatváltozást.

Egyre több jel mutat arra, hogy az éghajlat-szabályozást kezelni hivatott szén-dioxid kvóta-kereskedelem (Emission Trading System, ETS) előbb-utóbb kiterjed a mezőgazdasági tevékenységekre is (CONANT et al. 2010, RIBAUDO et al. 2010). Az ETS-ben országok és vállalatok, tehát meghatározott szervezeti egységek vehetnek részt. A mezőgazdaságban a farmok alkotnának egy-egy olyan szervezeti egységet, amelyet be lehetne vonni a kvóta-kereskedelemben. Az ETS jelenleg azonban kevésbé tölti be a funkcióját a piacon az alacsony kereskedés miatt (ANDREW 2008). A farmok éghajlat-szabályzó szerepét az ETS mellett, vagy helyett, az agrár-kifizetési mechanizmusokon keresztül lehetne szabályozni (Common Agriculture Policy, CAP), mert a területalapú támogatások miatt ennek már kialakult rendszere van a gazdálkodók körében. Üvegházgáz megkötő, így támogatható gazdálkodási tevékenységek lehetnek pl. a rossz minőségű gyepek pillangósokkal történő felülvetése (FIORELLI et al. 2008), a fás legelők kiterjedésének növelése, vagy a legelési és kaszálási intenzitás optimalizálása (SMITH et al. 2008, FAO 2013). A különböző gazdálkodási módok éghajlatváltozás serkentő, vagy mitigáló hatását azonban csak mérésekkel lehet megállapítani; ezért szükséges a különböző gazdálkodások farm szintű üvegházgáz-mérlegének megállapítása.

Magyarországon még nem készült farm szintű GHG mérleg. Dolgozatomban a bugaci szürkemarha farm üvegházhatású gázainak (szén-dioxid, metán, dinitrogén-oxid) forgalmát hasonlítottam össze, különböző gazdálkodási módok (legeltetés, kaszálás, téli szállásolás) hatása alatt, a 2011-2013-as időszakra. Az összehasonlításon keresztül elkészítettem a farm szintű éves nettó ökoszisztéma szén-, illetve üvegházgáz-mérleget. A GHG mérleg bizonyos komponensei számos – a köszönetnyilvánításban említett – kutató többéves munkájának eredményeként álltak rendelkezésre. A dolgozat tehát a saját és más, hivatkozott kutatók eredményeinek szintézise. A mérleg egyes komponensei 2002 óta elérhetőek, ezért a jelenlegi gazdálkodási kép mélyebb megértéséhez ezeket is közöltem. A farm szintű üvegházgáz-mérlegben döntő szerepet játszó talajlégzést, illetve a gazdálkodási módok cönológiai hatásait részletesebben is elemeztem. Ezek nem képezik szerves részét egy farm szintű nettó GHG mérlegnek, de annak részletesebb megértéséhez járulhatnak hozzá.

A kutatás az „AnimalChange” EU FP7-es projekt része volt (www.animalchange.eu). A projekt célja az állattenyésztéshez kapcsolt kibocsátások mérése mellett az eredmények ismertetése, illetve a mitigációs technológiák oktatása volt. A projekt továbbá ajánlásokat és javaslatokat fogalmazott meg az EU döntéshozói számára, az élelmiszer-biztonság és a fenntarthatóság keretei közt, az állattenyésztésben bevezethető alkalmazkodási és mitigációs technológiákat illetően.

1.2. A kutatás célkitűzései

A kutatás célkitűzései az alábbiak voltak:

1. A bugaci szürkemarha farm üvegházgáz (szén-dioxid, metán, dinitrogén-oxid) mérlegének megállapítása.
2. A farm szintű üvegházgáz-mérlegben szerepet játszó legeltetés és kaszálás nettó ökoszisztéma szénmérlegre (NECB) és nettó üvegházgáz-forgalomra (NGHG) gyakorolt hatásának összehasonlítása.
3. A vegetáció cönológiai összehasonlítása, kaszálás és legeltetés hatása alatt.
4. A kaszálás, illetve a legeltetés hatásának jellemzése, az ökoszisztémák szén-dioxid forgalmában jelentős szerepet játszó talajlégzésre vonatkozóan.
5. A talajlégzést leíró modell továbbfejlesztése, a biotikus tényezők talajlégzés-modellbe történő illesztésével, illetve a talajlégzés digitális fotóval történő becslésének vizsgálata.
6. Javaslat a farm szintű üvegházgáz-gazdálkodást érintő mitigációs lehetőségekre.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. Az éghajlatváltozás és az állattenyésztés kapcsolata

2.1.1. Az éghajlatváltozás hatása az állattenyésztésre

Az éghajlatváltozásért felelős üvegházhatású gázok (GHG) légköri koncentrációjának emelkedése elsősorban a fosszilis tüzelőanyagok égetésének következménye. Ugyanakkor az állattenyésztés is részben felelős az üvegházgázok koncentrációjának emelkedésért (SMITH et al. 2014). A szén-dioxid koncentrációja az elmúlt 260 évben 40%-kal, a metáné 150%-kal, míg a dinitrogén-oxidé 20%-kal emelkedett (SMITH et al. 2014). Ilyen gyors ütemű emelkedésre az elmúlt 22 ezer évben nem volt példa (SMITH et al. 2014). A különböző üvegházhatású gázok eltérő melegítő hatással rendelkeznek (Global Warming Potential, GWP). A szén-dioxidhoz képest a metán melegítő hatása 100 éves időtartamra vonatkoztatva 34-szer, míg a dinitrogén-oxidé 298-szor erősebb, vagyis ezen gázok globális melegítő hatása kismértékű koncentráció növekedés esetén is jelentős (SMITH et al. 2014). Az üvegházhatású gázok együttes hatását ezért szén-dioxid egyenértékben szokták megadni ($\text{CO}_2\text{eqv.}$), amelyben a metán és a dinitrogén-oxid szén-dioxidhoz viszonyított fajlagosan magasabb melegítő hatása szerepel.

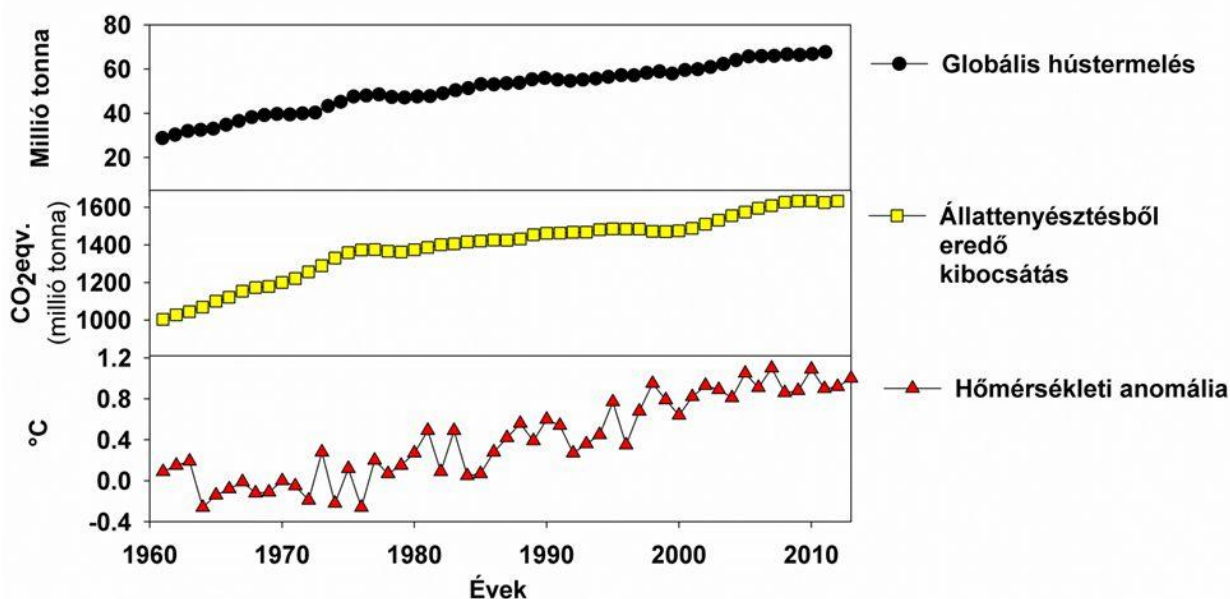
Az üvegházhatású gázok növekvő kibocsátásának következtében megváltozott a Föld éghajlata (IPCC 2013). Az éghajlatváltozás a Föld felszíni átlaghőmérsékletét eddig $0,85^\circ\text{C}$ -kal emelte 1880 és 2012 között (2. ábra) (IPCC 2013). Ez nem tűnik soknak, de ha pl. az emberi test hőmérséklete egy Celsius fokkal emelkedik, akkor azt már jelentős problémának tekintjük. A globális átlagos hőmérséklet-emelkedésben jelentős területi különbségek tapasztalhatóak. Közép-Európában az elmúlt 30 évben a globális átlaghoz viszonyítottan 40%-kal jelentősebben, $1,19^\circ\text{C}$ -kal emelkedett a légköri átlaghőmérséklet (KIS-KOVÁCS et al. 2014). Az éghajlatváltozás következtében megváltozott a lokális csapadékeloszlás (SMITH et al. 2014), gyakoribbá váltak hazánkban a szélsőséges időjárási események és a hőhullámok (BARTHOLY AND PONGRÁCZ 2007). Az előrejelzések alapján a 21. század végére a globális felszíni hőmérséklet valószínűleg legalább $1,5\text{-}2^\circ\text{C}$ -kal lesz magasabb az 1850-1900-as átlaghoz képest (IPCC 2013). Közép-Európában még gyakoribbá válnak és még hosszabb ideig tartanak majd a hőhullámok és csökkeni fog a nyári csapadék mennyisége (IPCC 2013).

Az éghajlatváltozás jelentős hatással van a haszonállatokra is. A nyári hőhullámok hatására csökken a szarvasmarhák ellenálló képessége, szaporodási rátája, illetve ezen keresztül a hús- és tejtermelésük is (NARDONE et al. 2010). Az éghajlatváltozással párhuzamosan újfajta szarvasmarha betegségek is megjelenhetnek Magyarországon, mint pl. a kéknyelvűség (JIMÉNEZ-CLAVERO 2012). Az éghajlatváltozás során fellépő nyári aszály és hőhullám a kontinentális, szárazság-érzékeny állatteltartó gyepek produktivására (szénfelvételére) is kihathat. A csökkenő nyári csapadék és az emelkedő, olykor extrém nappali léghőmérséklet (hőhullám) hatására csökkenhet ezen gyepek szén-dioxid felvevő kapacitása (NAGY et al. 2007), ezáltal kontinentális éghajlaton csökkenhet a gyepek produktivitása (KANNEGANTI AND KAFFKA 1995, ZHANG et al. 2010, CRAINE et al. 2012, REYER et al. 2013, HOOVER et al. 2014, THORNTON et al. 2014, SMITH 2014). A 2003-as nyári aszály során pl. a dolgozatban vizsgált bugaci legelő éves szinten nettó szén-dioxid kibocsátóvá vált ($106\text{ g C m}^{-2}\text{ év}^{-1}$, NAGY et al. 2007), amely hosszútávon gyakorlatilag az elsivatagosodáshoz vezethet. A szárazság alatt csökkent szénfelvétel, illetve növekvő szén-dioxid kibocsátás nemcsak az éghajlatváltozást fokozza, hanem rontja a talaj vízgazdálkodását is, mert a talajban a széntartalmú szerves anyagok, így pl. a humusz kedvezőbbé teszik a talaj vízgazdálkodását. A gyepek sokszor kedvezőtlen éghajlati és edafikus adottságúak, ezért jelentős területarányukat is tekintve (a szárazföldek 25%-át borítja gyepek, DIXON et al. 2014) legcélszerűbb hasznosításuk azok legeltetése az egyéb mezőgazdasági célú műveléssel ellentétben (pl. felszántás), amely jelentős szén-dioxid kibocsátással járhat együtt (SCHERR and STHAPIT 2009).

2.1.2. Az állattenyésztés hatása az éghajlatváltozásra

Az állattenyésztés jelentős GHG kibocsátással jár együtt (2. ábra). A FAO (2006) számításai alapján az ágazat globálisan eddig 18%-ban járult hozzá az éghajlatváltozáshoz a szektor GHG kibocsátásain keresztül. Európát tekintve az állattenyésztés átlagosan 12-17%-ban járult hozzá a szén-dioxid egyenértékben kifejezett GHG kibocsátáshoz (630-863 Mt CO₂eqv., 2007-ben) (BELLARBY et al. 2013). Hazánkban az Országos Meteorológiai Szolgálat számításai alapján az állattenyésztés 14%-ban járult hozzá a GHG kibocsátáshoz (KIS-KOVÁCS et al. 2014). Hozzá kell tenni, hogy a rendszerváltozás következtében itthon és a kelet-európai régióban az agrárszektor GHG kibocsátása az 1985-87-es évekhez képest a felére csökkent (KIS-KOVÁCS et al. 2014). A régióban tehát nem az állatlétszám csökkentése, hanem a hatékony, alacsony kibocsátással együtt járó állattenyésztés a cél.

Az egyes üvegházhatású gázok esetében a mezőgazdaság a teljes GHG kibocsátáshoz eltérő súllyal járul hozzá. Kimutatták, hogy a globális metán kibocsátás 52%-a, míg a dinitrogén-oxid kibocsátás 84%-a (SMITH et al. 2008), valamint a szén-dioxid kibocsátás 9%-a mezőgazdasági eredetű (FAO 2006). A metán kibocsátásért elsősorban a bendőbeli fermentáció (kérődzés), míg a dinitrogén-oxid kibocsátásért a trágyázás, illetve műtrágyázás a felelős (SCHWARZER 2012). Az egyes állatokhoz köthető kibocsátást tekintve pedig megállapították, hogy a tejelő tehenek 32%-ban, a húsmarhák 28%-ban, a sertésfélék 26%-ban, a szárnyasok 8%-ban, a kecskék 3%-ban, míg a tojástermelés szintén 3%-ban járult hozzá a szén-dioxid egyenértékben kifejezett teljes GHG kibocsátáshoz az EU 27 országában 2007-ben (SMITH et al. 2008). Az állattenyésztés, illetve a hústermelés GHG kibocsátása jelentős mértékben a szektor szerkezetétől (állatok félesége) és az alkalmazott technológiáktól (tartásmód) függ. Megjegyzendő, hogy az élelmiszertermeléshez köthető kibocsátások csökkentésének lehetőségei egyelőre erősen behatároltnak tűnnek – a jelenlegi fogyasztási igények mellett.



2. ábra: A globális szarvasmarha alapú hústermelés, az állattenyésztésből eredő üvegházhatású gázkibocsátás (FAOSTAT 2015), illetve a globális léghőmérsékleti anomália (eltérés a 20. század átlagától, www.noaa.gov) időbeli változása

2.2. Az állattenyésztés és a húsfogyasztás intenzitása

A globálisan növekvő népességgel és a bővülő hús alapú ételmezés igényével együtt, növekszik a globális hústermelés is (2. ábra). Jelenleg közel 1,5 milliárd szarvasmarhát tartanak számon a világon, amely évi 63 millió tonna hús produkciót eredményez (2. ábra) (FAOSTAT 2015). A szarvasmarha-állomány jelentős része Ázsiában (Kína, India) és Amerikában (Brazília, USA),

míg kisebb hányada Európában található (FAOSTAT 2015). Európán belül a szarvasmarha termelés 70%-a Franciaországra, Spanyolországra, az Egyesült Királyságra, illetve Írországra koncentrálódik (EUROSTAT 2015). Kelet-Európában a szarvasmarha állomány a rendszerváltozást követően (1985-87) a felére csökkent (KSH 2015). Az elmúlt időszakban (2011-2013) azonban a szarvasmarha-állomány 13%-os növekedést mutatott (összesen 783 ezer darab, KSH 2015), amely biztató a hazai tenyésztés újraéledése szempontjából. A hatékony élelmiszerellátásra egyre nagyobb szükség van, mert az előrejelzések szerint a fejlett országokban az egy főre eső húsfogyasztás évi 78 kg-ról 94 kg-ra fog növekedni, míg a fejlődő országokban 20 %-kal fog emelkedni a hústermelés 2002 és 2050 között (FAO 2006). Az állattenyésztéshez kapcsolt tevékenységek összterülete jelenleg a világ mezőgazdasági területeinek több, mint 70%-át foglalják el (STEHFEST et al. 2009). A szárazföldek 25%-át pedig kifejezetten legeltetéssel hasznosítják (STEHFEST et al. 2009). A növekvő igények kielégítése tehát az állattartó gyepek további növelésével nehezen kivitelezhető (BAJZELJ et al. 2014). Braziliában ugyan jelentősen nőttek a legelő területek, de mindez a trópusi erdők rovására, azok égetésével valósult meg (SETTELE et al. 2014). Az állattenyésztés fenntartása nem csupán a húsfogyasztás biztosításának, hanem az állattenyésztéshez kapcsolódó gazdasági és szociális javak fenntartásának szempontjából is fontos. Az ágazat globálisan több mint 800 millió ember közvetlen megélhetését szolgálja (SOUSSANA AND LEMAIRE 2013).

A növekvő hús-igény kielégítésének, valamint a húsalapú élelmiszer-ellátásbiztonság és a foglalkoztatottság növelésének érdekében az állattenyésztés hatékonyságának (FAO 2013), és produktivitásának növelésére van szükség, a fenntarthatóság (hatékony víz-, tápanyag-, és területhasználat) keretei között (TILMAN et al. 2002). A produkció növelést az éghajlatváltozáshoz történő alkalmazkodás és éghajlatváltozást mérséklő folyamatok elősegítése mellett szükséges elérni.

Az állattartó gyepek produktivitásának növelésében jelentős szerepe lehet a szén-dioxid felvételért felelős növényi közösségeknek, mert a szén-dioxidot az eltérő növényi közösségek különböző mértékben köthetik meg (KLUMPP et al. 2011, LeCAIN et al. 2002). A különböző növényi közösségek összetételét az éghajlat és a termőhelyi adottságok mellett a gazdálkodási tevékenységek (legeltetés, kaszálás) alakítják ki, ezért fontos a különböző állat-eltartó gyepek cönológiai szerkezetének ismerete és a megfelelő gyepek fenntartása (PYKÄLÄ 2005, SOCHER et al. 2012, SZEMÁN 2006).

2.3. A gazdálkodás hatása az állat-eltartó gyepek cönológiai szerkezetére

A gyepek megfelelő produktivitása nélkülözhetetlen az állatok eltartásában. A gyepek produktivását (szén-dioxid felvételét) pedig jelentősen befolyásolhatja a vegetáció összetétele. Megfigyelték, hogy a gyepek biodiverzitása és produktivitása között egy haranggörbével leírható összefüggés áll fenn (FRASER et al. 2015). Ez azt jelenti, hogy a produktivitás emelkedésével a fajszám is növekedett, de egy szint után, ahol a környezeti feltételek már nem szélsőségesek és nem limitálnak, ott az összefüggés a visszájára fordult, tehát jelentős produktivitást kevés, erősen kompetitív faj mutatott (FRASER et al. 2015). A fajszám és a környezeti tényezők tehát együttesen befolyásolták a produktivitást. Kimutatták továbbá, hogy diverzebb gyepek alatt a talaj széntárolása is magasabb, amely a magasabb produktiváshoz köthető (CONG et al. 2014). Egy másik vizsgálatban a fajszám 4-ről 16-ra történő növelése annyival növelte a produkciót, mintha évi 54 kg nitrogént juttattak volna ki a területre hektáronként, tehát a fajszám növelése serkentőleg hatott a produkcióra; szinte kiváltotta a műtrágyázás hatását (TILMAN et al. 2012). Jelentős műtrágyázás (60-380 kg N ha⁻¹ év⁻¹) eredményeképpen csökken az egyik legjelentősebb környezeti limitáló tényező, a nitrogénhiány hatása, így kevés fajú gyepekben is viszonylag magas produktivitást értek el. De kiemelendő, hogy csak az arra megfelelő fajok, pl. az angolperje (*Lolium perenne*), a nádképu csenkesz (*Festuca arundinacea*), vagy a csomós ebír

(*Dactylis glomerata*) alkalmazásával (SENAPATI et al. 2014). Egy több mint 50 éves kísérletben kimutatták, hogy a kezelések a produkció szempontjából döntő mértékben befolyásolták a vegetáció összetételét (LeCAIN et al. 2002). A kísérletben a legelés-kizárás hatására nőtt a C3-as, míg a legelők a C4-es fotoszintézissel bíró fajok aránya, amelynek következtében hidegebb évben a legelés-kizárt, míg száraz, meleg évben a legelő mutatott jelentősebb szén-dioxid felvételt (LeCAIN et al. 2002). Tehát a cönológiai különbség eltérő szén-dioxid felvevő kapacitást eredményezett a két gyeptípusban (LeCAIN et al. 2002). Kimutatták, hogy az ökoszisztéma szén-dioxid felvevő kapacitására közvetve hatással volt az eltérő legelés-intenzitással kialakult növényközösség (KLUMPP et al. 2011).

A legeltetés, illetve a kaszálás jelentősen megváltoztathatja az ott élő fajok összetételét (KOVÁCS és CSÍZI 2004), így takarmány-termelő képességét is (MOOG et al. 2002, JANTUNEN 2003, FRITCH et al. 2011, JACQUEMYN et al. 2011, SOCHER et al. 2012). Kimutatták, hogy kedvezőtlen gyepgazdálkodás (pl. túllegetetés, illetve intenzív kaszálás) és szárazság hatására a gyeptípus felnyílhat; alkalmatlanná válva a további növényi és ezen keresztül az állati produkció biztosítására (STRINGER et al. 2009). Az extenzív legeltetés, illetve az alacsony intenzitású kaszálás hatására a fajszám növekedésén keresztül akár javulhat is a gyeptípus botanikai összetétele (JANTUNEN 2003, FRITCH et al. 2011, SOCHER et al. 2012). Számos külföldi (LAVRENKO AND KARAMYSHEVA 1993, SALA et al. 1996, PYKÄLÄ 2005) és hazai vizsgálat is kimutatta, hogy az extenzív legeltetés és kaszálás növelte a fajdiverzitást, illetve fenntartotta a biodiverzitást (HÁZI 2012, PENKSZA et al. 2005, PENKSZA et al. 2010). Szelektív legelés hatására azonban növekedhet a takarmányozás szempontjából értéktelen, szűrős fajok aránya a gyeptípusban, mint pl. a tövises iglice (*Ononis spinosa*), vagy a mezei iringó (*Eryngium campestre*). Szarvasmarhák legelése során általában csökken az ernyősök, illetve fészkesek aránya és nő a pázsitfűvek, illetve a szálfűvek, mint pl. a csomós ebír (*Dactylis glomerata*) vagy a réti csenkesz (*Festuca pratensis*) aránya (KOVÁCS és CSÍZI 2004). Kimutatták, hogy erős taposási, legelési terhelés hatására lecsökkenhet a szálfűvek aránya (pl. magyar rozsnok, *Bromus inermis*; tarackbúza, *Elymus repens*) és növekedhet a rövid sarjhajtású aljfüvek aránya a gyeptípusban (pl. veresnadrág csenkesz, *Festuca pseudovina*) (KOVÁCS és CSÍZI 2004).

A legeltetéssel szemben a kaszálás hatására kimutatták, hogy nőtt a szárazság- és zavarástűrő fajok elterjedése, mert a kaszálás után megnőtt a felszín érő fényintenzitás és hőmennyiség, illetve hosszútávon csökkent a tápanyagok (avar) utánpótlása is (SOCHER et al. 2012). Kaszálás hatására elszaporodhatnak a vegetatív úton terjedő fajok pl. a magyar rozsnok (*Bromus inermis*), tarackbúza (*Elymus repens*), illetve a gyökérsarjjas fajok pl. szürke aszat (*Cirsium canum*) (KOVÁCS és CSÍZI 2004).

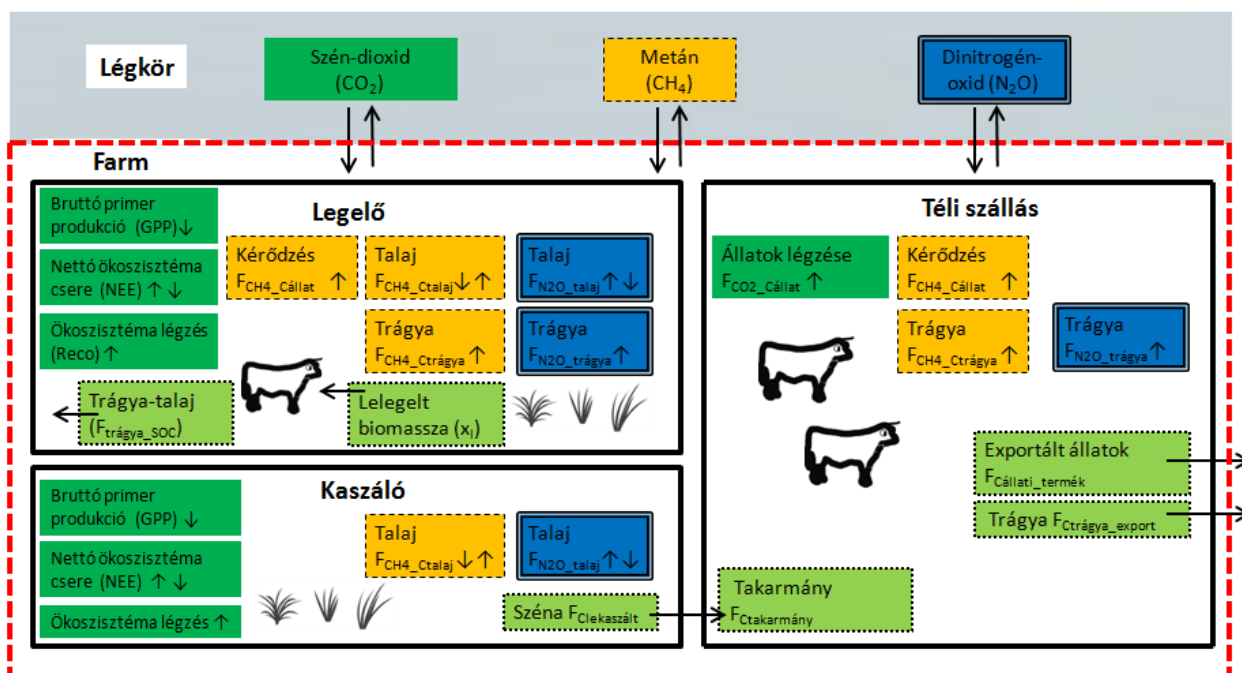
Kevés ugyanakkor a hasonló éghajlati és edafikus adottságokkal rendelkező területre vonatkozó, a legeltetést és kaszálást összehasonlító olyan botanikai vizsgálat, amely a fajszámon túl a mélyebb cönológiai szerkezetváltozásra irányulna (JANTUNEN 2003). A fajszámra épülő vizsgálatok hátránya, hogy csak többéves vizsgálat után figyelhető meg a gazdálkodás-váltásra esetlegesen bekövetkező fajösszetételbeli változás (JANTUNEN 2003, PYKÄLÄ 2005, SOCHER et al. 2012). Ezzel szemben a mikrocönológiai vizsgálatok már korábban indikálhatják a gyeptípus szerkezetében bekövetkező változásokat (VIRÁGH et al. 2000, BARTHA 2008). A felnyílás, degradáció pedig megnyilvánulhat a gyeptípus produkciójában, szén-dioxid felvételében is.

2.4. Farm szintű szén-dioxid és szén fluxusok

2.4.1. A legelő és a kaszáló szén-dioxid és szén fluxusai

A nettó üvegházgáz-mérlegben (NGHG) az egyik legfontosabb fluxus a légköri szén-dioxidból a növényzet fotoszintézise révén összesen felvett szén mennyisége (3. ábra), vagyis a bruttó primer produkció (Gross Primary Production, GPP) (BUCHMANN AND SCHULZE 1999). A felvett szén szénhidrátok formájában épül be és hasznosul a növények, illetve a növények

elfogyasztása révén az állatok szervezetében. A raktározott szén a légzés során szabadul fel, illetve a szerves-anyagok bomlása során a talajba kerül. A légkörből felvett szén egy része tehát a növények, az állatok, illetve a talaj élővilágának, összességében az ökoszisztéma légzése (Ecosystem Respiration, Reco) során kerül vissza a légkörbe (3. ábra). Az ökoszisztéma által összesen felvett (GPP) és kibocsátott (Reco) szén-dioxid fluxus különbsége a nettó ökoszisztéma gázcsere ($-NEE = GPP - Reco$, Net Ecosystem Exchange) (BUCHMANN AND SCHULZE 1999, NAGY et al. 2010). A mikrometeorológiai megközelítés alapján az ökoszisztéma (farm) felé áramló szén-dioxid forgalom előjele negatív, mert a növényzet által felvett szén-dioxid veszteség a légkör számára, ám ez nyereség az ökoszisztéma számára, ezért az NEE előtt egy (-1)-es szorzó szerepel, így a szénmérlegben az ökoszisztéma felvétele (nyeresége) pozitív (SOUSSANA et al. 2007a, HASZPRA et al. 2010).



3. ábra: Farm szintű üvegházgáz és szén fluxusok legelőn, kaszálón, és az állatok téli szállásához köthető rendszer esetében. A felfelé (légkör felé) és a laterális irányba (jobbra) mutató nyilak a rendszer számára veszteséget (negatív fluxus), míg a lefelé mutató nyilak nyereséget (pozitív) jelentenek (saját készítésű ábra).

Az NEE-t egy évre vetítve adják meg, így értéke felöleli a vegetáció és a gazdálkodás teljes éves ciklusát. Az NEE éves és évek közötti variabilitását kontinentális gyepek esetében gyakran a csapadékellátottság határozza meg (JAKSIC et al. 2006, NAGY et al. 2007). A szén-dioxid felvétel általában tavasszal, nyár elején kedvező vízellátottság mellett dominál (WOHLFAHRT et al. 2008). Ekkor a GPP relatíve magasabb az ökoszisztéma légzési szénvesztéséhez (Reco) képest. A Reco relatív emelkedése a GPP-vel szemben télen, illetve aszály esetén nyáron, vagy pl. kaszálás után tapasztalható (WOHLFAHRT et al. 2008).

A gyepek a fluktuáló időjárás, illetve a különböző gazdálkodási módok ellenére, számos vizsgált helyen, az eddy kovariancia alapú megfigyelések alapján, nettó szén-dioxid felvevőként viselkedtek (SOUSSANA et al. 2007a, GILMANOV et al. 2010, OLIPHANT 2012). Hús európai gyepe kiterjedő eddy kovariancia alapú vizsgálat során a felvétel $650 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ elnyelés és $160 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ kibocsátás között alakult (GILMANOV et al. 2007). A hazai vizsgálati helyszínek közül a bugaci homok-pusztagyep átlagos elnyelése $109 \pm 106 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ volt (2003-2013), a szurdokpüspöki hegyi legelőé $79 \pm 83 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ volt (2004-2008), míg a hegyhátsági vegyes hasznosítású területé $179 \pm 54 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ volt (1999-2000, 2007-2009) (HASZPRA et al. 2010). E három mérőállomás bizonyára kevéssé reprezentálja a hazánk területének 8%-át borító gyepek viselkedését (760 ezer ha) (KSH 2015). Az eltérő használat (pl.

legeltetés, kaszálás, felhagyás), illetve az eltérő intenzitású használat (trágyázás, felülvetés, szelektív legelés) eltérő hatással bír az éves szénfelvételle (K'OTUTO et al. 2012, RUMPEL et al. 2015).

Pásztoroló, szakaszos legeltetés hatására, az évi egyszeri vagy többszöri kaszálással ellentétben, fokozatos a biomassa eltávolítása. Legeltetés mellett a tápanyagok visszapótlása (trágyázás) is fokozatos, szemben a kaszálással. Számos kutatás vizsgálta a legeltetés (LeCAIN et al. 2002, SOUSSANA et al. 2010) és a kaszálás (LÓPEZ-MÁRSICO et al. 2015, SOUSSANA et al. 2010, XU et al. 2012) NEE-re gyakorolt hatását, de eltérő éghajlat, gazdálkodási intenzitás és fajösszetétel mellett, ezért a gazdálkodás kizárólagos hatását nem lehet megállapítani.

Különböző gyepek éves NEE összegét az eltérő éghajlat, időjárási fluktuációk, illetve az eltérő gazdálkodási módok mellett az eltérő talajtulajdonságok (pl. szerves-szénmennyiség, térbeli heterogenitás) is meghatározzák (GILMANOV et al. 2007, WOHLFAHRT et al. 2008). A talaj fontos szerepet tölt be a gyepek széntárolásában, mert gyepek esetében a talaj jelenti a szén hosszútávú raktárát pl. az erdővel ellentétben, ahol jelentős mennyiségű szén nemcsak a felszín alatt, de a felszín feletti fatörzsekben is felhalmozódik (MARJANOVIC et al. 2010).

A gyepek szénraktára jelentős: a világ talajaiban lévő szén 20%-át tartalmazzák (CONANT 2010). A gyepek nem megfelelő kezelése esetén, pl. túllegeltetés (SMITH et al. 2008), vagy degradáció hatására (ZHANG et al. 2011), illetve tájhasználati változások hatására ez a szénkészlet csökkenhet (SOUSSANA et al. 2004). A talajban lévő szén a talajlégzés természetes folyamatán keresztül távozik a légkörbe, ám a globális hőmérséklet, illetve növényi produktivitás emelkedésével fokozódhat talajlégzés (BOND-LAMBERTY AND THOMSON 2010). Ha az ökoszisztémák szénvesztése a talaj, illetve az ökoszisztéma légzésen keresztül felülmúlja a szénfelvételt, akkor az a légköri szén-dioxid koncentráció növekedésén keresztül erősíti az üvegházhatást (DAVIDSON AND JANSSENS 2006, LAL 2008). A talajlégzés mérése ezért kiemelten fontos a különböző gazdálkodási tevékenységek éghajlatvédelmi szempontjainak megítélésénél.

2.4.2. A talajlégzés

A talajlégzés (Rs) a gyökerek, a talajfauna és a gombák, valamint a mikroorganizmusok (pl. baktériumok, algák, protozoák) lebontó és fenntartó életfolyamatainak eredményeképpen, a talajból a légkör felé irányuló szén-dioxid áramot jelenti (LOU AND ZHOU 2006).

A talajlégzés a teljes ökoszisztéma légzés változó arányú részét képezi különböző gyepeken. Egy mérsékelt, kontinentális éghajlatú gyepon a talajlégzés a teljes ökoszisztéma légzés 68%-ának (LENHART 2008), félszáraz sztyeppén 47-72%-ának (GENG AND LUO 2011), míg egy magas fűvű prérin 40-100%-ának adódott (FRANZLUEBBERS et al. 2002).

Általánosságban az a tendencia, hogy növekvő talajhőmérséklet (Ts) és talajnedvesség (SWC) mellett a talajlégzés emelkedik (LOU AND ZHOU 2006). Magas hőmérsékleten (35°C felett) ugyanakkor a szénhidrátok gyökérbe történő limitált transzportja, illetve a gyökerek redukált víz ellátottsága miatt már csökken a talajlégzés (ATKIN et al. 2000). A túl magas SWC (40%) szintén limitálja az Rs-t a gyökerek korlátozott oxigén-ellátottsága miatt (MOYANO et al. 2013, BURRI et al. 2014). A gyökerek mellett magas hőmérsékleten (akár 25 °C-tól), illetve erősen oxigénhiányos környezetben (0,01-0,02 m⁻³ m⁻³) a mikrobiális légzés is csökken (LOU AND ZHOU 2006). A talajlégzést erősen befolyásolja a talaj szerves széntartalma is; magasabb széntartalmú talajok szén-dioxid kibocsátása magasabbnak bizonyult (HOU et al. 2014, FÓTI et al. 2014).

A talajlégzésre az abiotikus tényezők mellett (Ts, SWC, oxigén ellátottság, pH, talajösszetétel) a biotikus tényezők is hatással vannak (CURIEL et al. 2004). A felszín alatti biomassa a felszín felett megkötött szénhidrátokat használja fel fenntartási és növekedési légzéséhez, ezért a felszín feletti fotoszintetikus aktivitás meghatározza a talajlégzést (HÖGBERG AND READ 2006).

Magasabb produktivitású gyepeken ennek megfelelően magasabb talajlégzést is mértek (BOND-LAMBERTY AND THOMSON 2010, DIAS et al. 2010). Ezért egyre több kutatás javasolja, hogy a talajlégzés fotoszintézis függését bele kell venni a talajlégzést leíró modellekbe (BAHN et al. 2009, BALOGH et al. 2011, HUANG AND NIU 2012).

A talajlégzést a különböző gazdálkodási módok (pl. legeltetés vagy kaszálás) is befolyásolhatják, elsősorban az abiotikus és a biotikus tényezők megváltoztatásán keresztül (JIA AND WEI 2012, SHAHZAD et al. 2012). Az eddigi vizsgálatok megállapították, hogy a legeltetést, illetve a kaszálást követően rövidtávon csökken a talajlégzés, elsősorban a csökkent fotoszintetikus produktumok utánpótlása miatt (BAHN et al. 2008, BREMER AND HAM 2002). Hosszú távon azonban a legeltetés akár növelheti is a talajlégzést a stimulált biomassza-produkció miatt, amely gyökérnövekedéshez, illetve intenzívebb gyökér légzéshez járulhat hozzá (LOU AND ZHOU 2006). Éves szinten korábban még nem hasonlították össze közvetlenül a legelés és kaszálás kizárólagos hatását a talajlégzésre nézve, úgy, hogy kizárták volna az egyéb területi különbségekből adódó hatótényezőket (pl. eltérő klíma, vegetáció) (FRANK et al. 2006).

A növényzet faji és szerkezeti összetételének talajlégzésre gyakorolt hatása szintén kevésbé kutatott (METCALFE et al. 2011). Ezért fontos a gazdálkodási módok, illetve a növényzet hatásának vizsgálata a talajlégzésre, mint az ökoszisztéma egyik jelentős szénvesztésére vonatkozóan.

2.5. Farm szintű metán fluxusok

Fermentáció

A gyeplépcső növényeit, a kérődző állatok sajátos bélflórájuknak és emésztőrendszerüknek köszönhetően, képesek megemészteni. Ugyanakkor ez a táplálkozási képesség metán (CH_4) termeléssel jár együtt; ez a fermentáció során felszabaduló éves metán fluxus ($F_{\text{CH}_4, \text{Cállat}}$) (3. ábra). A tehének táplálkozásuk során felvett szén 4%-át bocsátják ki metánként kérődzéssel (SOUSSANA et al. 2010). Egy közép-európai tartásmódra jellemző legelőn tartott tehén évente átlagosan 58 kg metánt bocsát ki a légkörbe (IPCC 2006a), ami közel 2 tonna szén-dioxid kibocsátásával egyenértékű. Ekkora mennyiségű szén-dioxidot egy 100 kilométeren 8 liter üzemanyagot fogyasztó autó Lisszabon és Peking között megtett út alatt bocsát ki (12 ezer km). Intenzív tartás és magas tejhozam mellett (8400 liter tej állategység⁻¹ év⁻¹) egy tejelő tehén akár 128 kg metánt is kibocsáthat évente (0,01 kg metán kibocsátás mellett liter tejenként). Extenzív legeltetés mellett egy állategység csak 46 kg metánt bocsát ki, de kevesebb, 475 liter éves tejhozam mellett (0,09 kg metán kibocsátás liter tejenként) (IPCC 2006a). Mindezek összességében az állattenyésztés jelentős, évi 100-135 Tg metán légkörbe kerüléséért felelős (IPCC 2013). Ez negyedével magasabb a fosszilis tüzelőanyagok előállítás, feldolgozása, illetve a közlekedés során keletkező metán mennyiségénél (IPCC 2013). Figyelemre méltó, hogy a közben létrehozott 8400 liter tejet egy Magyarországon élő ember 55 év alatt fogyaszt el, míg nem szükséges Lisszabonból Pekingbe autózni, vagyis bizonyos mértékig létfenntartásunk természetes szükséglete a tejhez kötődő kibocsátás.

Trágya bomlása

Az állatok kérődzése mellett a trágya anaerob lebomlása során is kerülhet metán a légkörbe (SOUSSANA et al. 2010); ez jelenti a trágya metán fluxusát ($F_{\text{CH}_4, \text{Ctrágya}}$, 3. ábra). A legelőn tartott állatoknál a trágya éves mennyiségének 30-40%-a a legelőn marad, míg 60-70%-a az istállóban, illetve a karámban képződik, és innen szállítják el, elsősorban a mezőgazdasági területek trágyázására (PETERSEN et al. 2013). Ezzel a tartási technológiával, egy számos állatra vetítve, évente 33 kg metán kerül a légkörbe (KIS-KOVÁCS et al. 2014). A szántóföldekre, vagy akár a kaszálókra kijutatott trágya növeli a talajok szervesanyag-tartalmát,

és javítja a talajok szerkezetét. A trágya nem megfelelő kezelése során azonban jelentős mennyiségű metánként távozó szén veszhet el, rontva a trágya minőségét, ezért a trágyakezelés során különböző metánkibocsátást-csökkentő technológiákat alkalmaznak. A tehén trágya híg, illetve szilárd fázisra történő szétválasztásával pl. 9-42%-kal, hűtésével 31-46%-kal, szellőztetésével 57%-kal, míg takarásával 6-87%-kal csökkenthető a trágyából a légkörbe távozó metán mennyisége (IPCC 2006a, PETERSEN et al. 2013).

Talaj-eredetű metán fluxus

Metán kerül továbbá a légkörbe a talaj szerves anyagának anaerob lebomlása során is, de a gyepek akár nyelője is lehet a metánnak a talaj metanotróf mikroorganizmusainak köszönhetően (NYKÄNEN et al. 1996, KAYRANLI et al. 2010); a kibocsátás és az elnyelés eredője a talaj metán fluxusa ($F_{CH_4_Ctalaj}$) (STEINKAMP et al. 2001). Éves szinten a metán talajban történő oxidációja $0,6 \text{ g m}^{-2}$ metánelnyelést is jelenthet (SOUSSANA et al. 2010). Kimutatták, hogy a jól szellőzött, vízzel nem telített talajok globális viszonylatban a légköri metán elnyelésének 10%-áért felelősek (PRATHER et al. 1996). A légkörből kikerülő metán jelentősebb része (90%) nem biológiailag, hanem a légköri hidroxil gyökökkel való reakciója során semlegesítődik (BOUSQUET et al. 2006).

Hangsúlyozandó, hogy metán globális melegítő hatása (GWP, Global Warming Potential) a szén-dioxidénak 34-szerese ($GWP_{CH_4}=34$) 100 éves időszakra vetítve (IPCC 2013). Ezért a metán kismértékű koncentráció-változása jelentős melegítő hatással bír.

2.6. Farm szintű dinitrogén-oxid fluxusok

A dinitrogén-oxid (N_2O) a trágya, illetve a talajba jutó nitrogén tartalmú vegyületek lebomlása során keletkezik és kerül a légkörbe. Ezek jelentik a trágya ($F_{N_2O_trágya}$), illetve a talaj ($F_{N_2O_talaj}$) dinitrogén-oxid fluxusát (3. ábra) (FLECHARD et al. 2007). A lebontásban a nitrifikációs, illetve a denitrifikációs folyamatokért felelős aerob, illetve anaerob baktériumok vesznek részt. Az aerob nitrifikáció során több lépésben ammónia oxidálódik nitráttá. A nitrát anaerob denitrifikációs folyamatok révén redukálódhat nitritté, nitrit-oxiddá, majd pedig dinitrogén-oxiddá (VELTHOF AND OENEMA 1997). A dinitrogén-oxid 100 éves légköri tartózkodási idővel számolva 298-szor erősebb melegítő hatással bír ($GWP_{N_2O}=298$), mint az ugyanennyi időre vonatkoztatott szén-dioxid (IPCC 2013), ezért kismértékű koncentráció-változása a metánhoz képest is jelentősebb melegítő hatással bír. Így a dinitrogén-oxid képződését befolyásoló abiotikus (talajhőmérséklet, talajnedvesség, pH), illetve biotikus (szubsztrát-ellátottság, talaj szervesszén-tartalom, nitrifikáló és denitrifikáló baktériumok) tényezők feltárása mellett legalább ilyen fontos a fluxus szabályozása is pl. különböző művelési módokon keresztül (HORVÁTH et al. 2010, SOUSSANA et al. 2010). Dinitrogén-oxid felszabadulás közepesen nedves, tehát oxigénben relatíve szegény talajokban, megfelelő szubsztrát-ellátottság mellett jellemző (HORVÁTH et al. 2008). Magas dinitrogén-oxid kibocsátás jellemző továbbá a műtrágyázott gyepekre is (MOSIER et al. 1998).

A denitrifikációs folyamatok révén az N_2O reduktázok hatására a dinitrogén-oxid redukálódhat, az üvegházhatás szempontjából semleges nitrogén-gázzá. A talaj ebben az esetben nettó nyelője is lehet a dinitrogén-oxidnak (CHAPUIS-LARDY et al. 2007). Az eddigi mérések alapján a vizsgált kilenc európai gyepek évente átlagosan 25 g m^{-2} szén-dioxid egyenértéknek megfelelő dinitrogén-oxidot bocsátott ki a légkörbe (SOUSSANA et al. 2007a). A dinitrogén-oxid fluxus jelentős tér- és időbeli variabilitása miatt ezt a becslést 50%-os bizonytalanság terheli (SOUSSANA et al. 2010), ezért célszerű a fluxus gyakori és több ponton történő mérése. A dinitrogén-oxid lebomlása az N_2O reduktázok mellett a sztratoszférikus fotokémiai oxidáció révén ultra-ibolya fény hatására valósul meg (THOMSON et al. 2012).

2.7. Farm szintű éves nettó ökoszisztéma szén- és üvegházgáz-mérleg

A farm szintű nettó ökoszisztéma szénmérleg (Net Ecosystem Carbon Balance, NECB) számításánál figyelembe veszik a különböző gyepek (legelő, kaszáló) szén-dioxid mérlege (NEE) mellett a metánban (CH_4) lévő szén (C) forgalmát, illetve a laterális széntranszferben szerepet játszó egyéb szénkomponenseket is (3. ábra) (CHAPIN et al. 2006, SOUSSANA 2010 et al. 2010). A farm szintű laterális széntranszferben szerepet játszó komponensek a téli szállásra behozott takarmányt ($F_{\text{Ctakarmány}}$), illetve az elvitt szénát ($F_{\text{Clekaszált}}$), és az exportált állati termékekben ($F_{\text{Cállati_termék}}$), valamint az elvitt trágyában ($F_{\text{Ctrágya_export}}$) a farmról távozó szénmennyiséget jelentik (ALLARD et al. 2007). A gyepek szénfelvétele (NEE) tartalmazhatja a legelő állatok légzése során felszabadult szén-dioxidot is ($F_{\text{CO}_2_Cállat}$), de ennek hiányában ezt a komponenst (kibocsátást) az állatlétszámból becsüljük, s így kerül be a nettó ökoszisztéma szénmérlegbe. Potenciálisan szén távozhat továbbá a farmról kilúgozás, erózió, illetve tűz hatására is, valamint pl. illékony szerves vegyületek formájában (SOUSSANA et al. 2010). A nettó ökoszisztéma szénmérleg (NECB), illetve SOUSSANA et al. (2010) esetében az NCS (nettó széntárolás, Net Carbon Storage) tehát a vizsgált rendszer területességére és egy évre vonatkoztatott összes szén alapú felvételnek és kibocsátásnak az eredője (CHAPIN et al. 2006, SOUSSANA et al. 2010). A bugaci farmra adaptált nettó ökoszisztéma szénmérlegek (NECB) egyenletei a módszerek fejezetben találhatóak (17-20. egyenletek).

Az üvegházgáz-mérleg (Net Greenhouse Gas balance, NGHG) a nettó ökoszisztéma szénmérleg (NECB) mellett figyelembe veszi a metán és a dinitrogén-oxid fluxusokat is azok globális melegítő (GWP) hatásával számolva (3. ábra) (SOUSSANA et al. 2010). Az NGHG mérlegben a metán (CH_4) fluxus nem szénként (C) szerepel, hanem szén-dioxid egyenértékben kifejezett metánként (GWP_{CH_4}). Az éves NGHG mérleg számításhoz először a nettó ökoszisztéma szénmérleget (NECB) szén-dioxid egyenértékben kifejezve adják meg ($k_{\text{CO}_2}=12/44$), majd ehhez adják hozzá a szén-dioxid egyenértékben kifejezett metán ($\text{GWP}_{\text{CH}_4}F_{\text{CH}_4}$) és a dinitrogén-oxid ($\text{GWP}_{\text{N}_2\text{O}}F_{\text{N}_2\text{O}}$) fluxusokat (F) (SOUSSANA et al. 2010). E három gáz legelőhöz, kaszálóhoz, illetve a téli szállásoláshoz köthető éves fluxusa alkotja együttesen a farm szintű nettó évi üvegházgáz-mérleget. A CHAPIN et al. (2006) által leírt NECB, tartalmilag megegyezik a később SOUSSANA et al. (2010) által használt NCS-el (nettó széntárolás, Net carbon Storage). Az NECB (CHAPIN et al. 2006), illetve az NCS (SOUSSANA et al. 2010) alapján a bugaci farmra adaptált nettó üvegházgáz-mérleg egyenlete a módszerek fejezetben található (21. egyenlet). Az üvegházgáz-mérleg az adott rendszerre nézve, tehát a legelőre, kaszálóra, téli szállásra és a farmra nézve releváns fluxusok összessége.

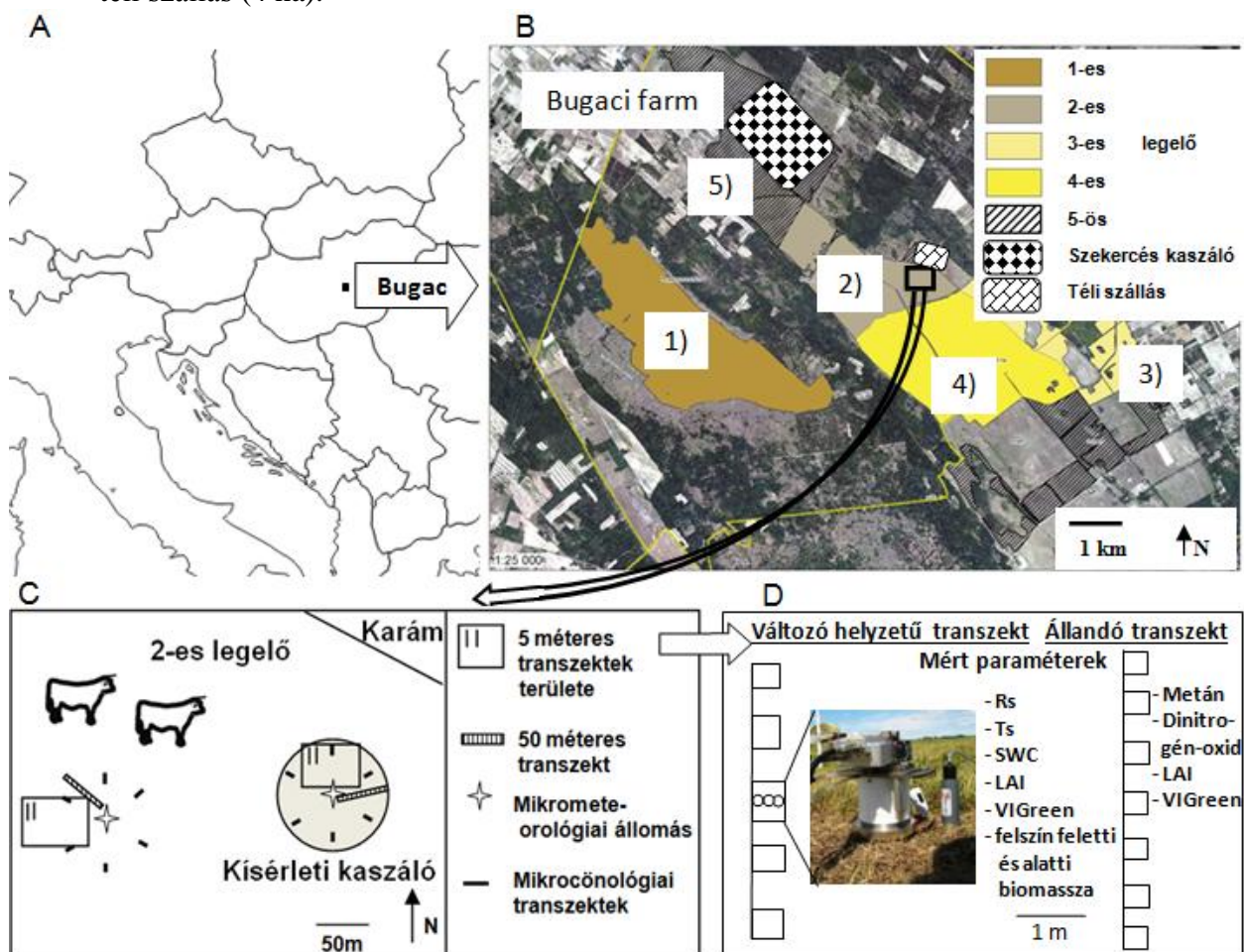
3. MÓDSZEREK

3.1. A bugaci kutatási terület és a mérések elrendezése, ideje

A kutatást a Kiskunsági Nemzeti Parkhoz tartozó bugaci szürkemarha farmon (46°41'28"N, 19°36'42"E; 106 m tengerszint feletti magasság) és az állatok ellátását szolgáló kaszálókra vonatkoztatva végeztük el (4.a ábra). A szürkemarha farm területének éghajlata száraz, kontinentális. Az éves középhőmérséklet 10,4°C, míg az éves csapadékösszeg 575 mm (2003-2014). A gyep talaja csernozjom típusú humuszos homoktalaj, magas szervesszén-tartalommal (NAGY et al. 2010). A vegetáció zárt, félszáraz homokpusztagyep.

A farmhoz tartozó és az állatok ellátását biztosító területek az alábbiak voltak (1921 ha):

- legelők (1070 ha),
 - kaszálók (847 ha),
 - kísérleti kaszáló (1 ha),
 - Szekercés kaszáló (150 ha),
 - az állatok ellátását biztosító további kaszálók (696 ha),
- téli szállás (4 ha).



4. ábra: A bugaci kutatási terület elhelyezkedése (<http://d-maps.com>) (A), a legelő egységek és a kísérleti kaszáló (Kiskunsági Nemzeti Park térképe, módosítva) (B), a kísérleti elrendezés a vizsgált 2-es legelőn, illetve a kísérleti kaszálón (C), a transekttek mentén mért ökofiziológiai paraméterek (Rs: talajlégzés; Ts: talajhőmérséklet, SWC: talajnedvesség; LAI: levél terület index; VIGreen: zöld vegetációs index) (D). A D ábrán a talajlégzés mérő műszer (LICOR) kamrája látható (saját fotó).

A legelők

A legelő 5 egységből állt (1070 ha), amelyet a térségre jellemzően szakaszosan legeltettek (4.b ábra). A legelő bizonyos részeit legalább 40, más részeit már 150 éve legeltetéssel hasznosítják (Bíró Marianna vegetációs térképe alapján). A legelőt a termőhelyi és ökológiai adottságok mellett jelenleg elsősorban a természetvédelmi gyepterület, illetve az őshonos szürkemarka állomány (*Bos taurus primigenius podolicus*) fenntartása alakítja ki (5. ábra). A legeltetés farm szinten általában május végén kezdődött el és december közepéig tartott, egy számos állat per hektár körüli legelési nyomás (NLSU/q₁) mellett (2002-2013). A teljes legelőt érintő őszi tisztító kaszálását kivéve nem alkalmaztak egyéb művelést pl. öntözés, trágyázás, felületés, égetés stb. Az állatokat természetvédelmi génmegőrzés céljából tartják de húsmarhaként is hasznosítják, évente kb. 135±52 borjút vágnak le.



5. ábra: A bugaci legelő a szürkemarka gulya egy részével (itt és a továbbiakban saját fotók)

A kaszálók

A kísérleti kaszáló (1 ha) 2011-ben jelöltük ki a 2-es legelőn belül (6. ábra), a legelt területen lévő eddy kovariancia mérőállomástól kb. 250 méterre (4.c ábra). Fontos volt a terület közelsége a legelt területhez, mert így a talaj, és a növényzeti, illetve az éghajlati adottságok nagyon hasonlóak voltak a két területen, ami lehetővé tette, hogy kizárólag a kezelés (legeltetés vs. kaszálás) NGHG egyenlegre és annak komponenseire gyakorolt hatását vizsgáljuk.

Fontos volt továbbá a terület fizikai védettsége is. A kísérleti kaszáló 300 méterre található az őrháztól, így megoldható volt a mikrometeorológiai állomás telepítése, ellentétben a távolabb lévő Szekercés kaszálóval (4.b ábra). A kísérleti kaszálót villanypásztorral kerítettük körbe. A kísérleti kaszálón a térségre jellemzően évente egyszer kaszáltattunk a 2011-2013-as időszakban. A vágási magasság 6-10 cm volt. Az állatokat ellátó teljes kaszálók területét a kísérleti kaszáló produktuma és a behozott takarmány mennyisége alapján becsültük meg (847 ha). A kaszálókön öntözés, trágyázás, felületés, égetés stb. nem volt.



6. ábra: A kísérleti kaszáló, balra az eddy kovariancia nettó ökoszisztéma csere (NEE) mérőállomással

A téli szállás

Az állatok téli szálláshelye a kaszált területen lévő mikrometeorológiai állomástól 250 méterre észak-nyugatra helyezkedett el (4.b ábra). A téli szállás területe a farm egészéhez képest csekély volt (0,2%). A terület vegetációja minimális volt, felszínét talaj és szalma borította, ezért szén-dioxid megkötés itt nem fordult. A terület-arányos talajlégzése pedig minimális a farm egészéhez képest. Az állatok a behajtástól a kihajtásig a téli szálláson tartózkodtak (7. ábra). Téli takarmányként a vizsgált időszakban főképp szénát (pl. Szekercés kaszálóról), illetve kisebb mennyiségben lucernát kaptak. Aljazni való szalmát a környékről (Izsák, Tiszaalpár, Bócsa) hozták. A szalmát a trágyával együtt ki is vitték a területről, így a kivitt trágya mennyiségéből (mélyalmos trágya) levontuk a behozott szalma mennyiségét; ez a mennyiség tehát nem jelent meg a fluxusokban.



7. ábra: A téli szállás tavasszal a kihajtás előtt, baloldalt egy legelőre kiszökött borjú

A farm szint

A farm szint a legelők, a kaszálók és a téli szállás összességét jelenti. A farm szint tehát mindazt a területet jelöli, ami az állatok ellátáshoz szükséges (függetlenül attól, hogy a kaszálók, nem a legelt terület fizikai közelségében voltak, kivéve a Szekercés kaszálót), illetve mindazon üvegházgáz komponenseket foglalja magában (3. ábra), amelyek a gyephez és az állatokhoz kötődnek. Adatok híján a munkagépek GHG kibocsátásával nem számoltunk, de az extenzív, rideg tartás miatt ez az intenzív tartáshoz képest a lehető legminimálisabb. A farm szinten, tehát a legelőhöz, kaszálóhoz, téli szálláshoz, illetve az állatokhoz kapcsolódó GHG fluxusokat és az ezeket befolyásoló komponenseket mértük (1. táblázat) és összegeztük.

A mérések elrendezése a farm szinten belül

A farm szintű NGHG egyenleghez elengedhetetlen és opcionális, de a mérleg megértését segítő ökofiziológiai, cönológiai méréseket, az 1-es táblázatban gyűjtöttem össze. Az elengedhetetlen ökoszisztéma léptékű komponenseket (mikrometeorológia, szén-dioxid csere, talaj metán és dinitrogén-oxid fluxusa) a farmon belüli 2-es legelőterületen (1 ha), illetve a kísérleti kaszálón (1 ha) belül végeztük el (4.b-c ábra). A legelőket és a kaszálókat tehát egy-egy, a területeket jellemző modellt területeken vizsgáltuk. A talaj metán és dinitrogén-oxid fluxusának mérését, a legelt és a kaszált területen egyaránt, állandó helyzetű, 7 méter hosszú transzkek mentén végeztük el (7 ponton). Az NGHG egyenleghez szintén elengedhetetlen laterális széntranszferhez (széna, trágya, takarmány és az állati termékek exportja, importja), illetve az állatokhoz (állatok darabszáma, legeltetés ideje, helye stb.) kapcsolt fluxusok adatait a teljes farm szintre vonatkozóan a Kiskunsági Nemzeti Park munkatársaitól, gulyásaitól gyűjtöttük.

Az ökofiziológiai vizsgálatok a főbb szén-dioxid forgalmi komponensek (biomassza, talajlégzés) és a vegetációs indexek vizsgálatait foglalták magukban (4.d ábra). Az ökofiziológiai méréseket 5 méter hosszú, változó helyzetű transzkek mentén végeztük el 40×40 cm-es

kvadrátokban méterenként a legelt és a kaszált területen egyaránt (4.d ábra). A mérések során a biomasszát levágtuk, ezért a következő mintavételi időpont alkalmával az új transzekték helyét két méterrel távolabb jelöltük ki; ezért változó helyzetű transzekték. Állandó helyzetű, szintén 5, illetve 50 méter hosszú transzekték mentén a kvadrátok vegetációjának időbeli változását tudtuk követni a vegetációs reflektancia-indexeken (vegetációs index) keresztül (4.d ábra). Az 5 méteres és a hosszabb (50 méteres) állandó transzektékkel a biomassza térbeli heterogenitását vizsgáltuk.

A mérések ideje

A méréseket 2011 áprilisában kezdtük el és 2013 decemberében fejeztük be, kivéve a mikrocönológiai felvételezést, amelyet 2014 tavaszán is elvégeztünk.

A mikrometeorológiai és a szén-dioxid csere (NEE) mérések mind a két területen kvázi folyamatosak voltak (fél órás fluxusok).

Az ökofiziológiai méréseket nyáron és tavasszal két, ősszel három, míg télen három-négy hetente végeztük el. Összesen 56 ökofiziológiai mérési nap volt, ebből 51 esetben tudtuk az összes mérést befejezni (plusz kb. évi 5-6 terepi nap a kísérletek fenntartásával kapcsolatban). A cönológiai mérések közül a mikrocönológiai mérések hét darab, legalább kétnapos terepi kiszállást jelentettek (plusz hét olyan kiszállás volt, amikor előkészítettük a mikrocönológiai felvételezéseket). A gazdálkodási adatok gyűjtése (a szervezéssel együtt) évi kb. 3-4 napot vett igénybe. A labormunkákkal (talajszitálás, biomassza válogatás stb.), illetve a vegetációs képek feldolgozásával, adatok bevitelével és nem utolsósorban az adatok elemzésével és az eredmények szintézisével nem kis túlzással évek teltek el.

1. **táblázat:** A farm szintű üvegházgáz-mérleg elkészítéséhez szükséges (❗, Soussana et al. 2010) és opcionális (⚖️, saját mérlegelés alapján) adattípusok az üvegházhatású gázok fluxusáról és a komponensekről. A komponensek mellett hivatkozás a mérési módszerekre.

Üvegházhatású gázok			Gazdálkodási egységek		
Szén-dioxid (és szén)	Metán	Dinitrogén-oxid	Legelő	Kaszáló	Téli szállás
Ökoszisztéma léptékű komponensek					
Nettó ökoszisztéma csere; mikrometeorológia, eddy kovariancia (NAGY et al. 2010)			❗	❗	
	Talaj fluxus; kamrás mérés (HORVÁTH et al. 2010)	Talaj fluxus; kamrás mérés (HORVÁTH et al. 2010)	❗	❗	
	Trágya-eredetű fluxus; gazdálkodási adatok és KIS-KOVÁCS et al. (2014) alapján	Trágya-eredetű fluxus; gazdálkodási adatok és IPCC (2006a) alapján	❗		❗
Állatokhoz kapcsolt komponensek					
Állatok légzése (CO₂); gazdálkodási adatok és IPCC (2006a) alapján			❗		❗
	Állatok metán kibocsátása; IPCC (2006a) és SOUSSANA et al. (2010) alapján		❗		❗
Farm szintű komponensek, laterális széntranszport					
Széna (C); terepi mintavétel				❗	
Takarmány (C); gazdálkodási adatok alapján					❗
Trágya (C), gazdálkodási adatok alapján					❗
Állati termékek (C); gazdálkodási adatok alapján					❗
A farm üvegházgáz-mérlegének megértését segítő ökofiziológiai és cönológiai mérések					
Felszín feletti és alatti biomassza (szén) dinamika; terepi mintavétel, vegetációs indexek (CAMPBELL AND NORMAN 1989, GITELSON et al. 2002)			⚖️	⚖️	
Talaj széntartalom vizsgálat; talajmintavétel (MSZ-08-0012-6:1987)			⚖️	⚖️	
Talajlégzés (CO₂) mérés; infravörös gázanalizátor (BALOGH et al. 2011)			⚖️	⚖️	
Cönológiai vizsgálat; borítás becslés és mikrocönológiai vizsgálat (BARTHA 2008)			⚖️	⚖️	

3.2. Mikrometeorológiai mérések

A legelt és a kaszált területen léghőmérsékletet ($T_{\text{levegő}}$), relatív nedvességet (RH%), és szélsébséget (m s^{-1}) mértünk 2011 és 2013 között a mikrometeorológiai állomásokon (4.c ábra) (PINTÉR et al. 2008). Csapadék összeg (P) és fotoszintetikusan aktív sugárzás (PAR) méréseket csak a legelt területen végeztünk, tekintettel a két terület közelségére. Az aszályosságot a Gaussen-Bagnouls szárazság index alapján jellemeztük;

$$I = \frac{P}{2T} \quad (1),$$

ahol P a havi csapadék összeg és T a havi átlagos léghőmérséklet. Ha I értéke ($\text{mm } ^\circ\text{C}^{-1}$) egy alatt van, akkor az szárazságot jelent (BAGNOULS AND GAUSSEN 1957).

3.3. Cönológiai vizsgálatok

A legelő és a kaszáló üvegházgáz fluxusának összehasonlításánál fontos, hogy a két terület cönológiai szerkezete hasonló legyen, vagy legalábbis tárjuk fel azt, ha esetleges üvegházgáz forgalombeli különbségek eltérő cönológiai szerkezetre vezethetőek vissza. Ugyanis kimutatták, hogy a cönológiai különbség eltérő szén-dioxid felvevő kapacitást eredményezett (LeCAIN et al. 2002), illetve eltérő széntárolást eredményezett (McSHERRY AND RITCHIE 2013).

A cönológiai vizsgálatok mikrocönológiai, illetve fenológiai vizsgálatokat foglaltak magukban.

A mikrocönológiai vizsgálat

A mikrocönológiai vizsgálatokat a legelt és a kaszált területen egyaránt hat-hat darab öt méter hosszú, állandó helyzetű transzekt mentén végeztük el (4.c ábra). Egy mikrocönológiai transzekt 100 darab 5×5 cm-es mikrovadrátból állt. Ezekben jegyeztük fel az előforduló gyökerező növényfajokat, valamint a trágya és a minimum $2 \times 2 \times 1,5$ cm térfogatú avar, illetve a minimum 2×2 cm-es csupasz talajfelszín jelenlétét. A vegetáció felmérésénél azért alkalmaztunk mikrovadrátokat, mert egyrészt a gyepek kompakt, sűrű szerkezetűek voltak, valamint számos, hasonló morfológiájú fűféle alkotta a gyepeket, amelyeket szó szerint csak fűszálanként lehetett pontosan, faj szinten megkülönböztetni egymástól (lásd a 8. ábrán). A mikroléptékű vizsgálatok teszik lehetővé a várt kisléptékű és rövid idő alatt jelentkező botanikai változások megfigyelését (BARTHA 2008). A borításbecsléssel ellentétben a mikrovadrátok lecsökkentik a becslésből eredő hibát is.

A mikrocönológiai transzekteket sugárirányban helyeztük el 60° -onként és 40 méterre a meteorológiai állomásoktól (4.c ábra). A sugárirányú elrendezéssel biztosítottuk a terület vegetációbeli heterogenitásának lefedettségét. A transzektek kezdő és végpontját leszúrt fakarókkal rögzítettük. Így minden egyes felvételezés, a legkisebb bolygatás mellett, ugyanazon két pont között kihúzott, állandó pozíciójú transzekt mentén történhetett.

A növényeket lehetőség szerint faj szinten határoztuk meg KIRÁLY (2009) nomenklatúra alapján. Mivel a fajszintű terepi meghatározás nem minden esetben volt lehetséges, pl. virág vagy termés nélküli levelek esetében, ezért több faj taxon szinten összevontunk (pl. *Carex* spp., *Poa* spp.; 1. melléklet).

A mikrocönológiai felvételezés 2011-ben június 1-23., illetve szeptember 26. és 27. között zajlott. 2012-ben a felvételezést június 13-14., illetve október 10-13. között, 2013-ban június 10-12. és október 1-2. között, 2014-ben pedig május 29-30. között végeztük el. A május-júniusi mintavételeket „tavaszi”-ként, míg a szeptember-októberi felvételezéseket „őszi”-ként csoportosítottuk.

A mikroökológiai vizsgálatok kiértékelése

A mikroökológiai felvételezéseket az előforduló fajok száma, gyakorisága, illetve a mikrokvadrátok fajsűrűsége, a faj-terület görbe, a Shannon-diverzitás, a Sørensen index, a Rényi-féle diverzitás, a funkciós csoportok, valamint a ökológiai különbözőségi mátrixok alapján értékeltük ki.

A mikrokvadrátokban megtalálható növényfajok feljegyzése alapján egyből a fajok előfordulási gyakoriságát kaptuk meg, hiszen ha pl. 60 darab kvadrátban fordult elő egy adott faj a lehetséges 100-ból akkor annak 60%-os volt az előfordulási gyakorisága. A fajok előfordulási gyakoriságát egy felvételezési időponton belül a két kezelés között páros t-próbával hasonlítottuk össze. A fajsűrűséget az egy mikrokvadráton belül előforduló átlagos fajszám alapján számoltuk ki. A Rényi-féle diverzitás profilt az alábbiak alapján számoltuk (TÓTHMÉRÉSZ 2002):

$$HR(\alpha) = \frac{1}{1-\alpha} \log \sum_{i=1}^s p_i^\alpha \quad (2),$$

ahol α skálaparaméter ($\alpha \geq 0$, $\alpha \neq 1$), p pedig a fajok relatív gyakorisága. A Rényi-féle diverzitás egy diverzitási profilt ad eredményül. A profil $\alpha=0$ -nál a fajszám logaritmusát (extrém érzékeny a ritka fajokra), 1-nél a Shannon-diverzitást, 2-nél a Simpson, vagy kvadrikus diverzitást (érzékeny a tömeges fajokra), végül pedig 3-nál a dominancia indexet (érzékeny a domináns fajokra) adja eredményül (TÓTHMÉRÉSZ 2002).

A kezeléseket, illetve a különböző éveket ANOVA-val, illetve Tukey poszt-hoc teszttel hasonlítottuk össze. A fajösszetétel és vegetáció-szerkezet relatív tömegességére ható tényezők jelentőségének teszteléséhez elkészítettük a mikroökológiai transektok Bray-Curtis indexszel mért különbözőségi mátrixait is. A különbözőségi mátrixokon permutációs többváltozós varianciaelemzést (PERMANOVA) végeztünk a kezelések különbözőségének teszteléséhez. A számításokat R-ben végeztük el (R version 3.0.2).



8. ábra: Mikroökológiai felvételezés egy transekt mentén (balra Bartha Sándor, jobbra Csathó András István) (A), a képen balra egy keskenylevelű réti perje (*Poa angustifolia*) csónakos levele, míg jobbra a keskenylevelű sás (*Carex stenophylla*) rozsdás levelei láthatóak (B), fő tömegében veresnadrág csenkesz (*Festuca pseudovina*) alkotta csomó (C).

Fenológiai vizsgálat

A fenológiai vizsgálatokat a biomassza mintavételekkel párhuzamosan (nyáron és tavasszal két, ősszel három, míg télen három-négy hetente) végeztük el., az 5 méteres változó helyzetű transektok területén (4.c ábra). A fenológiai vizsgálat során a főbb állományalkotó fajok borításának időbeli változását követtük nyomon két-három hetes időközönként. A fajok borítását (%) ugyanazon öt darab 40 × 40 cm-es kvadrátokban jegyeztük fel mind a kaszált mind, a legelt területen, ahol a talajlégzést és a biomasszát is mértük (4.d ábra). A funkciós csoportokat, mintavételi időpontonként, páros t-próbával hasonlítottuk össze.

3.4. A farm szén-dioxid és szén fluxusainak vizsgálata

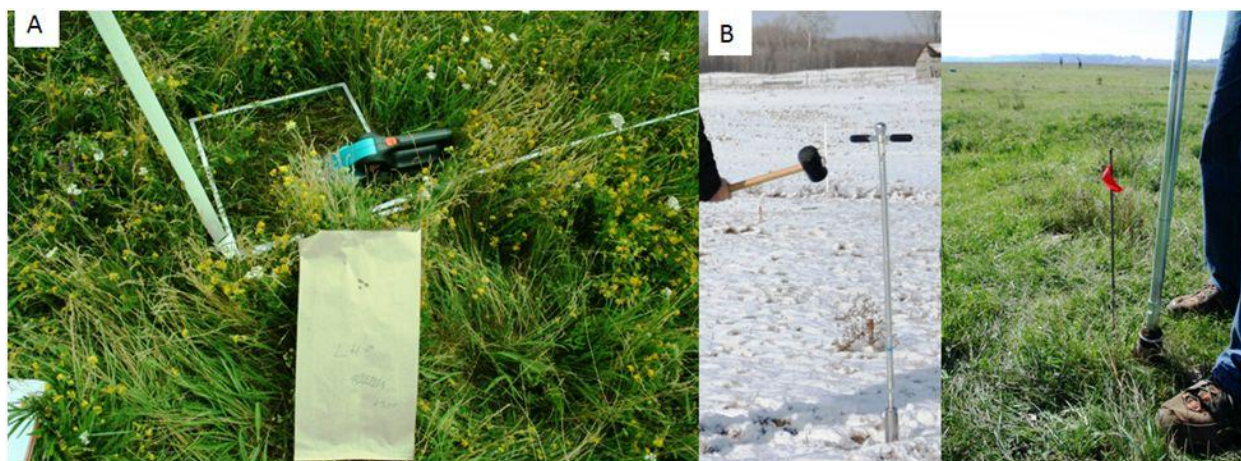
3.4.1. Biomassza, vegetációs index és talaj széntartalmi mérések

A felszín alatti és a felszín feletti biomasszát, illetve a vegetációs indexeket nyáron és tavasszal két, ősszel három, míg télen három-négy hetente mértük. A biomassza száraz tömegének jelentős része szén, ezért a biomassza dinamika mérése sokat segít a szénforgalmi fluxusok megértésében. A felszín feletti biomasszát (AB) 5 méter hosszú, időben változó helyzetű transzektok mentén (4.d ábra), méterenként 40×40 cm-es kvadrátokban vágtuk le 1 cm-es magasságban a talaj felszíne fölött (9.a ábra). A biomasszát élő (friss és zöld színű növényi anyag) és elhalt (száraz, sárga, illetve barna színű növényi anyag) részekre különítettük el.

A felszín alatti biomasszát (gyökerek, rizómák, tarackok, gumók stb.) ugyanazon kvadrátokból vettük, ahonnan a felszín feletti biomasszát (4.d ábra). A talajmintákat a kvadrátok közepéről vettük 5 cm-es átmérőjű talajfúróval (Eijkelkamp, NL) 0-15 és 15-30 cm-es mélységű talajrétegekből (9.b ábra). A talajmintavevő fejének kialakítása olyan volt, amely megakadályozta, hogy a talaj a mintavétel során összenyomódjon, így bolygatatlan talajminta kiemelését értük el.

A talaj- és a növénymintákat tömegállandóságig, 85°C-on 48 órán át szárítottuk. A felszín alatti biomasszát 1 milliméteres lyukátmérőjű szitával különítettük el a talajtól.

Az időszakonként vett biomassza adatokból a mért értékek közti adatkitöltéssel, polinomiális regresszió segítségével (10%-os mintavételi mozgóablakkal) a felvételezési időszak minden napjára modelleztük a biomassza mennyiségét (SigmaPlot 8.0). A biomassza dinamikát polinomiális regresszióval közelítettük a biomassza dinamika jellege miatt. A 10%-os mintavételi mozgóablak a mintavételi időpontoknak mindig a 10%-ával számol, tehát ha pl. 50 mintavételi időpont van akkor először az első 5 mintavételi időpont átlagát számolja ki (1-5) majd ezt követően egy időponttal elcsúsztatva újból kiszámolja a soron következő 5 mintavételi időpont átlagát (2-6). A növényi minták széntartalmát (G_C) az Erdészeti Tudományos Intézet Ökológiai Laboratóriumában határozták meg EuroVector EA 3000 típusú elem analizátorral.



9. ábra: Felszín feletti (A) és felszín alatti biomassza mintavétel télen, illetve nyáron (B).

A kaszált területről elszállított széna tömegét lemérettük. A széna nedvességtartalmának meghatározásához minden bálából mintát vettünk, és a friss, illetve a száraz tömeg alapján meghatároztuk a széna szárazanyag mennyiségét.

A szürkemarhák által lelegelt biomassza mennyiségét (x_l , g m⁻² év⁻¹) az alábbiak alapján becsültük (3. egyenlet) (VINCZEFFY 1993):

$$x_l = \frac{DMI \times NLSU \times t_l}{q_l} \quad (3),$$

ahol DMI egy számos állat (LSU) napi szárazanyag felvétele (kg nap⁻¹, Dry Matter Intake) (IPCC 2006a), $NLSU$ az állatok darab száma számos állatban kifejezve (db), t_l a legelési napok száma egy évben és q_l a legelők területe a farmon belül (m²). Azért számos állattal számoltunk, mert az IPCC (2006a) módszertana alapján a táplálék felvétel és más, az állatokhoz köthető metán, illetve a trágyához köthető dinitrogén-oxid fluxusok ebből számolhatóak ki (1. táblázat), ellentétben a pár éve hazánkban is elterjedt állategységgel. Ha az állategységhez gazdálkodás specifikus állattömeget rendelünk akkor tulajdonképpen visszakapjuk a számos állat fogalmát.

Egy számos állat (LSU) napi szárazanyag felvételét (kg nap⁻¹, DMI) az alábbi egyenlet alapján számoltuk:

$$DMI = LSU^{0.75} \times \left(\frac{0.2444 * NE_{ma} - 0.0111 * NE_{ma}^2 - 0.472}{NE_{ma}} \right) \quad (4),$$

ahol LSU egy számos állat tömege (kg), NE_{ma} a táplálék (lelegelt biomassza, széna) energia tartalma (6,8 MJ kg⁻¹, IPCC 2006a). Egy számos állat tömegét (LSU) az alábbiak alapján számoltuk:

$$LSU = \frac{m}{n} \quad (5),$$

ahol m az állatok összes tömege (kg) és n az állatok darabszáma (2002-2013). Az állatok összes tömegének számításánál a Kiskunsági Nemzeti Park adatai alapján számoltunk, amely alapján egy bika tömege 715 kg, egy tehéné 540 kg, egy két év fölötti növendék üszőé 450 kg, egy két év alatti növendék üszőé 325 kg, egy szopós borjúé 140 kg, és egy tinóé pedig 325 kg volt. Ha a gulya össztömege 38100 kg és egy számos állat 381 kg, akkor a gulya 100 darab számos állatból áll (Number of Livestock Unit, NLSU).

A használati arány (H , %), amely a terület szénhasználatának intenzitását fejezi ki a lelegelt, illetve a lekaszált biomassza és a felszín feletti maximum biomassza tömegeinek aránya:

$$H = \frac{x_k}{AB_k}, \text{ illetve } \frac{x_l}{AB_l} \quad (6),$$

ahol x_k a lekaszált, illetve x_l a lelegelt biomassza, AB_k a maximális felszín feletti biomassza a kaszált területen, AB_l pedig a maximális felszín feletti biomassza a legelt területen.

A levélterület index (LAI) és a zöld vegetációs index (VIGreen) mérése

A levélterület index (m² m⁻², Leaf Area Index, LAI) és a zöld vegetációs index (% , Green Vegetation Index, VIGreen) a biomassza becslésére alkalmas (10. ábra). A LAI-t ugyanazon 40×40 cm-es kvadrátokban, az 5 méteres változó helyzetű transzkek mentén, méterenként mértük, ahol a biomassza, illetve a talajlégzés mennyiségét is mértük (4.d ábra). A LAI-t a növényzetre eső és a lombzat alatt mért fényintenzitás arányából, a mérési időpont, továbbá a mérési helyszín (földrajzi hosszúság, szélesség) adatokból CAMPBELL (1986) és CAMPBELL AND NORMAN (1989) módszere alapján számoltuk ki. A fényintenzitást 40 cm hosszú CEP-40 típusú ceptométerrel mértük (Decagon Devices, USA) (11.c ábra).

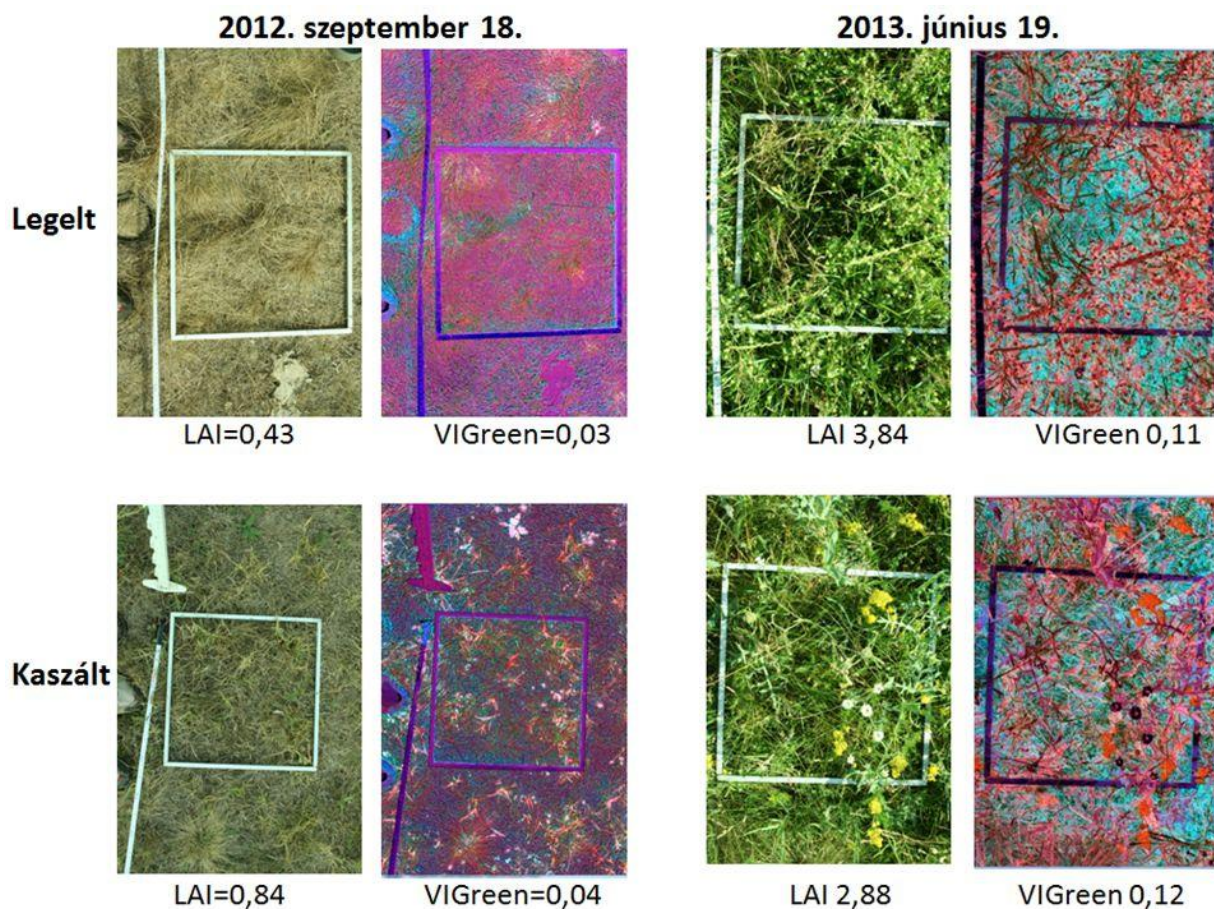
A változó és állandó helyzetű 5 méteres transzkek, illetve az állandó helyzetű 50 méteres transzkek mentén VIGreen-t is mértünk (4.d ábra). Ezzel a mért biomassza adatok térbeli reprezentativitását és a biomassza dinamika vegetációs indexekkel történő követésének

lehetőségét akartuk vizsgálni. A VIGreen-t digitális kamerával (Canon Eos 350D) készített képekből nyertük (10. ábra). A VIGreen a növényzetről visszavert zöld és vörös színek komponensek normalizált aránya (%) (GITELSON et al. 2002):

$$VIGreen = \frac{zöld-vörös}{zöld+vörös} \quad (7).$$

A képek elemzését az Image_RGB program segítségével végeztük el (DE BEURS AND HENEGBRY 2005).

A biomassa becslés távérzékeléssel történő lehetőségeit műholdas vegetációs indexek felhasználásával is kipróbáltuk. A LANDSAT műhold adatait felhasználva (30×30 méteres felbontású képek) a legelt területre vonatkozóan a 2013-as évre QGIS programmal előállítottuk az éves NDVI adatokat (Normalized Difference Vegetation Index). Az NDVI adatokat a 2013-as biomassa adatokkal hasonlítottuk össze (5 db biomassa folt gyepeken általában jól reprezentálja az 1 hektáros léptéket, illetve a vegetációs index és a biomassa közti korreláció alapján az 50 méteres léptéket). A különböző vegetációs indexek (LAI, VIGreen, NDVI) előnye a biomassa levágásával történő mérésével szemben, hogy így gyorsabban és nagyobb területekről állhat rendelkezésre relatív biomassa adat. Relatív, mert a vegetációs index nem közvetlenül a növények tömegét, hanem a vegetáció relatív mennyiségét adja meg (FRANK AND KARN 2003, FAN et al. 2009, SWATANTRAN et al. 2011). A vegetációs indexek alacsony biomassa mellett rendszerint alacsonyabbak, míg magasabb biomassa mellett magasabbak.



10. ábra: A levélterület index (LAI) és a zöld vegetációs index (VIGreen) illusztrálása ugyanazon foltokon ősszel (2012. szeptember 18.) és nyáron (2013. június 19.) a legelt, illetve a kaszált területen. Látható, hogy az őszi mintavételi időpontokhoz képest a nyári mintavételek alkalmával mind a LAI, mind a VIGreen értékek magasabbak voltak.

Talaj szén- és nitrogéntartalom mérések

A talaj szerves széntartalmát (g g^{-1} , %) egyrészt 2011-ben, másrészt 2014-ben határoztuk meg.

2011-ben a talajmintákat a biomassza mintavételi kvadrátok közepéről vettük április és november között vettük a legelt és a kaszált területen egyaránt (5×50 m területen belül) (4.d ábra). A mintákat 0-15 cm-es mélységből vettük. Kezelésenként 40-40 darab talajmintánk volt.

2014 őszén mind a legelt, mind a kaszált területen lévő, változó helyzetű transzektok területét (4.c ábra) lefedő $100 \text{ m} \times 70 \text{ m}$ -es rács metszéspontjain, illetve random pontokon, összesen 78 darab mintát vettünk 0-15 cm-es mélységből.

Mind a két időpontban vett talajmintákat 1 mm-es lyukátmérőjű szitán szitáltuk át, majd a gyökérmentes talajt homogenizáltuk. A talaj szervesszén és összes nitrogén-tartalmát az MTA Talajtani és Agrokémiai Intézetében a magyar szabványnak (MSZ-08-0012-6:1987) megfelelően határozták meg.

A trágyából a talajba jutó szénmennyiséget ($F_{\text{trágya_SOC}}$, $\text{g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$) az alábbiak alapján becsültük;

$$F_{\text{trágya_SOC}} = N_{\text{trágya}} \times M_{\text{trágya}} \times C_{\text{trágya}} \times T_{\text{SOC}} \quad (8),$$

ahol $N_{\text{trágya}}$ a legelőn található trágya gyakorisága (darab m^{-2}), $M_{\text{trágya}}$ a trágya száraz tömege (g db^{-1}), $C_{\text{trágya}}$ a száraz trágya széntartalma (0,4; Fridtjof Buissonje pers. comm.), T_{SOC} a trágya száraz tömegében lévő széntartalomnak az a része, amely a talaj szerves szénkészletét (Soil Organic Carbon) gazdagítja (0.12; MAILLARD and ANGERS 2014). A trágya gyakoriságát a legelőn 100×100 méteres területen belül mértük fel 2011-ben és 2012-ben. A trágya száraztömegét a biomassza mintákhoz hasonlóan szárítással állapítottuk meg (48 h, 85°C).

3.4.2. Talajlégzés mérések

A talajlégzést ($\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, R_s) a legelt és kaszált területen lévő 5 méteres változó helyzetű transzektok mentén mértük, ugyanott, ahol a biomasszát is mértük (4.c ábra). A méréseket LICOR-6400-es infravörös gázanalizátorral (IRGA) végeztük el, amely egy LICOR-6400-09-es talajkamrához volt csatlakoztatva (Li-Cor Inc., NE, USA) (11.a ábra). A vizsgálatokat 2011 és 2013 között tavasszal és nyáron kéthetente, ősszel két-három hetente, míg télen havonta végeztük el. Tekintettel arra, hogy a bugaci gyepek zárt és nincsenek rajta elegendően nagy, szabad talajfelszínnek, ezért a talajlégzés-mérés előtt a felszín feletti növényi részeket le kellett vágnunk. A talajlégzés-méréseket 1-1,5 órával a vágás után kezdtük el a talajkamra talajfelszínre való helyezésével. Azért ekkor, mert a bugaci legelőn végzett korábbi vizsgálatok kimutatták, hogy ekkora szűnik meg a sebzésből adódó beavatkozás hatása (PAPP 2009). A növények levágását követő mérések megbízhatóságát mutatja az is, hogy a LICOR-ral mért talajlégzés megegyezett azzal az Intézet által kifejlesztett automata talajlégzés-mérő műszer (SRS) adataival ($p=0,26$), amely félóránként, kis területen, vagyis 5 cm átmérőjű kamrákban, tehát a fücsomók közti le nem vágott foltokban mérte a talajlégzést (PAPP et al. 2014). A talaj-kamrával (LICOR) történő mérés tehát jól becsli a valós talajlégzést. Talajba helyezett gyűrűt a mérésekhez nem alkalmaztunk, hogy elkerüljük a talaj bolygatását és a gyökereket károsodását (WANG et al. 2005). Az 5 méter hosszú változó helyzetű transzektok mentén méterenként elhelyezkedő 40×40 cm-es kvadrátokban három pozícióban mértük meg a talajlégzést (4.d ábra). Egy felvételezési időpont alkalmával tehát a két területen $2 \times 3 \times 5 = 30$ mérést végeztünk (4.d ábra).

A talajhőmérsékletet ($^\circ\text{C}$, T_s) a talajlégzés-méréssel párhuzamosan, közvetlenül a talajkamra mellett, a talaj 5 cm-es mélységében mértük (11.a ábra). A méréseket 2011-2012 között digitális hőmérővel, míg 2013-ban a talajlégzés-mérő műszerhez kapcsolt hőmérővel (001 MHP-ICSS-316G, Omega Engineering Ltd., UK) végeztük el.

A talajnedvességet (% SWC) szintén a talajlégzés-méréssel párhuzamosan mértük a talaj felső 5 cm-es rétegében (11.a ábra). A talajnedvesség méréseket 2011-2012 között ML2 reflektométerrel (ML2, Delta-T Devices Co., Cambridge, UK), míg 2013-ban Field Scout talajnedvesség-mérővel (Field Scout TDR 300, Spectrum Technologies, IL-USA) végeztük el.

A méréseket 11 és 15 óra között végeztük, azért, hogy a mért változók napi menete a lehető legkevésbé befolyásolja a mérési eredményeket.

A talajlégzés optimális minta-elemszámát FÓTI et al. (2014) alapján számoltuk ki, ellenőrizve a mérések reprezentativitását:

$$N_{opt} = 99,5 \times SWC^{-0,782} \quad (9),$$

ahol SWC a talajnedvesség, amelyet az egyes mintavételek átlagos értékére vonatkoztattunk a legelt, illetve a kaszált területen.

Az R_s , T_s , SWC adatok minőségellenőrzése során eltávolítottuk a kiugró adatokat (kiugró adat, ha az adat átlagtól való eltérése a szórás 2,5-szeresénél nagyobb volt). Ezáltal az adatok maximum 1,6 %-át szűrtük ki. Korábbi bugaci tanulmányok kimutatták, hogy a talajlégzés felt mérete – talajvíztartalomtól függően – kb. 5 méteren belül van, tehát ebben a léptékben viszonylag azonosak az értékek (FÓTI et al. 2014). Jelentősen kiugró értékek akkor fordulhattak elő ha pl. a kamra és a talajfelszín érintkezése nem volt megfelelő; amely adatokat mindenképpen ki kellett szűrni. Egy korábbi, a bugaci területet is magában foglaló vizsgálatban a szórás kétszeresét használták küszöbértéknek (BALOGH et al. 2007). Ez a küszöbérték a dolgozat esetében az adatok 3 %-ának kiszűrését jelentette volna. Háromszoros küszöb értékkel számolva az adatok csak jelentéktelen, 0,4 %-át szűrtük volna ki. Ezért a 2,5-szeres küszöbértéket használtam.

Tekintettel arra, hogy az adatok nem bizonyultak normális eloszlásúnak (Kolmogorov-Szmirnov teszt alapján), így a nem paraméteres, Kruskal-Wallis próbát alkalmaztuk a kezelések és az évek közötti összehasonlításokban. A kezelések összevetésére a Mann-Whitney-Wilcoxon próbát használtuk. A számításokat R-ben végeztük el (R version 3.0.2).

Talajlégzés modellek

A talajlégzés abiotikus és biotikus tényezőktől való függését különböző modellekkel írtuk le. Ezáltal az egyes tényezők talajlégzést meghatározó relatív szerepét tudtuk feltárni. A talajlégzés hőmérséklet-függését a Lloyd Taylor modellel írtuk le (LLOYD AND TAYLOR 1994):

$$\text{Modell (1)} \quad R_s = R_{10} e^{\left[E_0 \left(\frac{1}{56,02} - \frac{1}{T_s - 227,13} \right) \right]},$$

ahol R_{10} a 10 °C-on vett talajlégzési ráta ($\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$), e a természetes alapú logaritmus alapszáma, T_s a talajhőmérséklet a talaj 5 cm-es mélységében (°C), E_0 pedig az aktivációs energiához kapcsolt paraméter (K). Ennek a modellnek a továbbfejlesztett változata a talajlégzés hőmérséklet-függése mellett annak talajnedvességtől való függését is magában foglalja (BALOGH et al. 2011):

$$\text{Modell (2)} \quad R_s = R_{10} e^{\left[E_0 \left(\frac{1}{56,02} - \frac{1}{T_s - 227,13} \right) \right] + \left[-0,5 \left[\ln \left(\frac{SWC}{SWC_{opt}} \right) \right]^2 \right]},$$

ahol SWC a talajnedvesség (térfogat %), SWC_{opt} pedig a talajlégzés optimális talajnedvessége (%).

A 2. modellt úgy fejlesztettük tovább, hogy beépítettük a biotikus tényezők talajlégzésre gyakorolt hatását is:

- a 3. modell a felszín alatti biomasszát (*BB*),
- a 4. modell a felszín feletti összes biomasszát (*AB*),
- az 5. modell a levél terület indexet (*LAI*),
- a 6. modell a felszín feletti zöld biomasszát (*GB*),
- a 7. modell pedig a *VIGreen* indexet tartalmazza.

$$\text{Modell (3)} \quad R_s = R_{10} e^{BB(d) + \left[E_0 \left(\frac{1}{56,02} - \frac{1}{T_s - 227,13} \right) \right] + \left[-0,5 \left[\ln \left(\frac{SWC}{SWC_{opt}} \right) \right]^2 \right]},$$

$$\text{Modell (4)} \quad R_s = R_{10} e^{AB(d) + \left[E_0 \left(\frac{1}{56,02} - \frac{1}{T_s - 227,13} \right) \right] + \left[-0,5 \left[\ln \left(\frac{SWC}{SWC_{opt}} \right) \right]^2 \right]},$$

$$\text{Modell (5)} \quad R_s = R_{10} e^{LAI(d) + \left[E_0 \left(\frac{1}{56,02} - \frac{1}{T_s - 227,13} \right) \right] + \left[-0,5 \left[\ln \left(\frac{SWC}{SWC_{opt}} \right) \right]^2 \right]},$$

$$\text{Modell (6)} \quad R_s = R_{10} e^{GB(d) + \left[E_0 \left(\frac{1}{56,02} - \frac{1}{T_s - 227,13} \right) \right] + \left[-0,5 \left[\ln \left(\frac{SWC}{SWC_{opt}} \right) \right]^2 \right]},$$

$$\text{Modell (7)} \quad R_s = R_{10} e^{VIGreen(d) + \left[E_0 \left(\frac{1}{56,02} - \frac{1}{T_s - 227,13} \right) \right] + \left[-0,5 \left[\ln \left(\frac{SWC}{SWC_{opt}} \right) \right]^2 \right]},$$

ahol *d* modell paraméter.

A talajlégzés-modellek illesztését SigmaPlot 8.0 (SPSS Inc) programban végeztük el. Az illesztések által kapott paramétereket felhasználtuk a talajlégzés talajhőmérséklettől, talajnedvességtől és *VIGreen* indextől való érzékenységének becsléséhez. Megjegyzendő, hogy az *R_s*-t meghatározó abiotikus és a biotikus tényezők között interakció lép fel, mert egyrészt a biomassza gyarapodását meghatározza az *SWC* és a *T_s*, de másrészt a biomassza is meghatározza az *SWC*-t (párologtatás) és a *T_s*-t (talajfelszín árnyékolás). Az interakciót GLM-mel (General Linear Model) számoltuk ki R-ben.



11. ábra: A talajlégzés, talajnedvesség és talajhőmérséklet mérése (A), a metán, és a dinitrogén-oxid kamrás mintavétele (B), illetve a fényintenzitás mérése CEP-40 típusú ceptométerrel (C) (az A és C képeken a szerző).

3.4.3. Nettó ökoszisztéma szén-dioxid csere mérések

A nettó szén-dioxid cserét ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ év}^{-1}$, NEE), illetve az ökoszisztéma légzést ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ év}^{-1}$, Reco) és a bruttó primer produktót ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ év}^{-1}$, GPP) az eddy kovariancia alapú módszerrel (CSAT3, Campbell Scientific Inc; Li-Cor 7500, Li-Cor) határoztuk meg (PINTÉR et al. 2008). Az NEE összetevőire bontása az éjszakai áramok hőmérséklet-függésének felhasználásával, az illesztett függvény nappali adatokra való alkalmazásával történt (REICHSTEIN et al. 2005). Az így becsült nappali Reco értékek alapján a GPP a következő egyenlettel számítható:

$$GPP = -NEE + R_{eco} \quad (10).$$

Az eddy kovariancia módszer egyik előnye, hogy a három dimenziós szélesség értékek alapján meghatározható az a terület, amire a mért NEE vonatkozik, vagyis a mérések forrásterülete („footprint”). A leggyakoribb forrás területek a legelten lévő torony 250 méteres körzetén belül találhatóak, de jelentős szélesség esetén 800 méterről is érkeztetett adat (fluxus); mindazonáltal a karámok területéről származó fluxusok (ismert forrás helyzetük miatt) ki lettek hagyva (ez az adatok kevesebb, mint 0,1%-át jelentette). A kaszálón a módszer annyival volt alacsonyabban, hogy a fluxusok a kaszáló 1 ha-os területét fedjék le így a forrás maximumok az 1 ha-os kaszáló területén belül estek, az ezen kívül eső adatok az adatelemzésből ki lettek zárva (az adatok csak 3%-a).

Az ökoszisztéma szén-dioxid csere egyrészt a legelőre, másrészt a kaszálóra vonatkozóan jellemezte a szén-dioxid felvevő kapacitást. Mivel az állatok általában csak rövid ideig tartózkodnak a legelőn mért szén-dioxid csere szűk forrásterületén, így az eddy kovariancia mérésekkel nem mérhető a gulya légzése. Más szempontból pedig az állatok jelenléte olyan változásokat okoz a szén-dioxid koncentráció adatsorban, hogy az áramok minőségbiztosítása során ezeket az áramokat ki kell szűrni. Így az állatok légzését ($F_{\text{CO}_2, \text{Cállat}}$) SOUSSANA et al. (2010) alapján becsültük:

$$F_{\text{CO}_2, \text{Cállat}} = \frac{DMI \times G_C \times R_{\text{Cállat}} \times NLSU \times t_{1,2}}{q} \quad (11),$$

ahol DMI az egy számos állat által felvett napi szárazanyag tömege (kg), G_C a felvett növényi anyag széntartalma (%), $R_{\text{Cállat}}$ az állatok által felvett széntartalom szénként kilélegzett hányada (62,5%) (Soussana et al. 2010), $NLSU$ az állatok darabszáma (számos állatban kifejezve), $t_{1,2}$ az állatok a legelőn (t_1), illetve a téli szálláson (t_2) töltött napjainak száma ($t_1+t_2=365$ nap), q pedig a farm területe (m^2). Az eredmény az állatok légzése teljes évre vonatkoztatva, szénben kifejezve ($F_{\text{CO}_2, \text{Cállat}}$, $\text{g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$).

3.5. A farm metán mérlegének vizsgálata

A talaj metán fluxusának mérése ($F_{CH_4_talaj}$)

A talaj metán fluxusát kamrás méréssel (HORVÁTH et al. 2010) állapítottuk meg 2011-ben az állandó 7 méteres transzektek mentén (4.d ábra). 2011 után már nem mértük a metán fluxust tekintettel arra, hogy a metán jelentéktelen mértékben befolyásolta az üvegházgáz-mérleget. Az állandó transzektek mentén méterenként 10 cm átmérőjű és 5 cm magas műanyag gyűrűket helyeztünk a talajba úgy, hogy a karimák pereme 1 cm-re állt ki a földből (11.b ábra). A mérés során ezekre jól záródó 10 cm átmérőjű és 5 cm magas fedeleket helyeztünk. A lezárt kamrákból 10 ml-es fecskendővel vettünk levegő mintákat a kamrák tetején lévő gumitömblőn keresztül. A fecskendőből a mintákat vákuumozott, műanyag fedéllel ellátott üvegcsékbe fecskendeztük. A kamrákból a mérés kezdetétől számított 0, 10 és 20 perc elteltével vettünk mintákat, amelyekből az időegység alatt felhalmozódott, vagy éppen elnyelt metán koncentráció-változásait tudtuk követni. A méréseket két-háromhetente ismételtük meg.

A mintákat az Erdészeti Tudományos Intézet Ökológiai Laboratóriumában határozattuk meg HP 5890 II gázkromatográfjal (Waldbronn, Germany). A fluxust az alábbi egyenlet alapján számoltuk (HORVÁTH et al. 2010):

$$F_{CH_4_talaj(1)} = \frac{\Delta C \times M_C \times V_{ch} \times 60 \times f}{V_L \times A_{ch} \times t_{30}} \quad (12),$$

ahol $F_{CH_4_talaj}$ a talaj metán fluxusa ($\mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), ΔC a koncentrációkülönbség változásának rátája a kamrában a mintavétel vége és eleje között (pbb), t_{20} a mintavétel idejének hossza (20 min), M_C a szén atom tömege, V_{ch} a kamra térfogata (m^3), f korrekciós tényező, amely figyelembe veszi a vákuumozott üvegcsékben maradt nyomást, V_L a levegő moláris térfogata (24 liter 20 °C-on), A_{ch} a kamra által lefedett talajfelszín (m^2), 60 pedig a percről az órára való szórózást jelenti (min h^{-1}). Az éves nettó talaj CH_4 fluxust a mért 20 perces adatok átlagából számoltuk ki. Az átlagokat havi majd éves szinten összegeztük ($\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ év}^{-1}$).

Fermentációs eredetű metán fluxus ($F_{CH_4_állat}$)

A fermentációs (kérődzés) eredetű metánként távozó szén fluxust ($\text{g CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$) az IPCC (2006a) módszertana, illetve a régióra és tartásmódra megadott évi 58 kg-os (IPCC 2006a) metán kibocsátással (F_{CH_4}) számoltuk ki számos állatonként (NLSU), ahol egy számos állat (LSU) tömege 381 kg, a farm területére (q, m^2), illetve szénre vonatkoztatva;

$$F_{CH_4_állat} = \frac{F_{CH_4} \times 1000 \times \text{NLSU}}{q} \times \frac{12}{16} \quad (13).$$

Trágya-eredetű metán fluxus ($F_{CH_4_trágya}$)

Az extenzív tartás miatt a metánfluxus-mérő kamrákban nem fordult elő trágya, így a legelő talajának metán fluxusában a trágya-eredetű metán nem jelent meg. A trágyából metánként távozó szén fluxust ($\text{g CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$) így az IPCC (2006a) módszertana, illetve a régióra specifikus számosállatonkénti évi 33 kg-os (KIS-KOVÁCS et al. 2014) metán kibocsátási értékkel ($F_{CH_4_t}$) számoltuk ki a farm területére (m^2, q), az összes állatra (NLSU), illetve szénre vonatkoztatva;

$$F_{CH_4_trágya} = \frac{F_{CH_4_t} \times 1000 \times \text{NLSU}}{q} \times \frac{12}{16} \quad (14).$$

3.6. A farm dinitrogén-oxid mérlegének vizsgálata

A talaj dinitrogén-oxid fluxusának mérése

A talaj dinitrogén-oxid fluxusát ($F_{N_2O_talaj}$) a metán fluxus méréssel együtt végeztük el ugyanazon talaj-kamrákban az állandó transzektek mentén (11.b ábra). Ezért a mérés és számítás menete megegyezett a metánméréssel. A talaj dinitrogén-oxid fluxusát nemcsak 2011-ben, hanem annak jelentős mértéke miatt 2012-ben és 2013-ban is mértük. A mérésekre két-háromhetente került sor 2011 áprilisa és 2013 decembere között. A talajra helyezett kamrákban a dinitrogén-oxid koncentráció változását követtük nyomon időegység alatt (0, 10, 20 perc). A kamrabeli levegőből fecskendővel vettünk mintát. A vákuumozott üvegcsébe átfecskendezett levegőminták N_2O koncentrációját gázkromatográf segítségével határoztattuk meg az Erdészeti Tudományos Intézet Ökológiai Laboratóriumában. A fluxus számítását a metán fluxus számításához hasonlóan (HORVÁTH et al. 2010) a dinitrogén-oxidra vonatkozóan alkalmaztuk:

$$F_{N_2O_talaj(1)} = \frac{\Delta C \times M_N \times V_{ch} \times 60 \times f}{V_L \times A_{ch} \times t_{20}} \quad (15),$$

ahol $F_{N_2O_talaj(1)}$ a talaj dinitrogén-oxid fluxusa ($\mu g N_2O m^{-2} h^{-1}$), ΔC a koncentráció különbség változás rátája a kamrában a mintavétel vége és eleje között (ppb), t_{20} a mintavétel idejének hossza (20 min), M_N a nitrogén atom tömege, V_{ch} a kamra térfogata (m^3), f korrekciós tényező, amely figyelembe veszi a vákuumozott üvegcsékben maradt nyomást, V_L a levegő moláris térfogata (24 liter 20 °C-on), A_{ch} a kamra által lefedett talajfelszín (m^2), 60 pedig a percről az órára való szórásást jelenti ($min h^{-1}$). Az éves nettó talaj N_2O fluxust a mért 20 perces adatok átlagából számoltuk ki. Az átlagokat havi, majd éves szinten összegeztük ($g N_2O m^{-2} év^{-1}$, $F_{N_2O_talaj}$).

A trágya dinitrogén-oxid mérlegének becslése

Az extenzív állattartás miatt a mintavételi kamrákban nem fordult elő trágya, így a legelő talajának dinitrogén-oxid fluxusában a trágya-eredetű dinitrogén-oxid fluxus nem jelent meg. Ezért a legelőn, illetve a téli szálláson keletkező trágya együttes dinitrogén-oxid fluxusát ($F_{N_2O_trágya}$, $g N_2O m^{-2} év^{-1}$) az IPCC (2006a) módszertana alapján becsültük meg:

$$F_{N_2O_trágya} = \frac{N_{ext} \times LSU \times 365 \times MS \times EF \times 1000 \times NLSU}{q} \times \frac{44}{28} \quad (16),$$

ahol N_{ext} az egy darab 1000 kg-os állatra vetített és régióra jellemző összes nitrogén napi kiürítése ($0,35 kg N egyed^{-1} nap^{-1}$), LSU egy számos állat tömege, $NLSU$ a számos állatok darabszáma, MS a régióra jellemző trágya kezelés eredményeképpen kijutó nitrogén aránya (0,93), EF a régióra jellemző nitrogén dinitrogén-oxidként távozó aránya a trágya kezelés során (0,02) (IPCC 2006a), q a farm területe (m^2).

3.7. A farm szintű nettó ökoszisztéma szén- és üvegházgáz-mérlegének számítása

A farm szintű nettó ökoszisztéma szénmérleg figyelembe veszi az ökoszisztéma szén-dioxid csere (NEE) mellett a metánban megjelenő szén fluxusokat (talaj, trágya és kérődzés), illetve az állati légzést, valamint a laterális széntranszfert is (1. táblázat). Az utolsó komponens kivételével a fluxusok mérését a fentebbi fejezetekben már jellemeztem, a laterális széntranszferre itt térek ki.

Laterális széntranszfer

A kaszálóról elvitt ($F_{\text{Clekaszált}}$), illetve a téli szállásra behozott széna ($F_{\text{Ctakarmány}}$), illetve a farmról exportált állatok ($F_{\text{Cállati_termék}}$), valamint az elvitt trágya ($F_{\text{Ctrágya}}$) mennyiségét a Kiskunsági Nemzeti Park adatai alapján számoltuk ki, és széntömeg egyenértékben fejeztük ki (g C m^{-2}). A Kiskunsági Nemzeti Parknál napi bontásban vezeték, hogy mennyi a különböző takarmány és széna import, illetve mikor mennyi állatot és trágyát szállítanak el a farm területéről. Egy állat széntartalmát (18%) szintén a Kiskunsági Nemzeti Park adatai alapján vettük. A széna széntartalmát az MTA Talajtani és Agrokémiai Intézetében a magyar szabványnak (MSZ-08-0012-6:1987) megfelelően határozták meg.

A kaszálóról elvitt széna ($F_{\text{Clekaszált}}$) a kaszálók számára veszteségként, míg a téli szállás számára nyereségként ($F_{\text{Ctakarmány}}$) jelenik meg a szén, illetve az üvegházgáz mérlegben. A két fluxus a farm szinten belül marad. A trágya széntartalmát száraz anyagra vonatkoztatva 40%-nak vettük Fridtjof Buisonje közlése alapján (AnimalChange projektben résztvevő társkutató).

A lelegelt biomassza (x_1) a legelő egységen belül a növényekből az állatokba került át, amely csak részben vezetett az állatok tömeggyarapodásához, mert jelentős része az állatok legelőn történő légzésével ($F_{\text{CO}_2_Cállat}$), illetve kérődzésével ($F_{\text{CH}_4_Cállat}$) a légkörbe távozott. A megemésztett biomassza további része pedig trágya formájában ürült ki és a legelőn maradt, illetve trágya-eredetű metánként a légkörbe került ($F_{\text{CH}_4_Ctrágya}$), valamint bekerült a talaj szerves anyagai közé ($F_{\text{trágya_SOC}}$).

A bugaci vizsgált gyepen a talajerózió, tűz, és a szén talajvízbe történő elszivárgása nem jellemző, így ezekkel a széntranszfer-komponensekkel nem számoltunk.

Nettó ökoszisztéma szénmérleg (NECB)

A mért és becsült adatok alapján a gyepet és a legelő állatokat magában foglaló nettó ökoszisztéma szénmérleget (NECB), tehát az ökoszisztéma szén akkumulációját CHAPIN et al. (2006), illetve SOUSSANA et al. (2010) alapján számoltuk ki a bugaci farmra (fluxusokra) adaptálva (16-18. egyenlet). A SOUSSANA et al. (2010) által bevezetett NCS (nettó széntárolás, net Carbon Storage) tartalmilag megegyezik az NECB-vel. Az egyenletekben az NEE (szénfelvétel) előjele a mikrometeorológiai módszertant alkalmazva negatív, mert a légkör számára az ökoszisztéma felé irányuló szén fluxus veszteség. Az ökoszisztéma számára azonban ez nyereséget jelent, ezért az NEE előtt egy (-1)-es szorzó szerepel, így a nettó ökoszisztéma szénmérlegben az ökoszisztéma (legelő, kaszáló, téli szállás, farm) nyeresége pozitív. A fluxusokat összeadtuk; ha az adott komponens kibocsátó akkor negatív számot adunk a mérleget. A 16-18. egyenletekben lévő egyes fluxusok magyarázata, egyenlete a korábbi fejezetekben találhatóak, itt magát a mérleget adom meg.

A legelő nettó ökoszisztéma szénmérleget az alábbi alapján számoltuk ki:

$$NECB_{\text{legelő}} = -NEE_{\text{legelt}} + F_{\text{Cállat_legelés}} + F_{\text{CH}_4_Cállat} + F_{\text{CH}_4_Ctrágya} + F_{\text{CH}_4_Ctalaj_legelt} \quad (17).$$

A kísérleti kaszáló nettó ökoszisztéma szénmérleget az alábbi alapján számoltuk ki:

$$NECB_{\text{kaszáló}} = -NEE_{\text{kaszált}} + F_{\text{CH}_4_Ctalaj_kaszált} + F_{\text{Clekaszált}} \quad (18).$$

A téli szálláshoz köthető nettó ökoszisztéma szénmérleget a következő egyenlet alapján számoltuk ki:

$$NECB_{\text{tél szállás}} = F_{\text{Cállat}} + F_{\text{Cállati_termék}} + F_{\text{Ctakarmány}} + F_{\text{Ctrágya}} + F_{\text{CH}_4_Ctrágya} + F_{\text{CH}_4_Cállat} \quad (19).$$

A kísérleti kaszálón (1 ha) mért elnyelést (NEE) a legelőn mért NEE értékekhez és azok 1070 hektárra történő kiterjesztéséhez hasonlóan kiterjeszhetjük az állatok téli etetését ellátó

kaszálókra is (847 ha). A legelők és a kaszálók szénfelvétele térben bizonyára heterogén, ezért a farm szintű mérleg becslésnek tekinthető. Farm szinten a legelők és kaszálók elnyelését területarányuk alapján egyesítettük; L_a a legelt terület aránya (0,56), míg K_a (0,44) a téli takarmány termeléséhez szükséges területek aránya a farm szinten belül. Farm szinten az $F_{C_{\text{lekaszált}}}$ (lekaszált széna) és az $F_{C_{\text{takarmány}}}$ (behozott széna) kiegyenlíti egymást, hiszen amennyi szénát lekaszáltak annyit hosszútávon fel is használtak a téli etetésre.

A farm nettó ökoszisztéma szénmérleget az alábbi alapján számoltuk ki:

$$\begin{aligned} NECB_{farm} = & (-NEE_{\text{legelt}})L_a + (-NEE_{\text{kaszált}})K_a + F_{C_{\text{állat}}} + F_{CH_4_{C_{\text{állat}}}} + F_{CH_4_{C_{\text{trágya}}}} \\ & + (F_{CH_4_{C_{\text{talaj legelt}}})L_a + (F_{CH_4_{C_{\text{talaj kaszált}}})K_a + F_{C_{\text{állati termék}}} \\ & + F_{C_{\text{trágya}}} \quad (20). \end{aligned}$$

A különböző gazdálkodási tevékenységeket két csoport esetében (legelt vs. kaszált) páros t-próbával, míg több összehasonlítandó csoport esetében (legelt, kaszált, téli szállás, farm) ANOVA-val, illetve ezt követően Tukey poszt-hoc teszttel hasonlítottuk össze.

Nettó üvegházgáz-mérleg (NGHG)

A nettó üvegházgáz-mérleget SOUSSANA et al. (2010) alapján számoltuk ki a legelőre, a kísérleti kaszálóra, illetve a téli szálláshoz köthető kibocsátásokra és a farm szintre vonatkozóan:

$$NGHG = k_{CO_2} (NECB - F_{CH_4c}) + GWP_{CH_4} F_{CH_4} + GWP_{N_2O} F_{N_2O} \quad (21),$$

ahol k_{CO_2} a szén szén-dioxid egyenértéke (44/12), $NECB$ a nettó ökoszisztéma szénmérleg, $GWP_{CH_4} F_{CH_4}$ a metán fluxusok összege (F_{CH_4}). Mindez szén-dioxid egyenértékben kifejezve a metán globális melegítő potenciáljával súlyozva ($GWP_{CH_4}=34$), $GWP_{N_2O} F_{N_2O}$ a dinitrogén-oxid fluxusok (F_{N_2O}) összege szén-dioxid egyenértékben kifejezve a dinitrogén-oxid globális melegítő potenciáljával súlyozva ($GWP_{N_2O}=298$). A képletben a metánt nem számoltuk kétszer, hiszen a nettó ökoszisztéma szénmérleget úgy kaptuk meg, hogy hozzáadtuk a metán mérlegben szereplő szénmennyiséget a csak szén fluxust tartalmazó komponensekhez. Tehát ki kell vonni a nettó ökoszisztéma szénmérlegből a metán forgalomban szereplő szénmennyiséget. Mindezt azért, hogy szén-dioxid egyenértékben kifejezve adhassuk hozzá a metánfluxust a szén-dioxid fluxushoz. Ellenkező esetben kétszer számolnánk a metánfluxussal.

A nettó üvegházgáz-mérlegben az ökoszisztéma nyeresége (legelő, kaszáló, téli szállás, farm) pozitív.

Bizonytalanság becslés

A szén- ($NECB$) és az üvegházgáz-mérleg ($NGHG$) bizonytalanságát az IPCC (2006b) módszertana alapján összegeztük (3.2 egyenlet az IPCC 2006b-ben). Az éves NEE adatok random hibájának becslését HOLLINGER AND RICHARDSON (2005), illetve RICHARDSON et al. (2006) alapján végeztük el. A laterális szén fluxus adatokban 5% bizonytalanságot feltételeztünk (az adatokat a Kiskunsági Nemzeti Parknál napra pontosan vezetik, de előfordulhat az állatok és a takarmány tömegméréséből, illetve emberi tévesztésből adódó hiba). A kérődzés és a trágya-eredetű metán fluxus bizonytalanságát az IPCC (2006b), míg a talaj-eredetű metán és dinitrogén-oxid fluxusok bizonytalanságát HORVÁTH et al (2010) alapján számoltuk.

4. EREDMÉNYEK

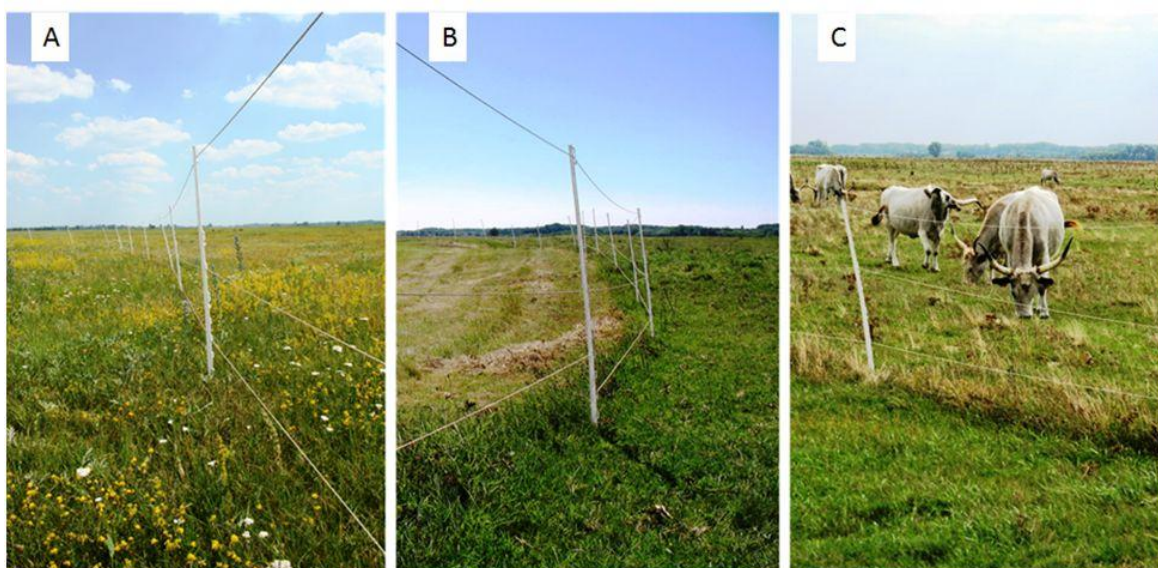
4.1. A gazdálkodás intenzitása a bugaci farm területén

A Kiskunsági Nemzeti Park vizsgált területén a gyepet a gazdálkodási tevékenységek, tehát a legeltetés és a kaszálás tartották fenn (12. ábra). A Nemzeti Park adatai alapján 2002 és 2013 között átlagosan a farmon 13 ± 10 darab tenyészbika, 216 ± 74 db tehén, 53 ± 23 db két év alatti növendék üsző, 38 ± 29 db két év feletti növendék üsző és 170 ± 59 db borjú, valamint 19 ± 18 db tinó fordult elő. Az átlagos összlétszám (n) ezen időszak alatt évi 509 ± 123 darab volt. A gulya évi össztömege (m) korcsoportonként összegezve így $194\ 125 \pm 57\ 301$ kg volt.

Az átlagos összlétszám (n) és össztömeg (m) alapján egy számos állat (LSU) tömege 381,32 kg-nak adódott (5. egyenlet). Ez gyakorlatilag megegyezett az IPCC (2006a) régióra megadott 380 kg-os értékével, ugyanakkor alacsonyabb az itthon általánosan elterjedt 500 kg tömegűnek vett szarvasmarha számos állat tömegénél.

A számos állatok darabszáma (NLSU) alapján a legelési intenzitás farm szinten 2002 és 2013 között $0,47 \pm 0,14$ darab volt hektáronként (extenzív gazdálkodás). Ezen belül 2011 és 2013 között a vizsgált 2-es legelőn átlagosan ennél magasabb, $1,27 \pm 0,40$ darab számos állat legelt hektáronként (2. táblázat). Ugyanezen idő (2011-2013) alatt a teljes farm szinten $0,64 \pm 0,03$ darab számos állat legelt hektáronként (relatív kisebb, mint csak a 2-es legelőn).

A legelési időszak farm szinten 2002 és 2013 között – jellemzően a régióra – átlagosan április 15-én (± 19 nap) kezdődött és december 5-ig tartott (± 13 nap), az adott év időjárási viszonyaitól függően. A gulyát általában először a 3-as, illetve 4-es legelőkre vitték, majd később, csak májusban vitték a 2-es legelőre, ahol júniusig legeltettek $0,90 \pm 0,72$ számos állat ha^{-1} mellett (12. ábra). A gyep regenerálódását követően a legeltetés a 2-es legelőn ősszel folytatódott és egészen a behajtásig tartott. Ekkor már magasabb legelési nyomás mellett ($1,52 \pm 0,16$ számos állat ha^{-1}) folytatódott a legeltetés, mert a nyár eleji időszakkal ellentétben nem egy, hanem négy gulyával legeltettek.



12. ábra: A bugaci kísérleti kaszáló (villanypásztortól balra) és a vizsgált 2-es legelő (villanypásztortól jobbra) a kaszálás előtt és a legeltetés kezdetén 2012. június 19-én (A), illetve a kaszálást és legeltetést követően 2013. július 4-én (B), valamint ősszel, a kaszált terület regenerációja és a legelt terület őszi legeltetési ideje alatt 2013. szeptember 23-án (C).

Egy 381 kg-os számos állat napi táplálékfelvétele $8,6$ kg nap^{-1} -nak adódott (DMI, 4. egyenlet). Tehát ez alapján egy 700 kg-os bika $13,56$ kg szárazanyagot fogyasztott el naponta. A lelegelt

szén-mennyiség (x_i , 3. egyenlet) farm szinten $41,65 \pm 11,93 \text{ g C m}^2 \text{ év}^{-1}$ volt (2002-2013), amely a gulya folyamatos, illetve a 2010-es ugrásszerű gyarapodásának köszönhetően lassan emelkedett ($y=2,11x+27,93$ $r^2 = 0,41$, $n=12$, $p=0,029$, ahol x az évek száma). A vizsgált legelő szinten 2011 és 2013 között, bár magasabb volt a legelési nyomás, mint a farm szinten, de rövidebb ideig legeltettek, ezért a becsült lelegelt biomassa is kevesebb volt a 2-es legelőn ($44,05 \pm 7,10 \text{ g C m}^{-2}$) az éves, farm szintű lelegelt biomassa-mennyiséghez képest ($53,88 \pm 6,65 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$) 2011 és 2013 között (2. táblázat).

A kísérleti kaszálón az első kaszálást a régióban jellemző kaszáláshoz igazítottuk, így 2011-ben augusztus 8-ára esett (2. táblázat). Meg kell jegyezni, hogy ez a Kaszálási Nemzeti Park munkatársai szerint is túl kései ez a kaszálás, hiszen a nyári aszály során ekkorra már általában leromlik a fű minősége. Korábbi kaszálás ugyanakkor a munkagépek, illetve a munkaerő aratással való elfoglaltsága, illetve viperavédelem miatt nem volt kivitelezhető. A kaszálást külön engedéllyel mindazonáltal a kísérleti kaszálón a következő években előbbre hoztuk, így 2012-ben június 22-én, míg 2013-ban július 1-én kaszáltattunk. Figyelemreméltó, hogy a lekaszált biomassa mennyisége minden évben magasabb volt, mint a becsült lelegelt mennyiség, tehát a terület becsült szénhasznosítása, használati aránya (H, 6. egyenlet) magasabb volt a kaszált területen (2. táblázat).

2. táblázat: A gazdálkodás intenzitásának változása a bugaci legelő és a kísérleti kaszáló területén 2011-2013 között (zárójelben a szórás) (itt és a további számítások saját adatok)

Évek	Legelési napok száma, kaszálási időpontok	Legelési nyomás a 2-es legelőn; farmon [számos állat ha ⁻¹ év ⁻¹]	Lelegelt (x_i), lekaszált (x_k) biomassa [g m ⁻² év ⁻¹]	Felszín feletti maximum biomassa (AB) [g m ⁻²]	Felszín alatti maximum biomassa (BB) [g m ⁻²]	Használati arány (H) [%]	Átlagos évi biomassa (AB) [g m ⁻² év ⁻¹]
Legeltetés							
2011	138	0,82; 0,58	119,30	258,89	2270,30	46,08	213,51 (107,83)
2012	65	1,58; 0,63	101,76	306,79	1492,80	33,17	144,66 (107,99)
2013	62	1,42; 0,59	86,27	248,13	1537,40	34,77	129,87 (87,15)
átlag	88	1,27; 0,60	102,44	271,27	1766,83	38,01	162,68 (44,64)
Kaszálás							
2011	Aug. 10.		293,32	436,55	1151,20	67,19	234,31 (145,78)
2012	Jún. 24.		144,93	281,28	2620,00	51,52	177,07 (98,74)
2013	Júl. 01.		252,22	301,80	2050,00	83,57	158,60 (88,66)
átlag			230,16	339,88	1940,40	67,43	189,99 (39,47)

Összegzés

A legeltetés intenzitása mind a farm, mind a vizsgált legelő szintjén viszonylag alacsony volt, egy darab számos állat per hektár körül alakult, ami extenzív legeltetésnek felel meg (SZEMÁN 2006). A kaszált területen a lekaszált biomassa-mennyiség nagyobb volt, mint a legelőn a

lelegelt biomassza-mennyiség, tehát a kaszált terület hasznosítása (67%-os használati arány) intenzívebb volt, mint a legelőé (38%). Európai kaszálók esetében (extenzív, intenzív és vetett kaszálók felskálázása alapján) az elvitt széna átlagosan $217 \pm 43 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$, vagyis $5,0 \pm 1$ tonna biomassza körül alakult hektáronként (SCHULZE et al. 2009). Ehhez képest a bugaci kaszálon lekaszált mennyiség kevesebb, mint a fele volt ($93,72 \pm 31,19 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$, tehát $0,93 \text{ t C ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$) de magasabb, mint a hazai száraz gyepek átlagos hozama, amely $0,43\text{-}0,64 \text{ t C ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$ (SZEMÁN 2006).

4.2. Mikroklíma

A 2011-2013-as időszakban az éves középhőmérséklet ($10,3^\circ\text{C}$, $10,8^\circ\text{C}$, illetve $10,9^\circ\text{C}$) hasonló, illetve valamivel magasabb volt, mint a korábbi tízéves átlag ($10,4^\circ\text{C}$ 1995-2004 között) (NAGY et al. 2011). Az éves csapadékösszeg 2011-ben (444 mm) és 2012-ben (431 mm) alacsonyabb, míg 2013-ban (590 mm) magasabb volt a korábbi tízéves átlagnál (562 mm) (NAGY et al. 2011). A Gaussen-Bagnouls szárazság index alapján 2011-ben április, augusztus és szeptember kifejezetten száraz volt, míg 2012-ben márciusban, illetve júniustól egészen szeptemberig tartott a száraz időszak. 2013-ban július-augusztus hónapok voltak szárazak. Figyelemreméltó, hogy 2012 ősze a többi év azonos időszakához képest kifejezetten nedves volt (13. ábra). Az éves csapadékösszeg hosszú távon szoros kapcsolatban állt az evapotranszpirációval ($r^2=0,70$, $p=0,01$, $n=11$, 2003-2013) de előfordult (2011-ben), hogy a terület 10%-kal többet, 486 mm-t párologtatott, mint amennyi csapadék (444 mm) csapadék egyáltalán lehullott. A 2011-es többlet párologtatást a 2010-es év bőséges csapadékelátottsága fedezte (961 mm). A talajban víz raktározódhatott el 2010-ről 2011-re, amely így magas talajnedvességet eredményezett 2011-ben (3. táblázat). A magas talajnedvesség hozzájárulhatott a növényzet kedvező vízellátottságához.

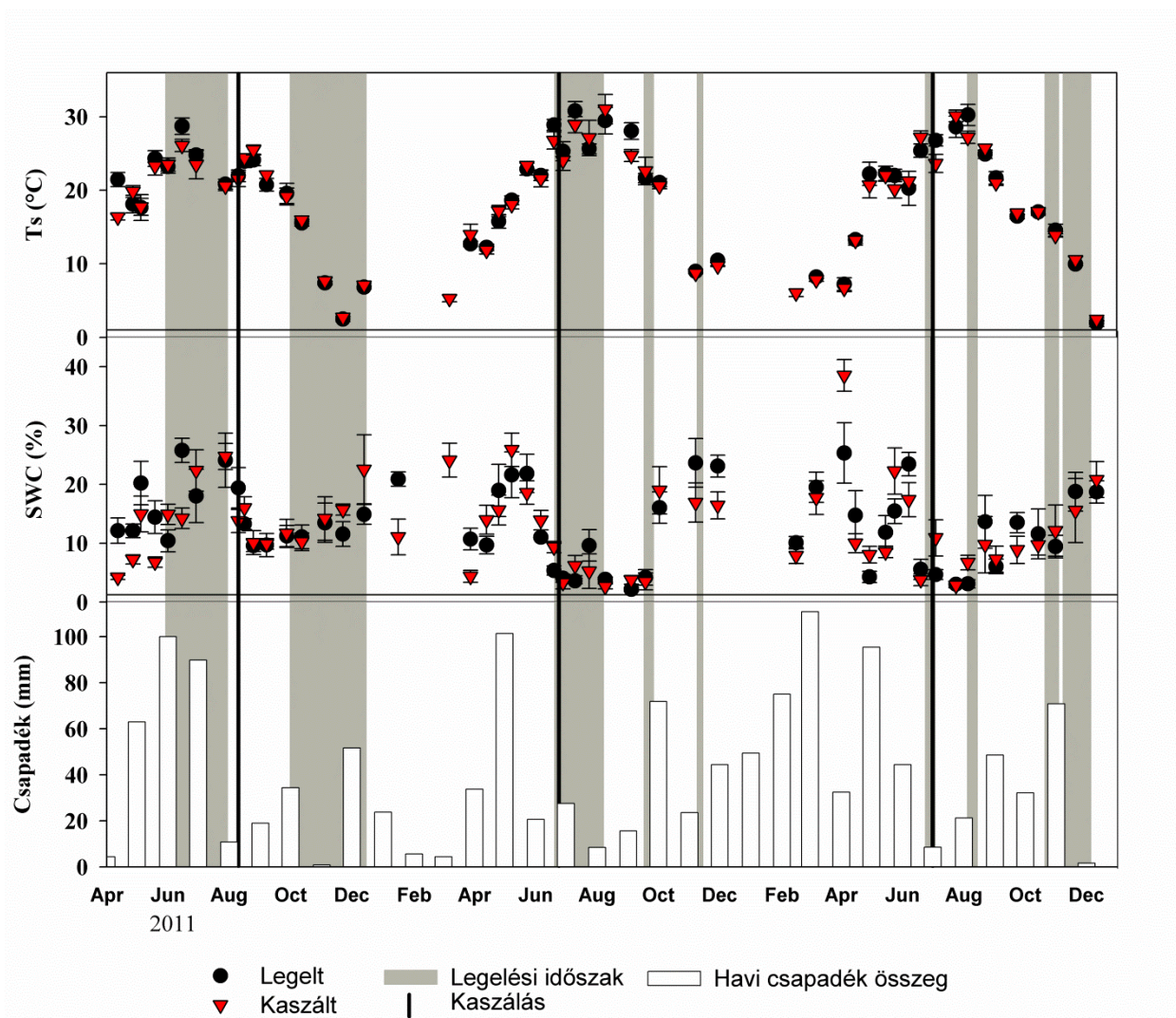
A talajhőmérséklet és a talajnedvesség adatok a talajlégzéssel párhuzamos mérésekből származtak, mivel ezek befolyásolták a lokális, mintavételi időpontonként változó helyzetben mért ökofiziológiai változókat (biomassza, talajlégzés, LAI, VIGreen), szemben pl. az egy pontban és távolabb, a meteorológiai állomásoknál mért talajhőmérséklet és a talajnedvesség adatokkal. A különböző kezelések ellenére a két terület éves talajhőmérsékletének dinamikája (13. ábra) és éves átlaga (3. táblázat) hasonló volt. Sem az éves átlagokban, sem az időpontokénti átlagokat páronként összevetve sem volt szignifikáns különbség a két terület talajhőmérsékletében (3. táblázat). A T_s minden évben augusztusban volt a legmagasabb.

A talajnedvesség változása is nagyon hasonló volt a két kezelés esetében (13. ábra), bár valamivel alacsonyabb volt a kaszált területen, de a különbség nem volt szignifikáns (3. táblázat). A mért SWC 2011-ben júliusban, míg 2012-ben és 2013-ban május végén, június elején volt a legmagasabb (13. ábra). Fontos, hogy az éves átlagos SWC 2011-től 2013-ig mind a két területen jelentősen csökkent; a legelten 25%-kal, míg a kaszálon valamivel kisebb mértékben, 20%-kal (3. táblázat).

3. táblázat: A talajhőmérséklet [T_s], és a talajnedvesség [SWC] átlagai április és december között a legelt és a kaszált területen, illetve a csapadék éves összege [$P_{\text{év}}$], valamint az átlagos éves fotoszintetikus aktív sugárzás [PAR] a legelt területen (zárójelben a szórás).

Évek	Kezelés	T_s [$^\circ\text{C}$]	SWC [%]	$P_{\text{év}}$ [mm]	PAR [$\mu\text{mol/mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$]
2011	Legelt	18,80 (6,98) ^a	14,80 (5,50) ^a	444	288,12 (452,64)
	Kaszált	18,60 (6,72) ^{a,c}	13,71 (6,05) ^a		
2012	Legelt	21,90 (6,75) ^b	11,98 (8,48) ^b	431	292,79 (458,14)
	Kaszált	21,66 (6,37) ^b	11,75 (7,49) ^b		
2013	Legelt	20,10 (7,34) ^{a,c}	11,06 (7,79) ^b	590	281,60 (453,79)
	Kaszált	19,66 (7,06) ^a	10,92 (6,17) ^b		

A különböző betűk (^a, ^b, ^c) szignifikáns különbségeket mutatnak a kezelések közt éven belül és évek közt a kezelésen belül ($p < 0,05$, Mann-Whitney teszt)



13. ábra: A talajhőmérséklet (Ts), talajnedvesség (SWC) és a havi csapadékösszeg éves fluktuációja a legelt és a kaszált területen.

Összegzés

Összefoglalva a legelő és a kaszáló mikroklímátikus viszonyait megállapítható, hogy sem a talajhőmérsékletben, sem a talajnedvességben nem volt jelentős különbség terület között. Az évek között azonban jelentős különbségek voltak; 2011 és 2013 között a talaj éves átlagos nedvessége folyamatosan csökkent. Megállapítottuk, hogy a 2010-es csapadékos év hatása áthúzódott a 2011-es évre, amikor a gyepek több vizet párologtatott, mint amennyi a területre esett, tehát a talajban raktározódhatott víz. Megfigyeltük, hogy a 2012-es ősz a többi évhez képest csapadékos volt. A két terület közelsége miatt (250 m) a főbb éghajlati paramétereket (éves csapadékösszeg, szélsőségek, valamint fotoszintetikus aktív sugárzás) azonosnak tekintettük.

4.3. Cönológia

Mikrocönológiai vizsgálatok

A 2011-2014-es évek mikrocönológiai felvételezései során a legelt területen 89, míg a kaszálon 90, a két területen összesen pedig 109 különböző fajt találtunk (1. melléklet). Kizárólagosan a legelt területen 19 db faj fordult elő, amelyek átlagos gyakorisága $0,21 \pm 0,29\%$ volt. A kaszált területen 20 db olyan fajt találtunk, amely a legelten nem fordult elő, szintén kevesebb, mint 1%-os gyakorisággal. A legelön egy transzekt mentén átlagosan $22,98 \pm 5,79$ darab fajt, míg a kaszálon $21,07 \pm 6,29$ darab fajt találtunk. A fajszámot tekintve nem volt szignifikáns különbség a két terület közt az összes felvételezést figyelembe véve (4. táblázat, ANOVA, post-hoc Tukey teszt, $n=7$, $p=0,20$; illetve páros t-teszt, $n=7$, $p=0,05$).

A legelt területen a legnagyobb gyakorisággal bíró fajok (taxonok) közé sorrendben a *Poa* spp. (perjék; $45,02 \pm 27,58\%$), a *Carex* spp. (sásfélék; $45,02 \pm 28,64\%$), és a *Festuca pseudovina* (veresnadrág csenkesz; $40,55 \pm 24,81\%$), valamint a *Cynodon dactylon* (csillagpázsit; $37,98 \pm 26,23\%$) tartozott (14. ábra). A kaszált területen hasonló volt a domináns fajok gyakorisága. Itt a leggyakoribb faj a *Cynodon dactylon* ($50,62 \pm 9,29\%$) volt, amelyet a *Carex* spp. ($39,62 \pm 25,53\%$), az *Arenaria serpyllifolia* (kakukkhomokhúr; $38,52 \pm 14,61\%$), a *Poa* spp. ($38,29 \pm 21,32\%$), illetve a *Festuca pseudovina* követett ($34,5 \pm 31,33\%$) (14. ábra).

A két terület között a fajok gyakorisága, egy felvételezésen belül, egymástól szignifikánsan csupán néhány esetben tért el (14. ábra). Ez a két terület cönológiai szerkezetében lévő hasonlóságára utalt (Koncz et al. 2014). Kiemelendő, hogy a *Cynodon dactylon* gyakorisága a hét felvételezésből kétszer volt szignifikánsan nagyobb a kaszálon, mint a legelön (ezen felül egyszer, 2011 tavaszán, fajtévesztés miatt tért el jelentősen a *Cynodon dactylon* és az *Elymus repens*; közönséges tarackbúza, gyakorisága, 14.a-c ábra). A 10 leggyakoribb faj közül továbbá az *Arenaria serpyllifolia* gyakorisága tért el a két terület közt, de nem konzekvensen, hiszen 2012 tavaszán a legelten, míg 2014 tavaszán a kaszálon volt magasabb (14.c-d ábrák). A további fajok tekintetében a *Bromus hordeaceus*, puha rozsnok (2011 tavasz) és a *Cruciata pedemontana*, apró keresztfü (2014 tavasz) gyakorisága volt magasabb a kaszálon, mint a legelön. A fajok gyakoriságának jelentős szórása mind a két területen belül arra utalt (14. ábra), hogy a két terület hasonló mértékben volt heterogén, tehát foltos. A *Festuca pseudovina* és a *Cynodon dactylon* foltok mellett jellemzőek voltak a *Poa* spp., *Carex* spp., *Elymus* spp., *Medicago falcata* (sárkerép lucerna) fajokból álló foltok.

A fajok gyakoriságának évenkénti időbeli változása hasonló dinamikát mutatott a két területen. Ezek közül kiemelendő, hogy 2014 tavaszán mind a két területen jelentős mértékben eluralkodott a *Bromus hordeaceus* (1. melléklet), amely valószínűleg a száraz télnek, illetve a száraz tavasznak volt a következménye. A *Bromus* fajok rövid életű évelők, amelyek aszályos időszakokat követően felszaporodhatnak a gyep felnyílt foltjaiban a regenerációs mikroszukcesszió alatt (BARTHA et al. 2014). Minél degradáltabb a gyep, annál markánsabbak a felnyílasos mikroszukcessziók. Az évi egyszeri kaszálás azonban valószínűleg nem eredményezhetett degradációt a gyeppen, így feltételezhető, hogy a szárazság mind a két területen kedvezően hatott a *Bromus hordeaceus* térnyerésének (Bartha Sándor pers. comm.).

A legelt és a kaszált terület fajsűrűsége közt sem találtunk szignifikáns különbséget egy-egy felvételezési időponton belül. A legelön egy $5 \text{ cm} \times 5 \text{ cm}$ -es mikrokvadrátban $3,84 \pm 0,62$, míg a kaszálon $3,77 \pm 0,75$ darab fajt találtunk. A felvételezések között azonban már szignifikáns különbség volt (ANOVA, post-hoc Tukey teszt, $n=7$, $p=0,0001$) (4. táblázat). Mind a két területen folyamatosan nőtt a fajsűrűség a vizsgált időszakban ($r^2=0,78$, $n=7$, $p=0,008$) és 2014 tavaszára ez már szignifikáns különbséget eredményezett mind a két kezelés esetében a legkorábbi, 2011 tavaszi állapothoz képest (4. táblázat).

A két terület faj-area görbéje is jelentős mértékben hasonlított egymásra (15. ábra). Egyedül 2012 őszen volt különbség a két kezelés faj-area görbéjének lefutásában, amely az őszi fajoknak (őszirózsafélék) legelt terület transzektjeiben történő megjelenésének volt köszönhető.

A legelő ($2,37 \pm 0,26$) és a kaszáló ($2,25 \pm 0,38$) Shannon-diverzitás értékei közt sem találtunk szignifikáns különbséget (4. táblázat). A Shannon-diverzitás értéke mind a két terület esetében növekedett 2011 és 2013 között ($r^2=0,92$, $n=7$, $p=0,0007$).

A Sørensen hasonlósági index alapján a két terület, a különböző kezelésektől vártakkal éppen ellentétben, egyre hasonlóbba vált az évek során (4. táblázat). A hasonlóság egyik felvételezésről a másikra egyre nagyobb volt ($y = 0,02x + 0,58$, $r^2 = 0,99$, $n=7$, $p<0,0001$).

A Rényi féle diverzitási profil alapján is egyre hasonlóbba vált a két terület diverzitása (16. ábra). A profil alapján még éppen a kísérlet kezdetén, 2011-ben volt a legnagyobb különbség a két terület közt. Érdekes, hogy ősszel a domináns fajok diverzitása magasabb volt, mint tavasszal, sőt 2012 őszen a legelten a teljes profil magasabban futott, mint tavasszal.

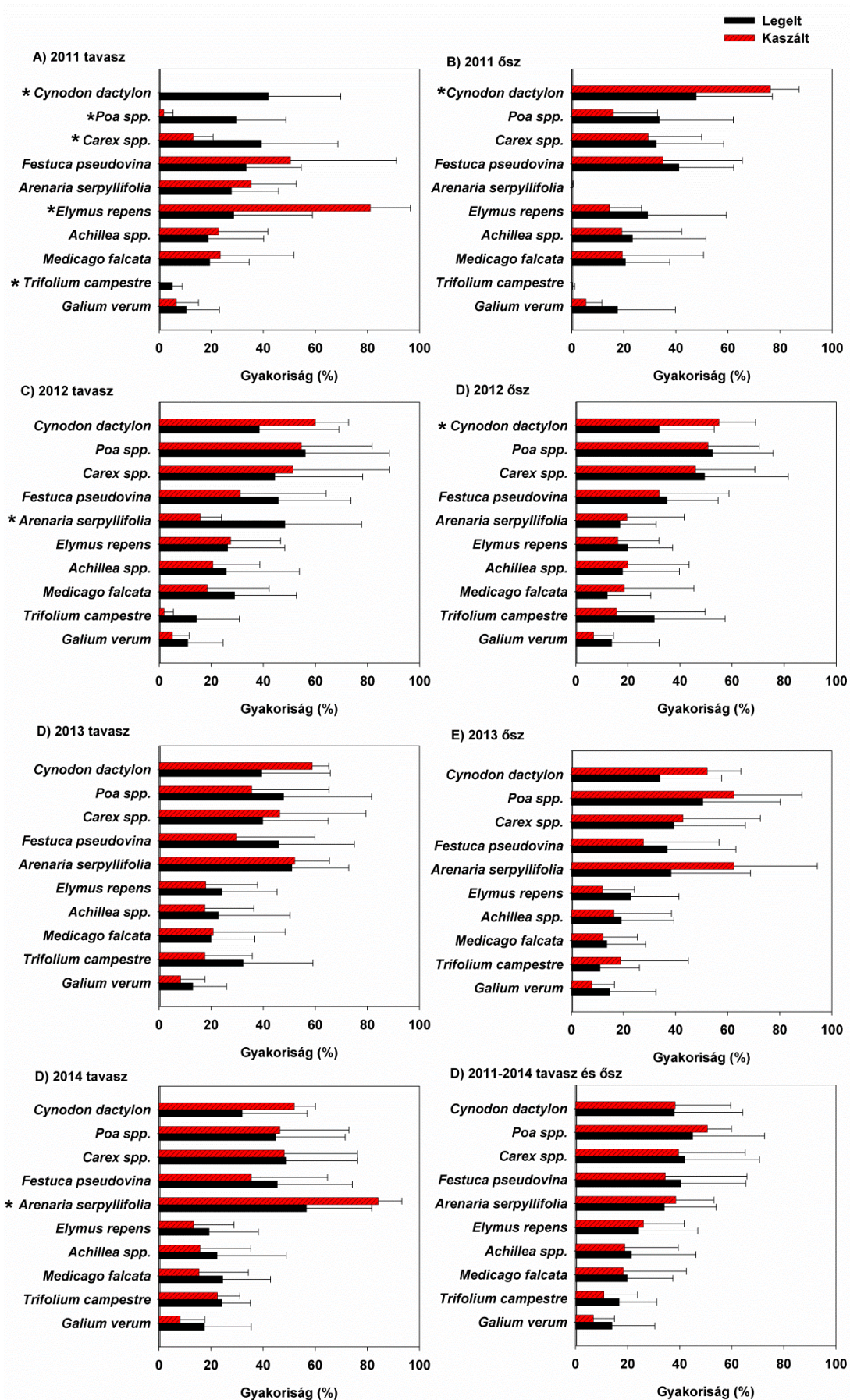
A PERMANOVA analízis alapján a fajösszetétel és a relatív abundancia-szerkezet a kezelések között nem, csupán évszakonként tért el (17. ábra). A PERMANOVA vizsgálat alapján is megállapítható, hogy a kezeléseknak nem volt hatása a fajösszetételre és a relatív abundancia-szerkezetre. Sőt, a két kezelés közt még 2011-ben volt a legnagyobb különbség, amely később egyre kisebb lett. Megállapítható továbbá, hogy ősszel (17. f ábra) a két gyepterület jobban hasonlított egymásra, mint tavasszal (17. e ábra).

Kiemelendő, hogy a kezelések esetleges hatását egyedül csak a 2011-es év tavaszi/őszi funkciócsoportjainak változásai során fedeztük fel. 2011-ben az első kaszálás előtt tavasszal a pillangósok relatív aránya kb. kétszer magasabb volt, mint 2011 őszen (páros t-próba, $n=6$, $p=0,097$), így feltételezzük, hogy a pillangósokra negatívan hatott a kaszálás (4. táblázat). Ezzel egyidejűleg nőtt az egyszikűek aránya. A kaszálón átlagosan 27%-kal alacsonyabb pillangós, míg 13%-kal magasabb egyszikű arány a további felvételezések alatt is megmaradt, de a jelentős szórás miatt egyik felvételezés alkalmával sem volt szignifikáns (ANOVA, post hoc Tukey, $p=0,26$). A 2011 tavaszi időpont utáni felvételezéseket páronként, páros t-tesztel összehasonlítva már megállapítható, hogy a kaszálón alacsonyabb a pillangósok aránya ($n=6$, $p=0,013$). Érdekes, hogy mind a két területen egyaránt csökkent az egyszikűek ($r^2=0,65$, $p=0,029$) és nőtt a kétszikűek aránya 2011 és 2014 között ($r^2=0,60$, $p=0,039$), amely valószínűleg a csökkenő talajnedvességnek tulajdonítható (3. táblázat). A mohák relatív gyakorisága bár alacsonyabb volt a kaszálton, de nem szignifikánsan (t-próba, $n=7$, $p<0,05$).

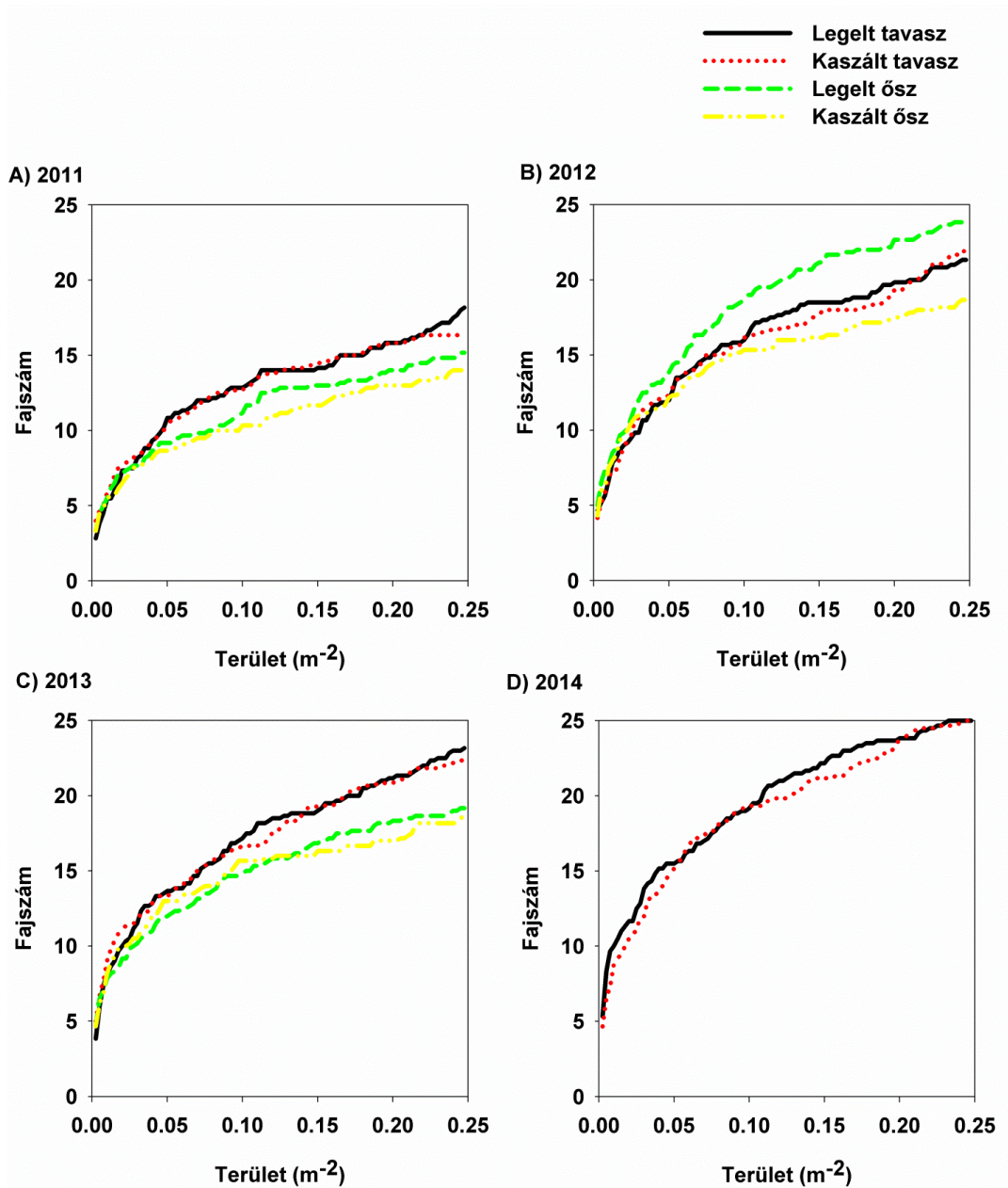
A mikrocönológiai felvételezések során az avar és a talaj mikrovadrátokban történő előfordulásának gyakoriságát is összehasonlítottuk a két terület esetében. Megállapítottuk, hogy az avar előfordulásának gyakorisága nagyobb volt a kaszálón ($68,14 \pm 19,11\%$), mint a legelőn ($42,72 \pm 22,35\%$) (ANOVA, post-hoc Tukey, $n=7$, $p<0,0001$), bár ez a különbség már 2011 ősze óta fennállt, és nem állt rendelkezésre adat a kaszálást megelőzően. Az avar előfordulásának gyakorisága folyamatosan csökkent a kaszálón (de nem szignifikánsan), tehát feltételezhető, hogy a kaszálás hosszabb távon csökkenteni fogja az avar mennyiségét az elvitt biomasszájának köszönhetően (kaszáló: $r^2=0,28$, $n=7$, $p=0,23$; legelő: $r^2=0,0005$, $n=7$, $p=0,98$). A nyílt talajfelszín mikrovadrátokban történő előfordulásának gyakorisága a legelőn nagyobb volt ($2,43 \pm 3,36\%$), mint a kaszálón ($0,60 \pm 1,17\%$) (ANOVA, post-hoc Tukey, $n=7$, $p=0,05$), bár ez a különbség már 2011 ősze óta fennállt. Megállapítható, hogy a várakozásokkal ellentétben (a kaszáló és a rendsodró gép által okozott bolygatás miatt) a kaszálás a vizsgált időszakban nem növelte a nyílt talajfelszínt.

4. táblázat: A fajszám [db transzekt⁻¹], fajsűrűség [db 25 cm⁻²], Shannon-diverzitás [dimenzió nélküli index], Sørensen index [%] és a funkciós csoportok relatív gyakoriságának aránya [%] a bugaci legelt és kaszált területen (2011-2014). Az eltérő betűk (a, b, c,…) szignifikáns különbségeket jelölnek a kezelések között egy-egy felvételezésen belül, illetve egy-egy kezeléson belül a felvételezések között; ANOVA, Tukey test, p<0,05. (zárójelben a szórás).

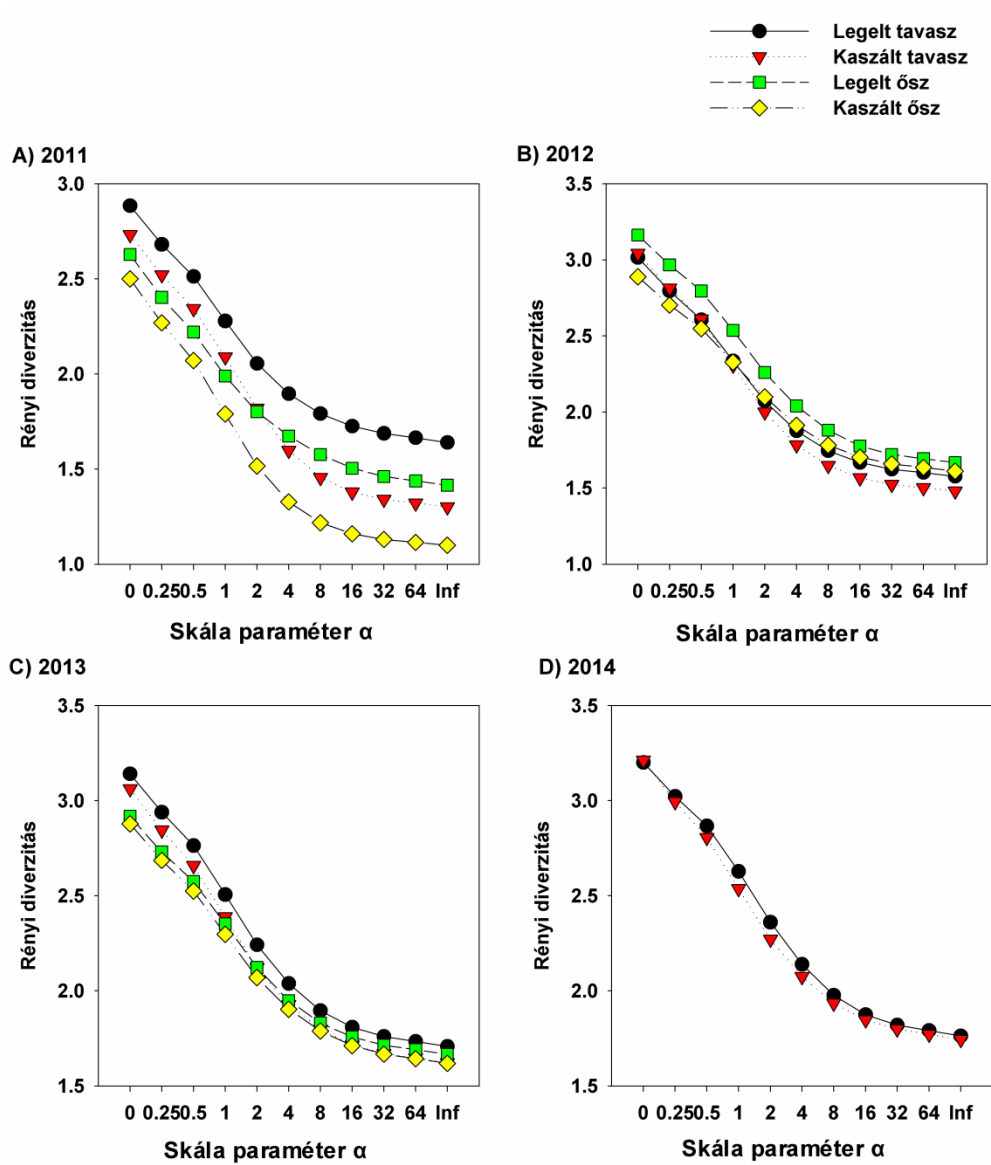
Évek	2011				2012				2013				2014	
	Tavaszi		Ősz		Tavaszi		Ősz		Tavaszi		Ősz		Tavaszi	
Felvételezések	Legelt	Kaszált	Legelt	Kaszált	Legelt	Kaszált	Legelt	Kaszált	Legelt	Kaszált	Legelt	Kaszált	Legelt	Kaszált
Fajszám	21 (6,20)	17,5 (5,58)	16,83 (6,62)	15,33 (7,58)	21,16 (6,49)	22,16 (8,21)	23,83 (4,49)	18,33 (3,61)	23,33 (3,83)	22,33 (6,89)	19,16 (5,19)	18,83 (6,55)	25 (5,10)	25,16 (4,54)
Fajsűrűség	3,14 (0,52) ^{a,b}	3,24 (0,58) ^{a,b,e}	3,45 (0,69) ^a	2,94 (0,83) ^{a,b}	3,84 (0,78) ^a	3,45 (0,52) ^{a,b,e,g}	3,83 (0,5) ^a	3,74 (0,72) ^a	4,15 (0,85) ^a	3,88 (0,85) ^a	3,82 (0,69) ^a	4,11 (0,67) ^a	4,63 (0,28) ^{a,b}	4,97 (1,08) ^{a,c,f,h}
Shannon-diverzitás	2,27 (0,34) ^a	2,08 (0,43) ^a	1,98 (0,37) ^a	1,78 (0,57) ^{a,b}	2,33 (0,32) ^a	2,30 (0,44) ^a	2,49 (0,24) ^a	2,32 (0,21) ^a	2,50 (0,21) ^a	2,38 (0,38) ^a	2,35 (0,27) ^a	2,29 (0,31) ^a	2,62 (0,16) ^a	2,53 (0,31) ^{a,c}
Sørensen %	60,76		63,77		68,63		72,73		76,92		80,85		83,87	
Pillangósok %	8,82 (6,14)	11,46 (9,92)	7,85 (5,86)	6,45 (9,31)	11,59 (8,28)	5,81 (6,52)	15,48 (7,65)	13,51 (7,4)	15,76 (5,98)	10,05 (5,59)	9,09 (6,46)	8,13 (6,14)	12,83 (5,64)	8,36 (2,99)
Kétszikűek %	26,39 (10,07)	36,23 (14,97)	20,76 (20,06)	16,11 (15,86)	29,18 (13,42)	24,013 (14,97)	30,77 (9,41)	30,02 (12,7)	32,42 (6,07)	35,57 (11,97)	35,97 (8,19)	34,45 (10,02)	35,89 (7,73)	41,05 (8,61)
Egyszikűek %	58,05 (11,41)	52,30 (19,48)	65,39 (19,06)	76,10 (22,9)	56,33 (18,07)	67,18 (19,93)	49,41 (9,78)	56,30 (12,62)	49,05 (5,99)	53,51 (12,98)	49,88 (8,06)	56,76 (13,59)	46,72 (6,88)	49,56 (10,68)
Mohák %	6,72 (9,34)	0 (0)	5,99 (10,21)	1,32 (2,24)	2,87 (5,24)	2,98 (3,66)	4,32 (6,64)	0,16 (0,29)	2,06 (3,93)	0,85 (1,15)	5,04 (6,09)	0,64 (0,65)	4,54 (6,17)	1,01 (1,56)



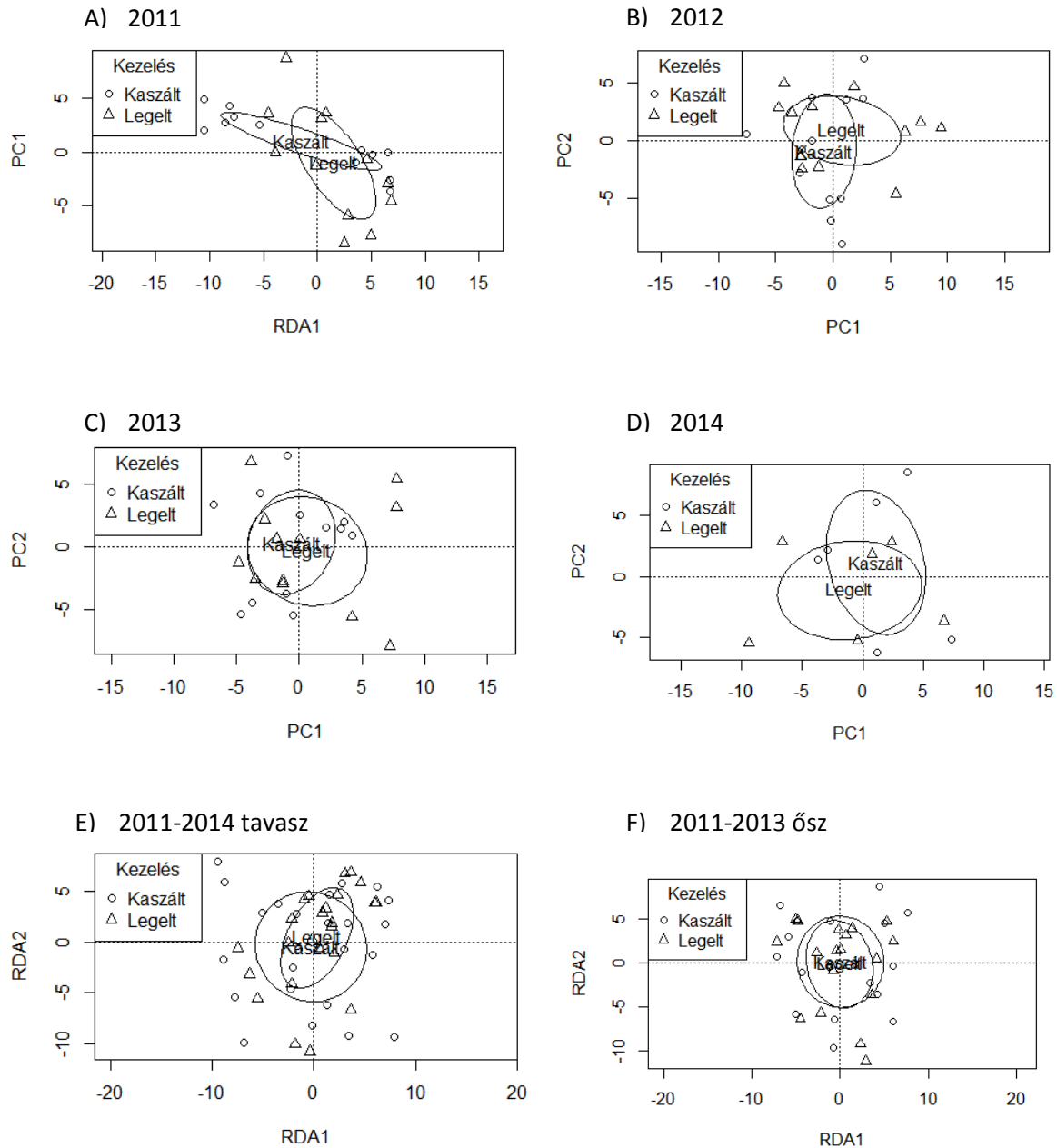
14. ábra: A tíz legnagyobb gyakorisággal rendelkező faj gyakoriságának átlagai és szórásai a legelt és a kaszált területen (Bugac, 2011-2014). A „*” szignifikáns különbséget jelöl egy felvételezésen belül a két terület közt egy adott faj esetében, $p < 0,05$, t-teszt.



15. ábra: Faj-area görbék a legelt és a kaszált területen 2011-ben (**A**), 2012-ben (**B**), 2013-ban (**C**), valamint 2014-ben (**D**). A vízszintes tengelyen a transekt (szélesség: 5cm, teljes hossz: 500cm) mintázott hosszának megfelelő terület szerepel.



16. ábra: Rényi-féle diverzitás profil a legelt és a kaszált területen 2011-ben (A), 2012-ben (B), 2013-ban (C), valamint 2014-ben (D).



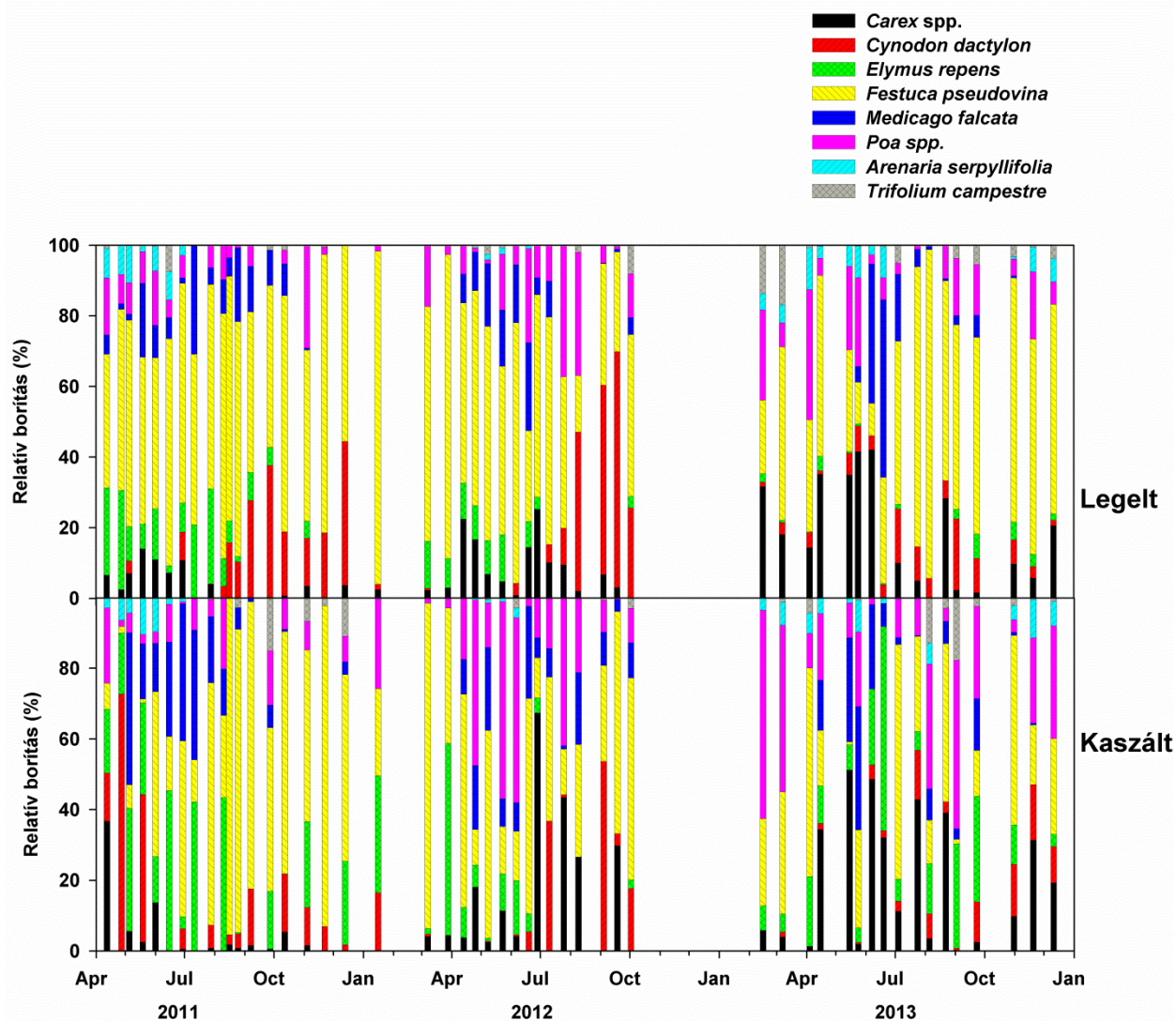
17. ábra: A legelt és a kaszált terület hasonlóságai PERMANOVA alapján 2011-ben (**A**), 2012-ben (**B**), 2013-ban (**C**), valamint 2014-ben (**D**), illetve csoportosítva a tavaszi (**E**) és az őszi (**F**) mintavételek során. Az x és y tengelyek az elemzés során kapott kötött (RDA1-2), illetve nem kötött tengelyek (PCA1-2). A csoportok (legelt vs. kaszált) nem különböztek egymástól szignifikánsan ($p > 0,05$).

Fenológiai változások a kaszált és a legelt területen

A fenológiai vizsgálat során a fajok borítását jegyeztük fel mintavételi időpontként ($N=52$) a változó helyzetű 5 méteres transzektek mentén (4. d ábra) minden egyes kvadrátban ($N=5$) és mind a két területen ($N_{\text{total}}=52 \times 5 \times 2=520$). Tehát ugyanazon kvadrátokban történtek a fenológiai vizsgálatok, ahol a biomasszát levágtuk, és a talajlégzést mértük.

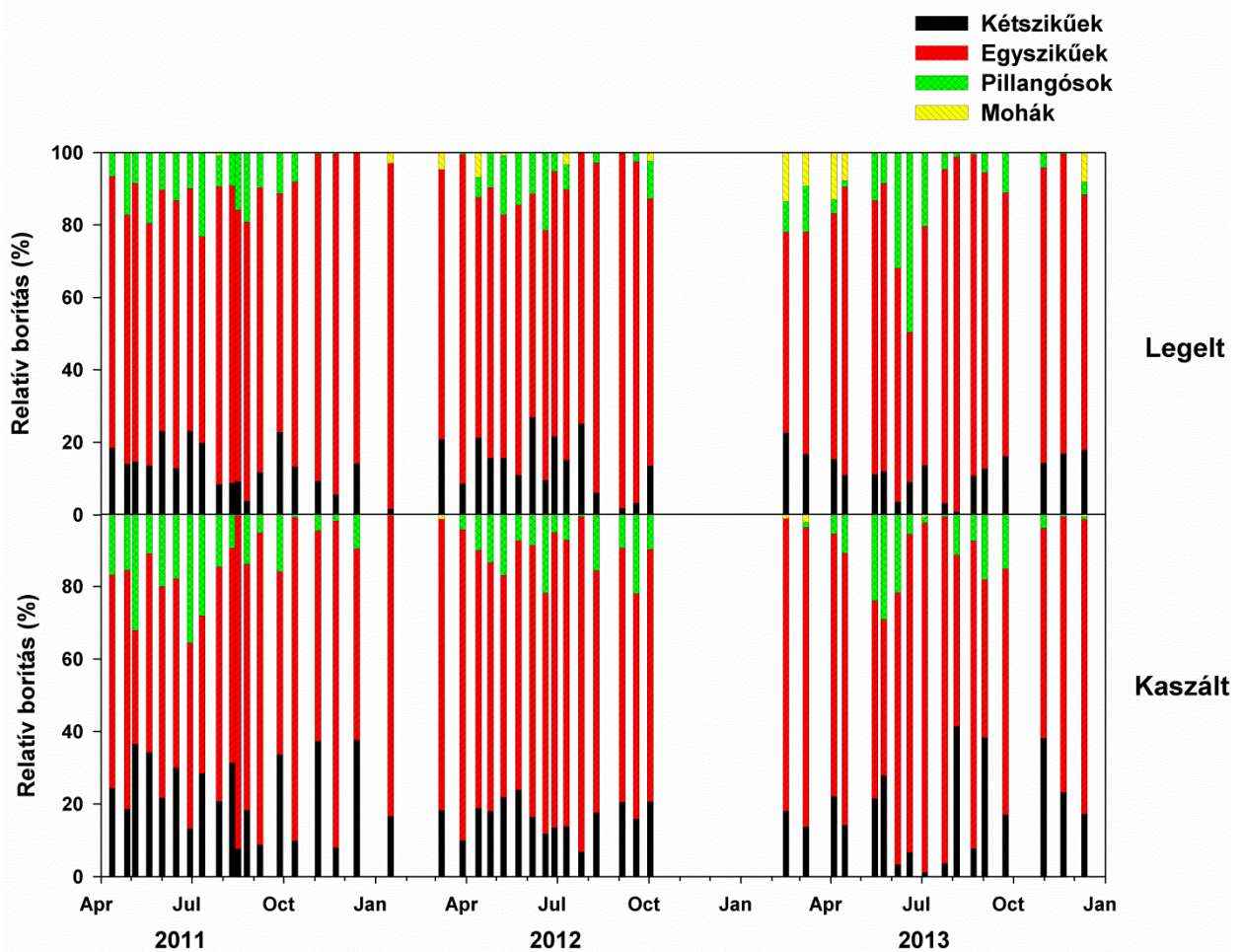
A két terület főbb fajainak relatív borításának változása összességében hasonló volt a két terület közt (18. ábra). A fenológiai változások közül kiemelendő az *Arenaria serpyllifolia* és a *Trifolium campestre* (mezei here) áprilistól májusig, a *Medicago falcata* áprilistól július elejéig,

és a *Cynodon dactylon* júliustól decemberig tartó relatív borításának növekedése mind a két területen. A *Medicago falcata* borításának változása az első évben ugyanakkor sokkal drasztikusabb volt a kaszálon, mint a legelten. A *Medicago falcata* borítása 2011-ben a kaszálást követően 84%-kal csökkent, míg a legelten csupán 13%-kal. Ezt a változást a mikrocönológiai vizsgálat során is tapasztaltuk. Feltételezhető, hogy a nagyarányú csökkenés a kezelés hatásának tulajdonítható. Érdekes ugyanakkor, hogy ennek ellenére a *Medicago falcata* átlagos borítása a három év alatt még mindig magasabb maradt a kaszálon ($10,31\pm 19,12\%$), mint a legelten ($7,93\pm 16,33\%$).



18. ábra: A 10 legnagyobb borítású faj egymáshoz viszonyított relatív borításának fenológiai változásai a legelt és a kaszált területen (Bugac, 2011-2013).

A két terület funkciós csoportjainak borítása szintén összességében hasonló volt a két területen (19. ábra). A pillangósokat funkcionális jellegük miatt (nitrogénkötők) különítettük el a többi kétszikűtől. Érdekes, hogy a mintavételi időpontokat ($n=52$) páronként, páros t-próbával összehasonlítva a fenológiai vizsgálat során csak a pillangósok relatív borítása nem különbözött a két terület között (kaszált: $11,03\pm 9,03\%$; legelt: $9,4\pm 11,03$, $p=0,3$). Ezzel szemben az egyszikűek (kaszált: $69,21\pm 15,49\%$; legelt: $75,97\pm 11,65$, $p=0,02$), kétszikűek (kaszált: $19,63\pm 10,19\%$; legelt: $13,19\pm 6,5$, $p=0,0003$), és a mohák (kaszált: $0,13\pm 0,43\%$; legelt: $1,44\pm 3,31$, $p=0,004$) relatív borítása különbözött. A fajok összes borítása szoros korrelációt mutatott a két területen ($r^2=0,60$, $y=0,97x$, $p<0,001$, $n=52$), tehát a két területen hasonló volt a vegetáció borításváltozás-dinamikája.



19. ábra: A funkciós csoportok relatív borításának fenológiai változásai a legelt és a kaszált területen (Bugac, 2011-2013).

Összegzés

A cönológiai vizsgálatokat összegezve megállapítható, hogy a gyep stabil volt, tehát a különböző kezelések ellenére nem változott jelentősen a szerkezete a három és fél év alatt (2011-2014 tavasz). Egyedül a pillangósok és ezen belül a *Medicago falcata* relatív arányának csökkenése emelhető ki a kaszálás hatásaként. Az irodalmi adatok azonban ezzel éppen ellenkező trendet mutatnak, tehát a legeltetésről kaszálásra való váltás a negyedik évben növelte a pillangósok arányát, kompenzálva az állatok trágyázásából adódó tápanyagpótlás hiányát (DROBNIK et al. 2011). Eredményeinkkel összhangban más kutatások kimutatták, hogy kaszálás hatására visszaszorulhat a pillangósok aránya a gyepben, amit a csökkent magtermésnek tulajdonítottak (KOVÁCS és CSÍZI 2004).

Figyelemre méltó továbbá, hogy az évek közötti különbségek hasonló irányúak voltak mind a két területen, így pl. a szárazabb időszak hatására (2013 tavaszán) előtérbe kerültek a *Bromus* fajok mind a két területen, míg a nedvesebb időszakok alatt pl. 2011 tavaszán a *Medicago* fajok megjelenése volt jellegzetes. Ez a gyep szárazsághoz, illetve fluktuáló éghajlati paraméterekhez való rugalmas alkalmazkodását jelentette. A kaszálás nem csökkentette a mohák gyakoriságát a kaszálon, és az már eleve alacsonyabb volt a kaszálon, mint a legelten.

Az irodalmi adatok alapján, az eredményeinkkel ellentétben, kaszálás hatására történő fajszám változást már a gazdálkodási mód váltását követő harmadik évben is megfigyeltek (JANTUNEN 2003). Hosszabb távú kaszálás hatására pedig kimutatták, hogy általában csökkent a zavarásra érzékeny, míg nőtt a zavarást tűrő fajok aránya (SOCHER et al. 2012), illetve csökken a terület fajgazdagsága (PENKSZA et al. 2005, FRITCH et al. 2011). Továbbá megfigyelték, hogy az

eltávolított biomassza és kisebb mértékű avarképződés miatt olyan mikro-élőhelyek is képződtek, amelyekben könnyen megtelepednek a kisméretű maggal rendelkező növények (SOCHER et al. 2012).

Mivel a vizsgált kaszáló 2011 előtt legelő volt, illetve a két terület közel fekszik egymáshoz, ezért a szoros hasonlóság a két terület fajösszetételében és fajszerkezetében érthető. Figyelemreméltó viszont, hogy mind a két terület fajkészletét valószínűleg maga a legeltetés alakította ki. A vizsgált gyepek fajkészlete valószínűleg adaptálódott a legeltetéshez; tekintettel arra, hogy az egyik legnagyobb gyakorisággal bíró faj a veresnadrág csenkesz (*Festuca pseudovina*), illetve a csillagpázsit (*Cynodon dactylon*) jól tűri a legeltetést. A legeltetést bíró, illetve mind a két területen megtalálható fajok közé sorolhatóak még a heverő szárú növények is, pl. a fehér here (*Trifolium repens*), vagy a pimpó fajok (*Potentilla* spp.) (KOVÁCS és CSÍZI 2004). Legeltetés hiányában a szukcesszió hatására valószínűleg a farm bejáratánál lévő (500 m-re a vizsgált transzektektől) borókás-nyárasra jellemző fajok terjednének el. A gyepek degradáltabb foltjaiban (300 méterre vizsgált transzektektől) viszont már megfigyelhető az invazív selyemkóró (*Asclepias syriaca*) térnyerése. Az alacsony legelési nyomás fontos a terület fajgazdagságának megőrzése szempontjából, amelyet MARGÓCZI (2003) a kutatási területünkhöz közeli, 550 m-re lévő vizsgálati területén korábban kimutató. Nyugat-európai intenzíven kezelt – trágyázott, magas legelési nyomású, gyakori kaszálású (SOCHER et al. 2013) – gyepekhez képest a bugaci legelő, mint általában a hazai legelők, az extenzív tartásnak köszönhetően jelentős fajgazdagsággal bírnak.

4.4. A farm szén-dioxid és szén fluxusai

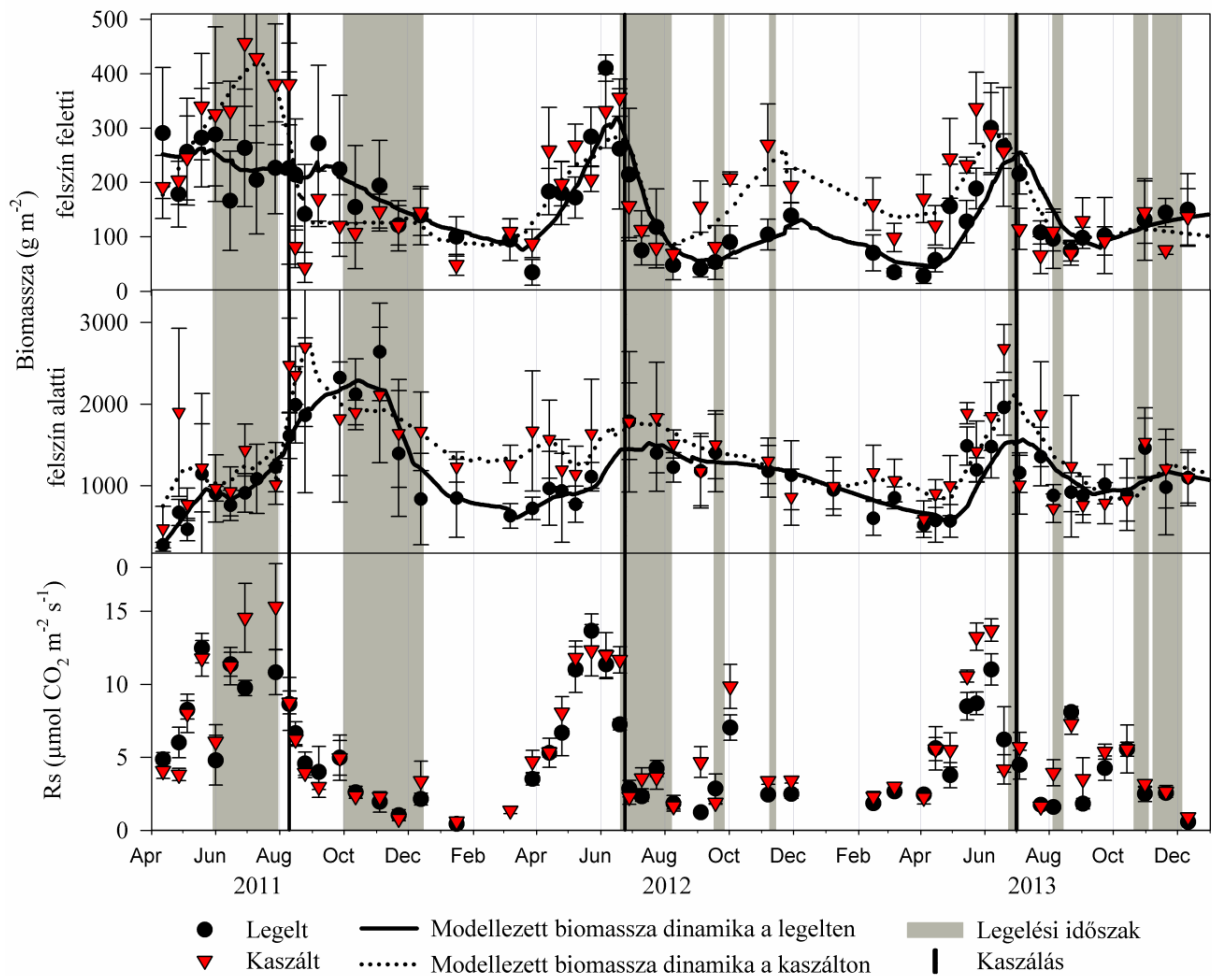
4.4.1. Biomassza, vegetációs index és talaj széntartalmi változások

A felszín feletti biomassza dinamikája

A mérések által a biomassza 43%-a szén (G_C), tehát a biomassza felszín alatti és felszín feletti dinamikája meghatározó a legelt és a kaszált terület szén-mérlegében. A biomassza dinamikát a mért és a polinomiális regresszióval modellezett biomassza értékek alapján hasonlítottuk össze a legelt és a kaszált területen. A legelt és a kaszált területen a felszín felett mért és modellezett biomassza értékek ($r^2 = 0,72$, $n=54$, $p < 0,0001$; $r^2 = 0,76$, $n=54$, $p < 0,0001$), illetve a felszín alatt mért és modellezett biomassza értékek ($r^2 = 0,80$, $n=51$, $p < 0,0001$; $r^2 = 0,63$, $n=51$, $p < 0,0001$) jó egyezést mutattak egymással (20. ábra).

A biomassza-növekedés a két területen a legelés, illetve a kaszálás kezdetéig összességében hasonló volt (20. ábra). 2011-ben 72 nappal korábban kezdődött a legelés, mint a kaszálás, így a biomassza tovább tudott gyarapodni a kaszált területen, mint a legelten (20. ábra).

A 2011. augusztus 10-én történt kaszálás már túl későn volt, de akkor kaszáltattunk, amikor általában a régióban kaszálnak. Augusztus elején (2011) már sokkal nagyobb volt az elszáradt biomassza aránya a gyepekben (40%), mint a korábbi júniusi (31%), illetve júliusi (27%) kaszálások idején 2012, illetve 2013-ban. Az elszáradt részek magasabb arányával a széna beltartalmi mutatói is vélhetően romlottak (SZEMÁN 2006). A kaszálás 2012-ben 4, míg 2013-ban 7 nappal korábban történt, mint a legeltetés kezdete (2. táblázat). A csúcs biomassza 2012-ben ennek megfelelően hasonló volt a legelten 2012-ben ($306,79 \text{ g m}^{-2}$) és a kaszálon ($281,28 \text{ g m}^{-2}$), illetve 2013-ban is ($248,13 \text{ g m}^{-2}$, illetve $301,8 \text{ g m}^{-2}$) (2. táblázat). 2012-ben a június 24-ei, illetve 2013-ban a július 1-ei korai kaszálás miatt a kaszált gyepek ugyanakkor korábban tudott regenerálódni a korábbi évhez képest. Ezzel szemben a legelt területen a legeltetés, megszakításokkal egészen december elejéig tartott, tehát a regenerálódás is elhúzódott (20. ábra).



20. ábra: A felszín feletti, illetve a felszín alatti mért és polinomiális regresszióval modellezett biomassza és a talajlégzés (Rs) éves változása a legelt és a kaszált területen.

A legnagyobb biomassza hozamot 2011-ben mértük, vélhetően a 2010-es rendkívül csapadékos év (961 mm) áthúzódó (talajban raktározott víz) hatásának is betudhatóan (2. táblázat). Erre az utal, hogy a korábbi évektől eltérően 2011-ben a legelt terület több vizet párologtatott (486 mm), mint amennyi csapadék egyáltalán lehullott (444 mm). 2012-ben a csapadékos ősz (13. ábra) kedvezően hatott a gyeper regenerációjára, és így október végére a biomassza éppen a duplájára növekedett a kaszáltan ($261,73 \text{ g m}^{-2}$), mint a legelt területen ($130,91 \text{ g m}^{-2}$). A többlet biomasszának köszönhetően a két terület közötti biomassza különbség bár csökkent, de egészen 2013 júniusáig fennállt. Az egyes mintavételi időpontok felszín feletti biomassza értékeire illesztett lineáris regresszió alapján is nagyobb volt a biomassza a kaszáltan, mint a legelten (22.d ábra). A biomassza a tíz legnagyobb borítású faj összes borításával mutatott összefüggést (legelt $r^2=0,46$, $n=50$, $p<0,0001$; kaszált $r^2=0,30$, $n=50$, $p<0,0001$), az összes faj borításával viszont nem (legelt, $r^2=0,005$, $n=50$, $p=0,62$; kaszált $r^2=0,04$, $n=50$, $p=0,14$).

A felszín alatti biomassza dinamikája

A felszín alatti biomassza mind a két területen és mind a három évben jelentősen felülmúlta a felszín feletti biomassza mennyiségét. A három év átlagát tekintve a felszín alatti biomassza $6,18 \pm 0,85$ -szerese volt a legelten és $6,38 \pm 0,52$ -szerese a kaszáltan a felszín feletti biomasszához. A felszín alatti maximum biomassza mennyisége a felső 30 cm-es rétegben magasabb volt a kaszáltan ($2139 \text{ g szárazanyag m}^{-2}$), mint a legelten ($1766 \text{ g szárazanyag m}^{-2}$) (2. táblázat). Figyelemre méltó, hogy a felszín alatti biomassza csúcsa időben később jelentkezett a felszín

feletti biomassa csúcsához képest mind a két területen (20. ábra). A kérés 39, 26, illetve 1 nap volt a legelt területen és 60, 29, illetve 16 nap a kaszált területen 2011, 2012 és 2013-ban. Az évek közötti jelentős különbség valószínűleg az eltérő időjárásra, gazdálkodásra (eltérő legeltetési periódusok, kaszálási időpontok), illetve a felszín alatti biomassa térbeli heterogenitására vezethető vissza. Mindazonáltal megfigyelhető, hogy még akkor is volt gyökérnövekedés, amikor a felszín feletti biomasszát már lekaszálták, vagy amikor éppen már megkezdődött a legeltetés. Ez az eredmény különösen fontos, tekintettel arra, hogy az irodalmi adatok alapján a gyökértömeg-növekedés csúcsának időpontja a felszín feletti biomassa növekedésének időbeli maximumával esik egybe (McNAUGHTON et al. 1998, FIALA 2010). Feltételezhetően a felszín feletti növényi részek a nyár elején képesek voltak szenet allokálni a felszín alatti részekbe. Később a raktározott szenet a felszín alatti részekből a növények valószínűleg a felszín feletti hajtásokba allokálták vissza. Erre az utal, hogy 2011-ben októbertől, 2012-ben augusztus közepétől, 2013-ban pedig július végétől a felszín alatti biomassa mennyiségének csökkenését önmagában csak a lebomlás vélhetően nem teherthette ki. A feltételezett allokációt az támasztja alá, hogy egy megfigyelés alapján a lebomlás sebessége sokkal lassabb, minthogy a felszín alatti biomassa közel fele az általunk tapasztalt 3-4 hónap alatt lebomoljon (SERES et al. 2015). SERES et al. (2015) által végzett vizsgálatban a bugaci domináns veresnadrág csenkeszhez képest egy közelrokon növényfaj, a magyar csenkesz (*Festuca vaginata*) gyökereinek csupán 10-30%-a bomlott le egy év alatt (SERES et al. 2015).

Vegetációs indexek

A felszín feletti biomasszához hasonlóan a zöld vegetációs index (VIGreen) is magasabb volt a kaszált területen (átlagosan 12%-kal), mint a legelt területen (22. f ábra). Megállapítottuk, hogy a mért felszín feletti biomassa szoros korrelációt mutatott a terepen mért LAI, illetve a VIGreen, és a műholdas NDVI vegetációs indexekkel (21. ábra), tehát mind a terepi, mind az űrfelvételek alapján vett vegetációs indexek jól használhatóak a biomassa becslésére. Megállapítottuk továbbá, hogy a változó helyzetű 5 méteres és az állandó helyzetű 5 (legelt $r^2=0,63$, kaszált $r^2=0,66$, $p<0,05$, $N=51$), illetve 50 (legelt $r^2=0,73$, kaszált $r^2=0,78$, $p<0,05$, $N=9$) méteres transzkek VIGreen értékei közt szoros volt a korreláció. Tehát a változó helyzetű transzkek reprezentatívak voltak (elég nagy méretűek voltak) a nagyobb léptékben tapasztalt VIGreen értékekhez képest (tehát hasonló átlagos VIGreen értéket mutattak a különböző hosszúságú de egy időben mintázott transzkek).

A talaj szerves széntartalma

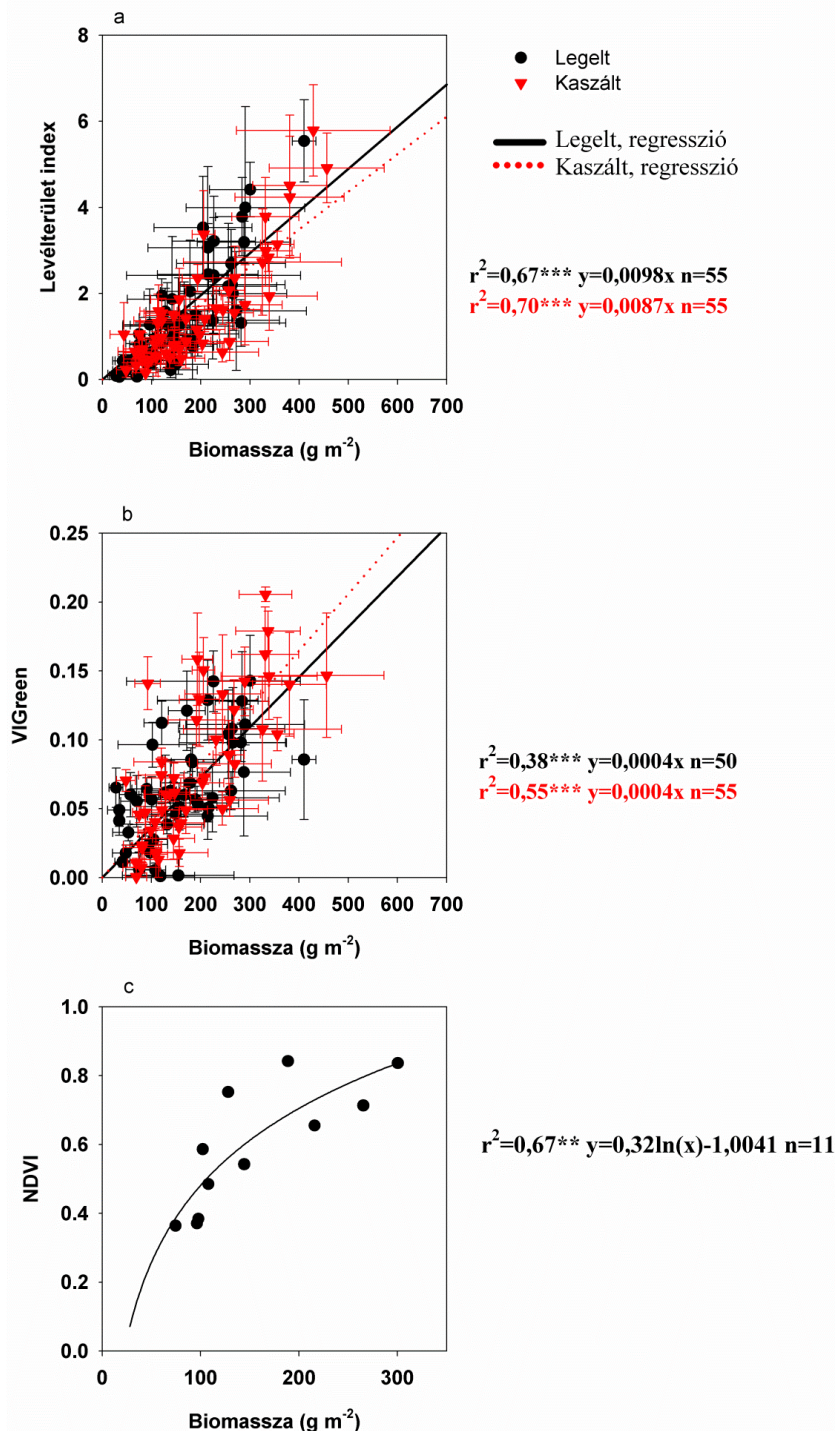
A talaj szerves szén, illetve összes nitrogén tartalmát a legelt és a kaszált területen az ökofiziológiai mérések helyén (a transzkek területén, 4.c ábra) 2011-ben, illetve 2014-ben határoztuk meg. A talaj szerves szén és összes nitrogén tartalma, az átfedő szórások ellenére, szignifikánsan eltérőnek bizonyult a két terület közt 2011-ben és 2014-ben is.

2011-ben a talaj szerves széntartalma térfogat százalékban $3,13\pm 1,18\%$ volt a kaszált területen és $3,68\pm 0,97\%$ a legelten, míg a talaj nitrogén tartalma $0,38\pm 0,16\%$ volt a kaszált területen és $0,45\pm 0,12\%$ a legelten a felső 15 cm-ben. Átszámolva a talaj tömegére vonatkoztatva a talaj szerves széntartalma a felső 15 cm-ben, $1,28 \text{ g cm}^{-3}$ talajsűrűség (NAGY et al. 2011) mellett, $60,26\pm 22,72 \text{ g C kg}^{-1}$ volt a kaszált területen ($6,03\pm 2,27 \text{ kg C m}^{-2}$), míg $70,85\pm 18,68 \text{ g C kg}^{-1}$ ($7,09\pm 1,87 \text{ kg C m}^{-2}$) volt a legelten 2011-ben.

2014-ben a talaj szerves széntartalma $2,34\pm 0,51\%$ volt a kaszált területen és $2,70\pm 0,33\%$ a legelten, míg a talaj nitrogén tartalma $0,29\pm 0,07\%$ volt a kaszált területen és $0,34\pm 0,04\%$ volt a legelten. Tömegre átszámolva ez $45,05\pm 9,82 \text{ g C kg}^{-1}$ ($4,51\pm 0,98 \text{ kg C m}^{-2}$) volt a kaszált területen, míg $51,99\pm 6,35 \text{ g C kg}^{-1}$ ($5,20\pm 0,64 \text{ kg C m}^{-2}$) volt a legelten a talaj széntartalma a felső 15 cm-ben.

A két terület közti különbségek aránya megmaradt a két időpont között, tehát feltételezzük, hogy a két terület közt, a térbeli közelség ellenére, eleve volt egy meglévő különbség a kísérlet

kezdeten. A 2011-es és 2014-es adatok közti különbség feltehetően az eltérő - és nem elégséges - mintaszámból (2011-ben 40 db, míg 2014-ben 78 db mintát vettünk területenként), és a talaj térbeli változatosságából (SCHRUMPF et al. 2011) adódott. A talaj szerves szén tartalmának változása jellemzően 10 éves időszak alatt mutatható ki, de jelentős változás esetén (57 ± 34 g szerves C $m^{-2} yr^{-1}$) akár már 2 év alatt is (SCHRUMPF et al. 2011). A bugaci területen végzett korábbi kutatások alapján 5 év alatt várható, hogy kimutathatóvá válik a talaj széntartalmának bármilyen irányú (növekvő, vagy csökkenő) változása (SCHRUMPF et al. 2011). Legalább 5 éves időtávon, éves nettó szénfelvétel mellett (negatív NEE), a talaj szerves szén-tartalmának növekedését várjuk.



21. ábra: A biomassza és a levélterület index (2011-2013) (A), illetve a biomassza és a VIGreen (2011-2013) (B), valamint a biomassza és a LANDSAT műhold NDVI értékei közötti (2013) (C) összefüggések (az r^2 a lineáris regresszió determinációs koefficiense, ahol a „*” a szignifikancia szintet jelöli; $p < 0,001^{***}$ $p < 0,05^{**}$ $p < 0,1^*$ mellett).

Összegzés

Megállapítottuk, hogy a biomassa mennyisége magasabb volt a kaszált területen, mint a legelten. Megállapítottuk, hogy a felszín alatti biomassa növekedésének csúcsa időben később jelentkezett a felszín feletti biomassa növekedéséhez képest. Kimutattuk, hogy a vegetációs indexek (LAI, VIGreen, NDVI), az irodalmi adatokhoz hasonlóan, szoros összefüggést mutattak a mért biomassa mennyiségével (FRANK AND KARN 2003, FAN et al. 2009, SWATANTRAN et al. 2011). A vegetációs indexek tehát alkalmasak a biomassa térbeli variabilitásának becslésére.

A bugaci kaszálon és legelőn kapott felszín feletti biomassa adatok megegyeztek a hazai homoki gyepek átlagos produkciójával, mindkettő $300 \text{ g m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ körül alakult (VINCZEFFY 1993). Üde vagy intenzíven kezelt gyepeken (öntözés, trágyázás, felülvetés) ennél jóval nagyobb, $2000 \text{ g m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ produkció is lehetséges (SZENTES et al. 2011).

A felszín alatti biomassa mennyisége megegyezett a száraz gyepekre vonatkozó irodalmi adatokkal (FIALA 2010, LÓPEZ-MÁRSICO et al. 2015). A felszín alatti biomassa dinamika hasonló volt a két területen; más tanulmányok ezzel szemben azt tapasztalták, hogy kaszálás hatására csökkent, de legelés hatására gyakrabban növekedett a felszín alatti biomassa mennyisége (GAO et al. 2008, LI et al. 2011).

4.4.2. Talajlégzés

A talajlégzés általános éves dinamikája hasonló volt a legelt és a kaszált területen (20. ábra). Mind a két területen az R_s a vegetációs periódus ideje alatt volt magas, míg a téli időszakok alatt alacsony maradt (20. ábra). Az R_s júniusban érte el csúcsát, amely egybeesett a felszín feletti biomassa csúcsával. Az R_s csúcsa ugyanakkor korábban volt (20. ábra), mint a talajhőmérséklet augusztusi csúcsa (13. ábra).

Az éves átlagos R_s 2012 és 2013-ban szignifikánsan magasabb volt a kaszált területen, mint a legelt területen (5. táblázat). A két terület közti különbség 2011 és 2013 között nőtt; 2013-ra már 20,23%-kal nagyobb volt az R_s a kaszált területen, mint a legelten (5. táblázat). Ezzel párhuzamosan 2011 és 2013 között mind a két területen csökkent az SWC, ami hozzájárulhatott ahhoz, hogy mind két területen 2011 és 2013 között csökken az éves átlagos R_s 2011 és 2013 között.

5. táblázat: A talajlégzés [R_s] éves átlaga és variációs koefficiense [CV] a legelt és a kaszált területen. Az eltérő betűk (^a, ^b) szignifikáns különbségeket jelölnek a kezelések között egy éven belül (Kruskal-Wallis teszt, $p < 0,05$, zárójelben a szórás).

Évek	Kezelés	R_s [$\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$]	CV [%]
2011	Legelt	6,05 (3,62) ^a	59,90
	Kaszált	6,34 (4,44) ^a	70,02
2012	Legelt	5,08 (3,70) ^b	72,77
	Kaszált	6,06 (3,98) ^a	65,75
2013	Legelt	4,73 (3,17) ^b	66,98
	Kaszált	5,69 (3,78) ^a	66,53

A mintavételi időpontok R_s adatait páronként összehasonlítva egy lineáris regresszió mentén látható, hogy az R_s átlagosan 11%-kal volt magasabb a kaszált területen, mint a legelten (2011-2013)(22.c ábra). A két terület R_s értékeit mintavételi időpontonként összehasonlítva páros t-próbával megállapítható, hogy 2011-ben nem volt szignifikáns különbség ($p=0,45$, $n=17$), míg 2012 ($p=0,02$, $n=17$) és 2013-ban ($p=0,01$, $n=19$) már szignifikáns különbség volt a két terület között. Sem a talajnedvesség, sem a talajhőmérséklet ugyanakkor nem különbözött

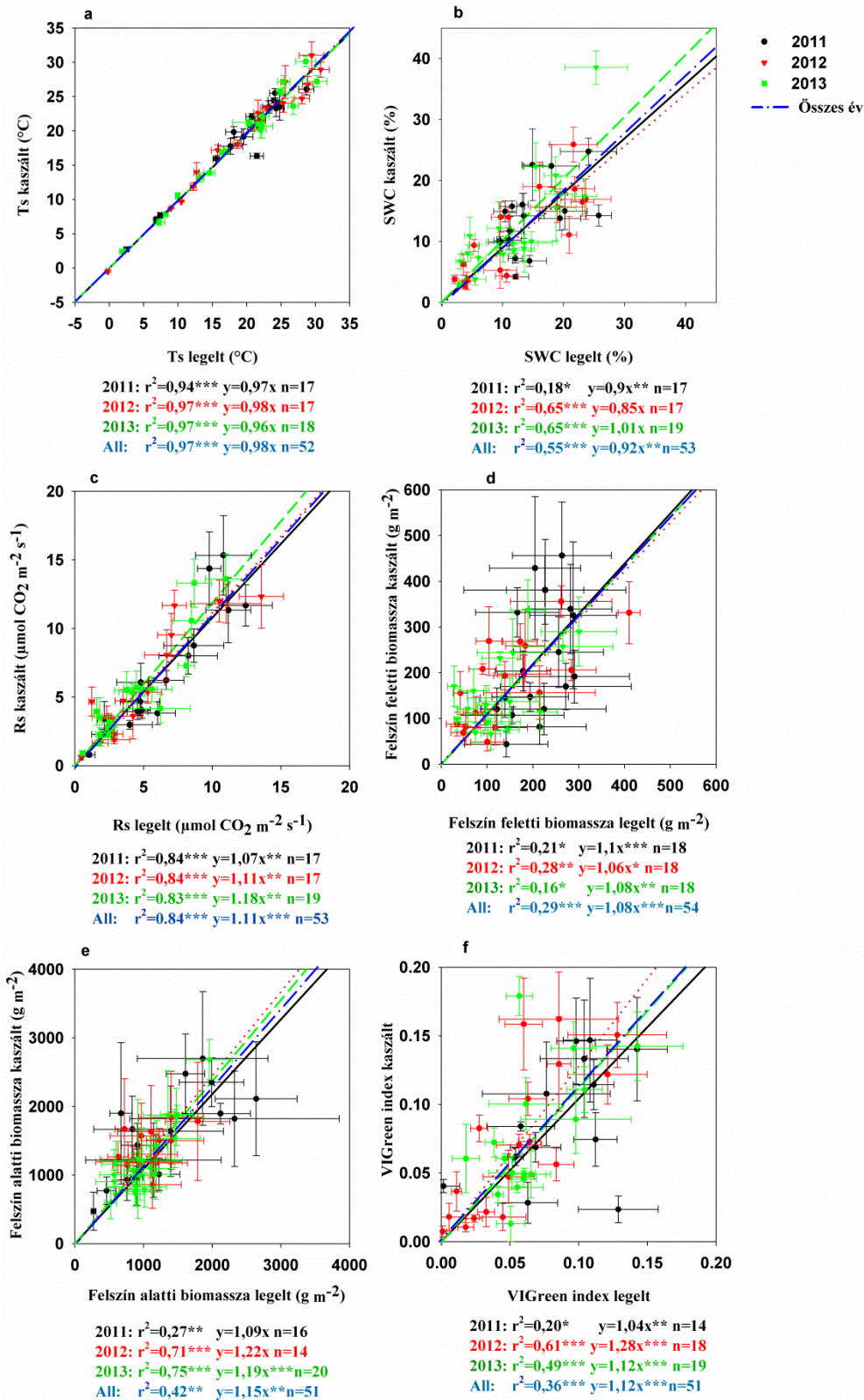
szignifikánsan a két terület között páros t-próbával összehasonlítva egyik évben sem ($p > 0,05$). Lineáris regressziót alkalmazva szintén nem volt különbség a két terület egyes időpontokra vett átlagos talajnedvességei és talajhőmérsékletei között (a regressziós egyenesek meredeksége nem tért szignifikánsan 1-től, 22.a-b ábra). Mivel a talajlégzést meghatározó talajhőmérsékletben, illetve talajnedvességben nem volt, a biomassa dinamikában viszont jelentős különbség mutatkozott a két terület között, ezért a biomassa megkülönböztető tényezőként hatott a két terület talajlégzés-válaszát illetően. Kiemelendő, hogy a 2012-es őszi regenerációs idő alatt, amikor a biomassa sokkal nagyobb volt a kaszáltan, mint a legelten (20. ábra), akkor az R_s is jóval magasabb volt, mint a legelten, amely szintén a talajlégzés biomasszától való erős függésére utal. Az R_s biomasszától való függését az is alátámasztja, hogy a felszín feletti biomassa, a zöld biomassa, a LAI és a VIGreen a legelt és a kaszált területen egyaránt növelte (eltérő mértékben) a talajlégzés modell által megmagyarázott variancia-hányadot (6. táblázat).

A talajlégzést befolyásoló tényezők

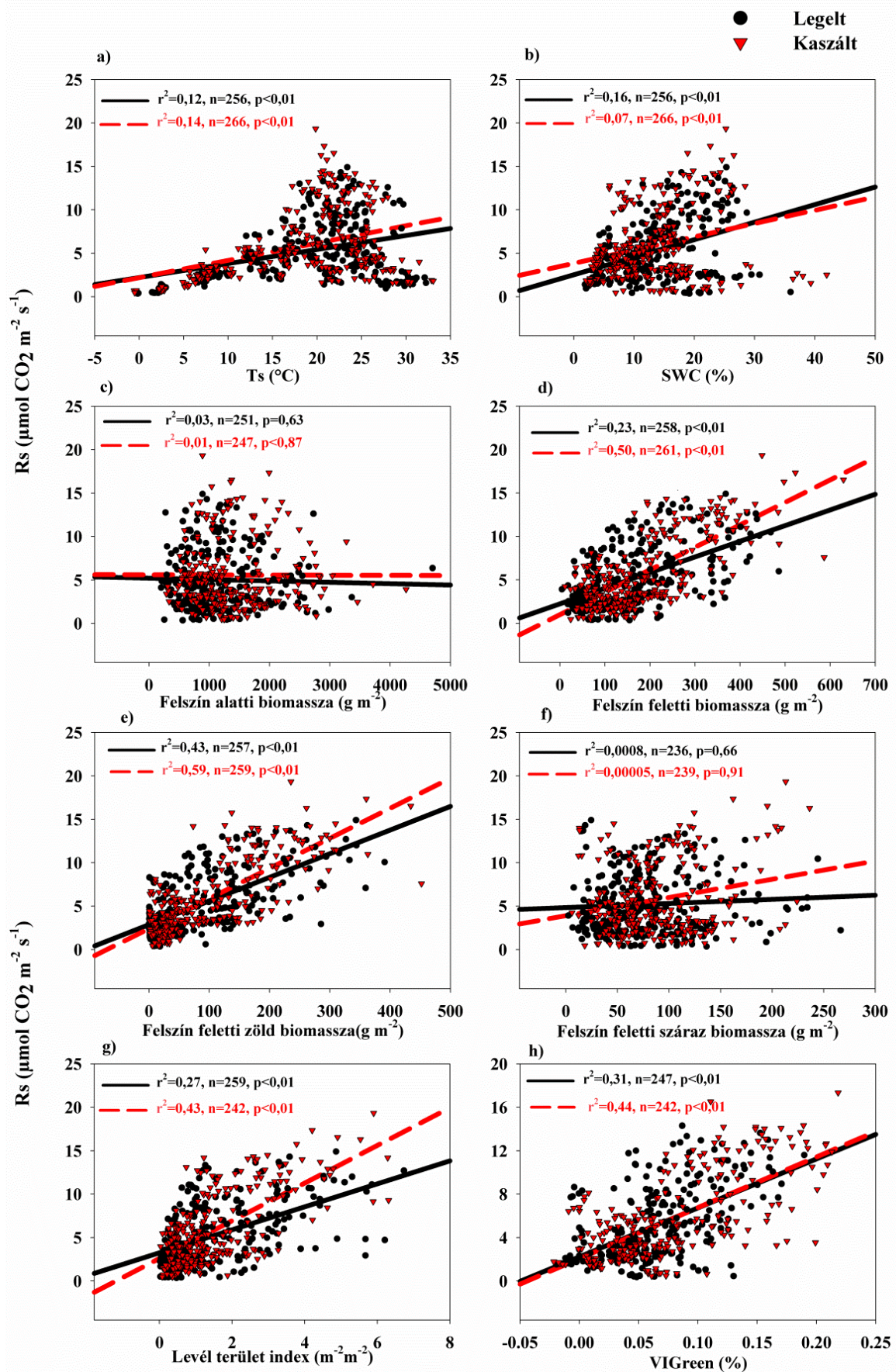
A talajlégzést befolyásoló tényezők közül az R_s és a talajhőmérséklet (23.a ábra), illetve az R_s és a talajnedvesség (23.b ábra) között gyenge, de szignifikáns lineáris összefüggést találtunk a legelt és a kaszált területen egyaránt. A lineáris összefüggés helyett a későbbiekben bemutatott 1-es és 2-es talajlégzés modellek írták le jobban a talajlégzés talajhőmérséklettől és talajnedvességtől függő varianciáját.

A talajlégzés és a felszín feletti biomassa között – a vizsgált tér és időléptékben – szoros szignifikáns lineáris összefüggést találtunk a legelt és a kaszált területen egyaránt (23.d ábra). Hasonlóan szorosan összefüggött a legelt és kaszált területet illetően a talajlégzés és a zöld biomassa (23.e ábra), a LAI (23.g ábra) és a VIGreen index (23.h ábra). A száraz, holt növényi biomassa és a talajlégzés között azonban nem volt direkt összefüggés sem a legelt, sem a kaszált területen (23.f ábra). Ez arra utal, hogy a zöld biomassa által felvett szenet a növény a gyökérzetbe allokalja, amit a gyökérzet a fenntartási és növekedési légzéséhez használ fel. Az elszáradt, élettelen felszín feletti biomasszából a növény nem képes szénhidrátokat allokalni a gyökérzetbe, így a gyökérzet kevesebb szenet tud a légzésben felhasználni.

A felszín alatti biomassa talajlégzésre gyakorolt hatását a felszín alatti biomassa április és augusztus közötti időszak alatti növekedési rátáján keresztül figyeltük meg (legelt: $r^2=0,42$, $n=25$, $p < 0,001$, kaszált: $r^2=0,42$, $n=25$, $p < 0,01$). A felszín alatti biomassa és az R_s között ugyanakkor nem volt közvetlen korreláció (21.f ábra), utalva arra, hogy valószínűleg nőtt a növekedési légzés a fenntartási légzés mellett.



22. ábra: Lineáris regresszió a legelt és a kaszált terület talajhőmérséklete [Ts] (A), talajnedvessége [SWC] (B), talajlégzése [Rs] (C), és felszín feletti biomassza (D), felszín alatti biomassza (E), illetve VIGreen értékei között (F). Egy pont egy mintavételi időpont átlagát jelenti. Az r^2 a lineáris regresszió determinációs koefficiense, ahol „ *** ” a szignifikancia szintet jelöli; $p<0,001^{***}$ $p<0,05^{**}$ $p<0,1^*$ mellett. Az egyenesek meredeksége szignifikánsan eltért az egytől az egyenlet ($y=ax$) után jelölt $p<0,001^{***}$, $p<0,05^{**}$, $p<0,1^*$ szintek mellett.



23. ábra: A talajlégzés [Rs] lineáris függése a legelt és a kaszált területen a talajhőmérséklettől [Ts] (A), talajnedvességtől [SWC] (B), felszín alatti biomaszától (0-30cm) (C), felszín feletti biomaszától (D), felszín feletti zöld biomaszától (E), felszín feletti száraz biomaszától (F), levél terület indextől (G), és VIGreen indextől (H).

Talajlégzés modellek

A különböző biotikus és abiotikus tényezők hatása összegződik a talajlégzésre, illetve nem feltétlenül lineárisak. Ezért a biotikus és abiotikus tényezők együttes hatását különböző modellek segítségével határoztuk meg.

A Lloyd-Taylor modell (1. modell) segítségével megállapítottuk, hogy a talajhőmérséklet az R_s variációjának a legelőn 20%-át, míg a kaszálón 21%-át magyarázta (6. táblázat). Az SWC Lloyd-Taylor modellbe történő illesztésével (2. modell) a modell pontossága 55%-kal nőtt a legelőn, míg 38%-kal a kaszálón (6. táblázat). Más kutatások száraz gyepeken ezzel szemben azt találták, hogy a T_s az R_s variabilitásának 55-83%-áért felelős, tehát a T_s nagyobb arányban határozta meg az R_s -t, mint az SWC (FRANK et al. 2006, CHEN et al. 2010). Amennyiben a biotikus tényezők közül a felszín alatti biomasszát is illesztettük a T_s és az SWC mellett, akkor a modell jósága a legelt területen csökkent, míg a kaszálton kismértékben nőtt (6. táblázat). Amennyiben a felszín alatti biomassza helyett (3. modell) a felszín feletti biomasszát (4. modell), vagy a LAI-t illesztettük a modellbe (5. modell), úgy mind a két terület esetében a modell jósága növekedett. Az első esetben a legelten 26%-kal, és a kaszálton 14%-kal, míg a második esetben a legelten 28%-kal és a kaszálton 7%-kal nőtt a modell jósága a 3) modellhez képest.

Az R_s variációjának a legnagyobb hányadát a 7-es modell segítségével írtuk le. Ez a modell biotikus paraméterként a VIGreen indexet tartalmazta. A VIGreen indexet is tartalmazó modell a 2-dik modellhez képest az R_s variációjának további 16%-át magyarázta a kaszált, míg további 5%-át a legelt területen. A légköri hőmérséklet emelkedéssel a talajhőmérséklet és a biomassza is nőtt, tehát szezonálisan kovariancia léphetett fel a két tényező között (a biomassza és a talajhőmérséklet közötti összefüggés azonban augusztusban szétválik, nem korrelálnak együtt; a hőmérséklet emelkedésével a biomassza nem emelkedik tovább).

A talajlégzés-modell további pontosításának érdekében a 7-es modell maradékait illesztettük az ugyanazon kvadrátban mért talaj szerves széntartalmával. A talaj szervesszén-tartalma és a 7-es talajlégzés-modell maradékai között azonban nem találtunk szignifikáns összefüggést ($r^2 < 0,1$, $p > 0,05$). Az irodalom alapján más kutatások ezzel ellentétben szoros kapcsolatot találtak az R_s és a talaj széntartalma között (BAHN et al. 2008, GENG et al. 2012, HOU et al. 2014). Ez feltehetőleg azzal magyarázható, hogy a bugaci terület esetében a talaj széntartalmának variabilitása elmaradt az irodalmi adatok variabilitásától, így a talaj széntartalmának hatása nem érvényesült a talajlégzés alakításában. A talaj szerves széntartalma 2014-ben $2,34 \pm 0,51\%$ volt a kaszált és $2,70 \pm 0,33\%$ a legelt területen. Más kutatásokban a széntartalom növekedésével a talajlégzés is emelkedett de ezekben a vizsgálatokban a talaj szervesszén-tartalma szélesebb tartományban mozgott, mint a bugaci területen; így pl. 3-8 kg C m⁻² (BAHN et al. 2008), 8-13 g C kg⁻¹ (HOU et al. 2014), illetve 1-20%-os széntartalom között volt (GENG et al. 2012). Feltételezhető, az is, hogy Bugacon a talaj szervesszén-tartalma nem lépett fel limitáló szubsztrátként a talajlégzés számára, ezért nem volt összefüggés a széntartalom és az R_s között.

A biotikus (felszín feletti biomassza) és az abiotikus (T_s , SWC) változók közötti interakciót az R_s variabilitásának megmagyarázásában GLM-mel számoltuk ki. Interakció a biotikus és az abiotikus tényezők között, a lehetséges 18 esetből, 6-szor fordult elő (2011-ben a legelten a T_s -sel, 2012-ben a legelten a T_s -sel és a T_s :SWC-vel, 2012-ben a kaszálton a T_s -sel és az SWC-vel, illetve a T_s :SWC-vel volt interakció a biomasszával, $p < 0,05$, GLM).

Összevetve az R_s éves dinamikáját a növényzet fenológiai változásaival megállapítható, hogy a legelt és a kaszált területen az R_s egyaránt szoros korrelációt mutatott a 10 legnagyobb borítással rendelkező faj össz-borításával (legelt, $r^2 = 0,24$, $n = 51$, $p < 0,001$; kaszált $r^2 = 0,15$, $n = 51$, $p = 0,005$). Ezen fajok közül is kiemelten a *Medicago falcata* borítása mutatott szoros összefüggést az R_s -sel (legelt, $r^2 = 0,33$, $n = 51$, $p < 0,001$; kaszált $r^2 = 0,51$, $n = 51$, $p < 0,001$).

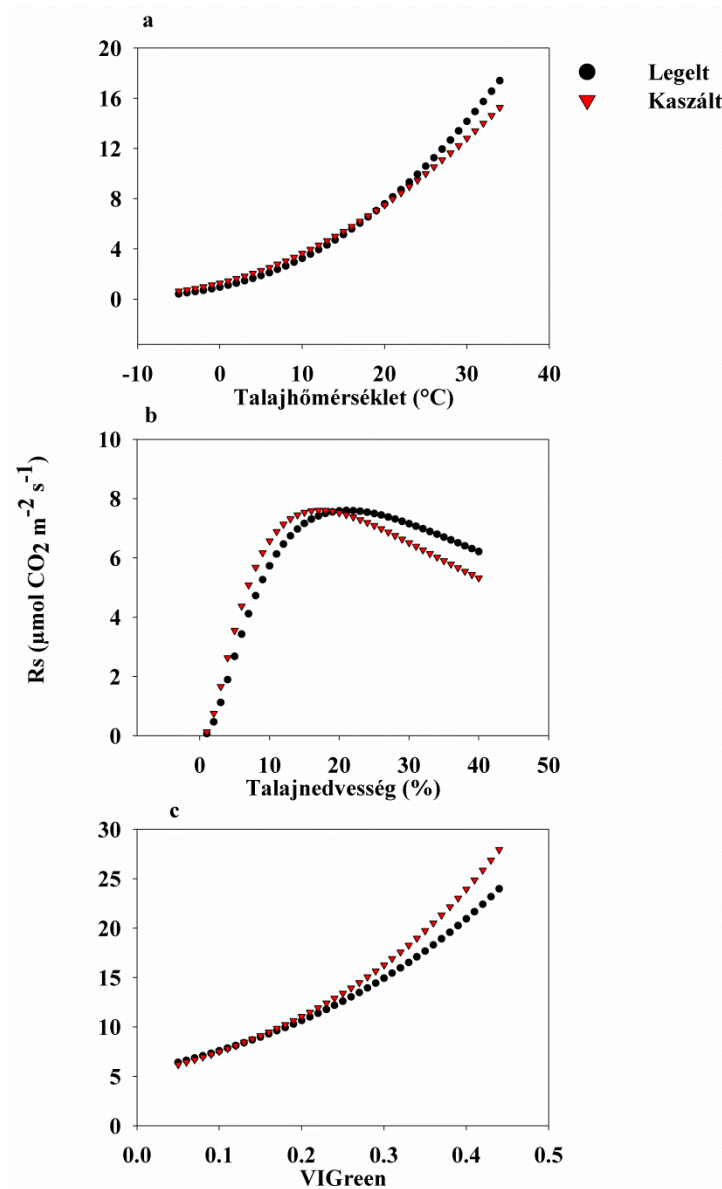
6. táblázat: A különböző talajlégzés modellek (1-7.) által kapott illesztések eredményei. R_{10} a talajlégzés rátája 10 °C-on [$\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$], E_0 az aktivációs energiához köthető paraméter [K], SWC_{opt} az optimális talajnedvesség [%], d a felszín alatti biomasszához (BB), illetve a felszín feletti biomasszához (AB), és a levélterület indexhez (LAI), valamint a zöld biomasszához (GB) és a VIGreen értékhez tartozó modell paraméter, T_s a talajhőmérséklet, SWC a talajnedvesség, r^2 determinációs koefficiens, N a darabszám. A „*” a modell illesztés során kapott szignifikancia-szinteket jelöli: *** $p < 0,0001$; ** $p < 0,001$; * $p < 0,05$.

Modell	Tényezők	Kezelés	R_{10}	E_0	SWC_{opt}	d	r^2	N
1)	T_s	Legelt	2,4***	124,83***			0,2***	256
		Kaszált	2,79***	129,37***			0,21***	262
2)	T_s, SWC	Legelt	3,24***	325,1***	26,37***		0,75***	253
		Kaszált	3,83***	297,98***	26,3***		0,59***	258
3)	T_s, SWC, BB	Legelt	3,79***	289,76***	25,82***	-0,05	0,6***	224
		Kaszált	4,3***	301,1***	24,64***	-0,1*	0,61***	233
4)	T_s, SWC, AB	Legelt	3***	331,16***	26,48***	0,11***	0,76***	248
		Kaszált	2,45***	252,05***	19,77***	2,01***	0,7***	254
5)	T_s, SWC, LAI	Legelt	2,9***	310,87***	25,22***	0,07**	0,77***	249
		Kaszált	2,98***	251,19***	20,84***	0,13***	0,65***	253
6)	T_s, SWC, GB	Legelt	3,04***	323,24***	26,13***	0,2***	0,78***	247
		Kaszált	3,42***	291,71***	25,22***	0,32***	0,64***	251
7)	$T_s, SWC, VIGreen$	Legelt	2,36***	311,87***	21,19***	3,39***	0,8***	236
		Kaszált	2,54***	266,11***	17,18***	3,86***	0,75***	235

Tekintettel arra, hogy a talajlégzés varianciáját legjobban a 7-es modell írta le, ezért ennek a modellnek a paramétereit (6. táblázat) használtuk fel a talajlégzés talajhőmérséklettől, talajnedvességtől és VIGreen indextől való érzékenységének becsléséhez mind a két terület esetében (24. ábra). Megállapítottuk, hogy a kaszált terület 10°C-os talajlégzése nagyobb volt a legelt területhez képest (24.a ábra). Az illesztett modellek alapján a kaszált terület talajlégzése magasabb volt, mint a legelt területé (24.a-c ábra). Magas talajhőmérséklet (24.a ábra) és alacsony talajnedvesség (24.b ábra) mellett a talajlégzés csökkent, a talajnedvességnek, mint limitáló tényezőnek köszönhetően. Ez történt pl. augusztusban mind a két területen, amikor a talajhőmérséklet magasabb volt, mint 20°C, de a talajnedvesség alacsonyabb, mint 17%, illetve 21% (13. ábra); hiszen ekkor a talajlégzés már csökkent.

A talajlégzés, a biomassza és a vegetációs index mérések reprezentativitása

A talajlégzés optimális mintaelemszámát a 9-es egyenlet alapján becsültük. Az egy mérési alkalomra és egy területre eső mintaelemszám (15 darab) közel megegyezett az optimális minta-elemszámmal, amely a legelten átlagosan $17,3 \pm 10,5$ darab, míg a kaszálon $17,6 \pm 9,7$ darabnak adódott. A vegetációs index (VIGreen) mérések térbeli reprezentativitását a rövid (5 m), illetve a hosszú transzekttek (50 m) mentén mért vegetációs indexek összehasonlításával vizsgáltuk meg (4.c ábra). A rövid és a hosszú transzekttek VIGreen értékei között szoros korrelációt találtunk a legelt ($r^2=0,73$, $n=9$, $p < 0,05$) és a kaszált ($r^2=0,78$, $n=9$, $p < 0,05$) területen egyaránt. A rövidebb transzekttek átlagosan hasonló VIGreen értékeket mutattak, mint az 50 méter mentén mért átlagos VIGreen értékek, ami arra utalt, hogy a rövidebb transzekttek jól reprezentálták a térben nagyobb léptékű heterogenitást.



24. ábra: A talajlégzés (R_s) függése a talajhőmérséklettől (A), talajnedvességtől (B) és a VIGreen-től (C) a legelt és a kaszált területen a 7. modell alapján.

Összegzés

Megállapítottuk, hogy a talajlégzés a kaszált területen a nagyobb felszín feletti biomassza miatt magasabb volt a legelt területen kapott értéknél. Ezt az eredményünket a talajlégzés modell pontosításával együtt a *Nutrient Cycling in Agroecosystems* című tudományos folyóiratban publikáltuk (KONCZ et al. 2015). Kimutattuk, hogy a talajlégzést a jelen vizsgálatban a talaj szén tartalma, valamint a száraz felszín feletti biomassza nem határozta meg. Kimutattuk, hogy a talajlégzés alakításában a talajnedvesség és a talajhőmérséklet mellett a felszín feletti biomassza játszott fontos szerepet és együttesen e három tényező szabályozta a talajlégzést. A talajlégzés éves dinamikája (értéke 1 és 17 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ között ingadozott), általános talajhőmérséklet ($r^2=0,69$, $p<0,001$) és levélterület index ($r^2=0,55$, $p<0,01$) függése hasonló volt más európai gyepekhez képest (BAHN et al. 2008). A biomassza talajlégzésre gyakorolt hatását többen is kimutatták (RAICH AND TUFEKCIOGUL 2000, BAHN et al. 2009), illetve hasonlóan javították a talajlégzés modell pontosságát a biotikus paraméterek (levélterület index, növekedési ráta, felszín alatti biomassza) talajlégzés modellbe történő illesztésével (SUYKER AND VERMA 2001, HAN et al. 2007, JIA AND ZHOU 2009). Kutatásunk során azonban olyan

vegetációs indexet (VIGreen) is illesztettünk a talajlégzés modellbe, amely távérzékeléssel is előállítható. Ez a talajlégzés gyorsan (pár óra) és nagyobb skálán (hektár) történő becsléséhez járulhat hozzá. A távérzékeléssel nyert vegetációs indexeket széles körben alkalmazzák a biomassza mennyiségének (SILLEOS AND ALEXANDRIDIS 1996), illetve a fotoszintézis (GUANTER et al. 2014) becslésére. A biomassza és a talajlégzés közti összefüggés alapján a biomassza becslés önmagában alkalmas lehet a talajlégzés nagy léptékű becslésére is (HUANG AND NIU 2012). A műhold felvételek mellett a vegetációs indexek, így a biomassza kézi digitális kamerával is becsülhető (SAKAMOTO et al. 2012), amely gyors és költséghatékony megoldást kínálhat a biomassza becslésére. A digitális képekből nyert VIGreen index tehát alkalmas lehet a zöld növényi felület mellett (GITELSON et al. 2002) a biomassza, illetve a talajlégzés becslésére is (23.h ábra). A kamerával történő becslés feltétele, hogy legalább egy éves adatsor alapján szignifikáns összefüggés legyen a VIGreen, vagy más fényképezőgép (pl. Tetracam) által nyert zöld növényi felületre érzékeny vegetációs index (pl. NDVI) és a talajlégzés között. Közvetlen talajlégzés mérés nélkül, tehát az összefüggés alapján, nagyobb léptékben (felskálázva) becsülhető a talajlégzés.

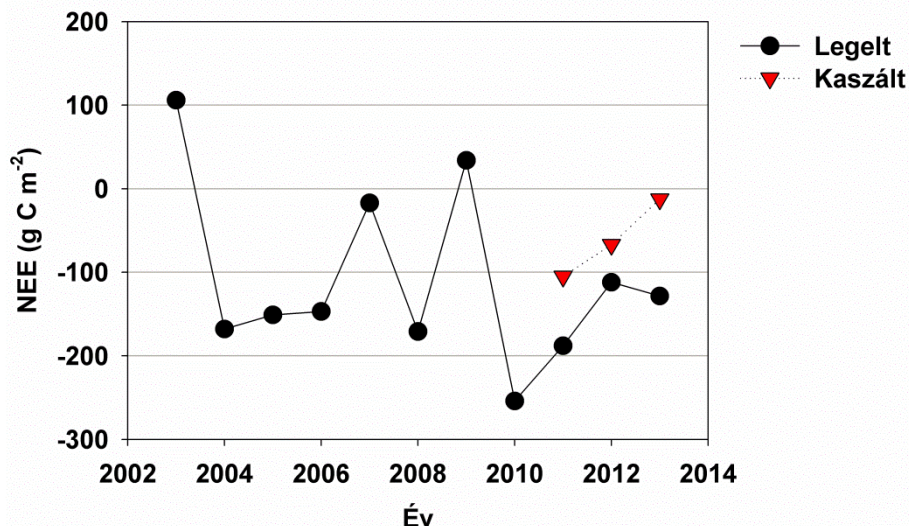
A biomassza, illetve a legeltetés és a kaszálás talajlégzésre gyakorolt hatását már többen vizsgálták (CRAINE et al. 1999, BAHN et al. 2009). Az eltérő területeken történő vizsgálatok magukban hordozzák az eltérő éghajlati, talaj és vegetációs állapotokból adódó különbségeket is, amely nem teszi lehetővé a kezelések kizárólagos hatásának vizsgálatát. Legelés után egy vizsgálatban azt találták, hogy a redukálódott gyökérnövekedés miatt csökkent az R_s (STARK et al. 2003, WAN AND LUO 2003). Máshol a kaszálás szintén csökkentette, 19-49%-kal az R_s -t (BREMER et al. 1998, CRAINE et al. 1999), amely a felszín feletti részek csökkent fotoszintézise miatt következhetett be (SHAHZAD et al. 2012). Más tanulmány szerint az R_s értéke a biomassza eltávolítás ellenére nem változott, amit a megnövekedett SWC R_s -t stimuláló hatásával magyaráztak (JIA AND WEI 2012).

Kimutattuk, hogy a talajlégzés dinamikával szorosan összefüggött a domináns fajok, illetve ezen belül is a *Medicago falcata* borításának változása. A talajlégzésben az egyes fajoknak tehát eltérő lehet a szerepe. Kimutatták, hogy a különböző növényfajok gyökerei eltérő intenzitású fenntartási légzéssel jellemezhetőek (CALDWELL et al. 1977), illetve eltérő lokális talajnedvességet alakíthatnak ki (RAICH AND TUFEKCIOGLU 2000), ezért a gyökérlégzés függhet a gypet alkotó fajok összetételétől. Az egyes növényfajok relatív hozzájárulását érdemes tovább vizsgálni a teljes talajlégzésre vonatkozóan.

Globális léptékben kimutatták, hogy a talajlégzés eredetű szénkibocsátás 1989 és 2008 között évente 0,1 Pg-mal nőtt, amelyet az ökoszisztémák produktivitás növekedésével járó talajlégzés emelkedésnek tulajdonítottak (BOND-LAMBERTY AND THOMSON 2010). Az éghajlatváltozás következtében emelkedő szén-dioxid szint nemcsak a növekvő produktivitáson, hanem az emelkedő hőmérsékleten keresztül is emelheti a talajlégzés aktivitását. A hőmérséklet emelkedésével a mikrobiális eredetű talajlégzés komponens is növekszik, ám ennek globális hatása vitatott (DAVIDSON AND JANSSENS 2006). Ha a Reco (aminek meghatározó része az R_s) felülmúlja a bruttó primer produkciót (GPP), akkor a teresztris ökoszisztémák éves szinten szén-dioxid megkötőből, szén-dioxid kibocsátóvá válhatnak (LUO 2007). Mindez éghajlatváltozást és így további hőmérséklet-emelkedést generálhat. Ezért fontos a talajlégzés különböző komponensinek azonosítása, és azok különböző abiotikus és biotikus tényezőktől való érzékenységének (HANSON et al. 2000, HÖGBERG AND READ 2006, HEINEMEYER et al. 2012), valamint a talajlégzés nettó szén-dioxid cserében betöltött szerepének vizsgálata.

4.4.3. Nettó ökoszisztéma szén-dioxid csere

A farm szintű nettó ökoszisztéma szén- (NECB) és üvegházgáz-mérleg (NGHG) elkészítéséhez a legelt és a kaszált mintaterületeken mért ökoszisztéma léptékű szén-dioxid csere (NEE) adatokat (PINTÉR et al. 2014) használtam fel. A legelt területről rendelkezésre álló korábbi adatok alapján látható, hogy az éves kumulatív NEE a legelt területen jelentős évek közötti variabilitással volt jellemezhető (25. ábra). Az éves átlagos kumulatív NEE a legelt területen 2003 és 2013 között $108,73 \pm 106,45 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ volt (a mikrometeorológiai megközelítést alkalmazva ez a légkör számára veszteség, de az ökoszisztéma számára a szénfelvétel nyereség). A jelen dolgozat részletesebben vizsgált időszakában (2011-2013), az NEE évek közötti variabilitása kisebb volt a korábbi évekhez képest (2003-2010), illetve értéke a korábbi évek tartományán belül mozgott (25. ábra). A jelen dolgozatban vizsgált időszak tehát az elnyelés szempontjából átlagosnak mondható. A kaszált terület éves NEE értéke is (2011-2013) a legelt terület korábbi (2003-2010), több éves variabilitásán belül maradt (25. ábra). Ugyanakkor a kaszált terület szénfelvétele kisebb volt (tehát az előjelek miatt a kumulatív éves NEE összege szignifikánsan pozitívabb volt), mint a legelt területen (páros t-próba, $n=3$, $p=0,05$). Az egyes mintavételi napokat párban összehasonlítva szintén szignifikánsan jelentősebb volt a legelő szénfelvétele (NEE), mint a kaszálóé mind a három évben ($p<0,05$ $n=365$).



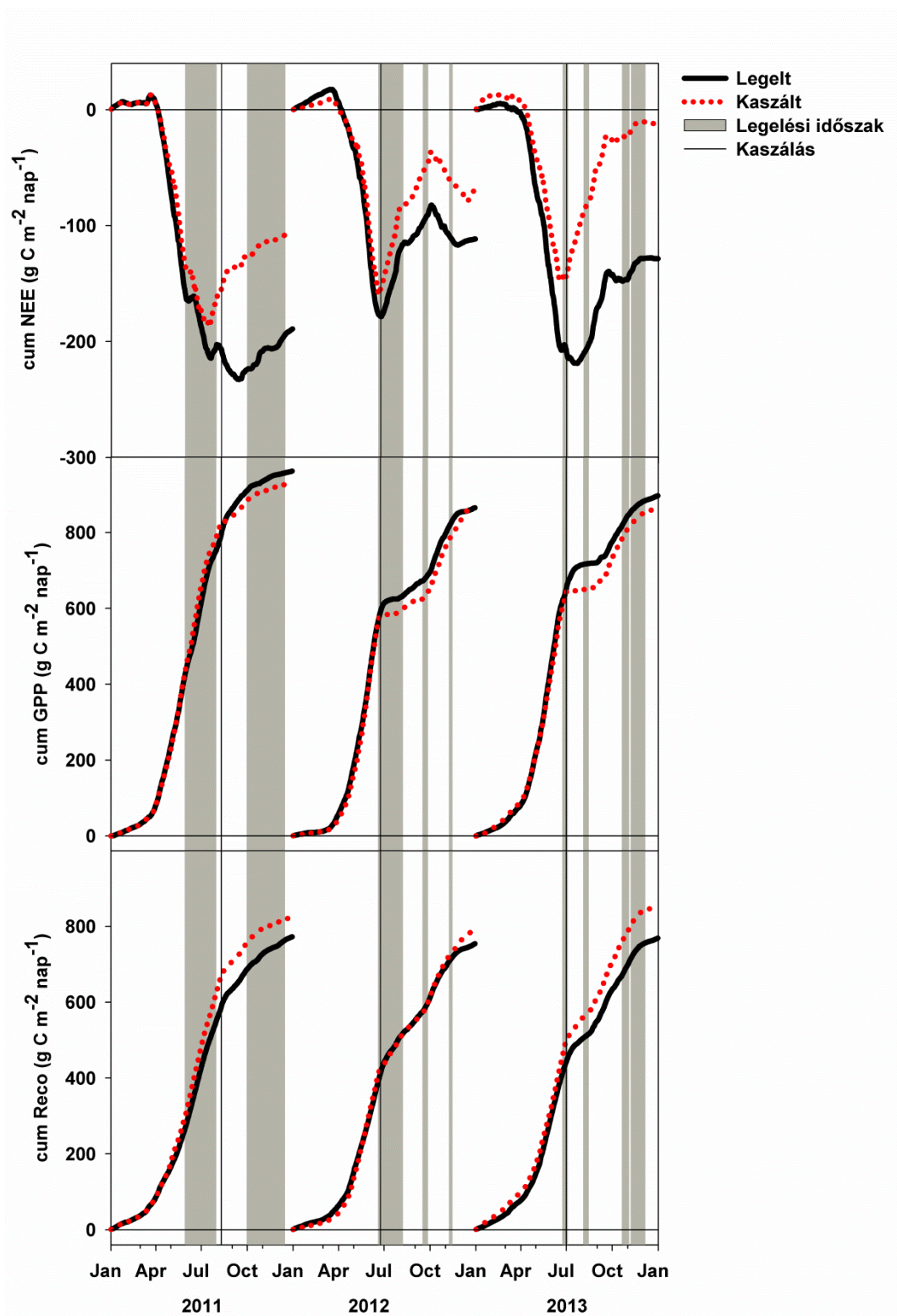
25. ábra: Az ökoszisztéma léptékű nettó szén-dioxid csere (NEE) éves összegei a legelt és a kaszált területen. A negatív előjel a gyepek számára a nyereséget, míg a pozitív előjel a gyepek számára a veszteséget, kibocsátást jelent (így pl. 2003-ban a legelt gyepek kibocsátó volt).

Az éves NEE összeg az év egyes napjain mért szénfelvétel, illetve kibocsátás különbségeinek kumulatív összege. Tehát amíg pl. májusban nettó szénfelvétel (és biomassza felhalmozódás) történik, addig augusztusban a szénfelvételt felülmúlja az ökoszisztéma légzés (Reco), így az ökoszisztéma ebben az időszakban nettó kibocsátó. Éves szinten ezen kibocsátó/elnyelő periódusok összegződnek. A legelt és a kaszált területen a korai tavaszi időszakban a kumulatív NEE görbe lefutása közel azonos volt (26. ábra). Ezzel egyidejűleg nőtt a GPP, ami részben a felszín feletti és felszín alatti biomasszában jelent meg (27. ábra). Később, nyár elején a kaszált és a legelt terület NEE görbéje elvált. 2011-ben a legeltetés korábban kezdődött, mint a kaszálás, ezért a kaszált területen több biomassza halmozódott fel, mint a legelt területen (20. ábra). 2012-ben az őszi regeneráció alatt nagyobb volt a kaszált területen a biomassza a kedvező csapadékelátottság, illetve a korai kaszálás miatt. A biomassza egy része 2013 tavaszára megmaradt, ami hozzájárult ahhoz, hogy a kaszálón nagyobb volt a biomassza, mint a legelt területen. A kaszált területen a nyár eleji nagyobb biomassza egyúttal magasabb talajlégzést (20. ábra) is eredményezett. A magasabb talajlégzés a kaszált területen hozzájárulhatott ahhoz, hogy a nyár eleji periódusokban az ökoszisztéma légzés is nagyobb volt néhány %-kal, mint a legelt

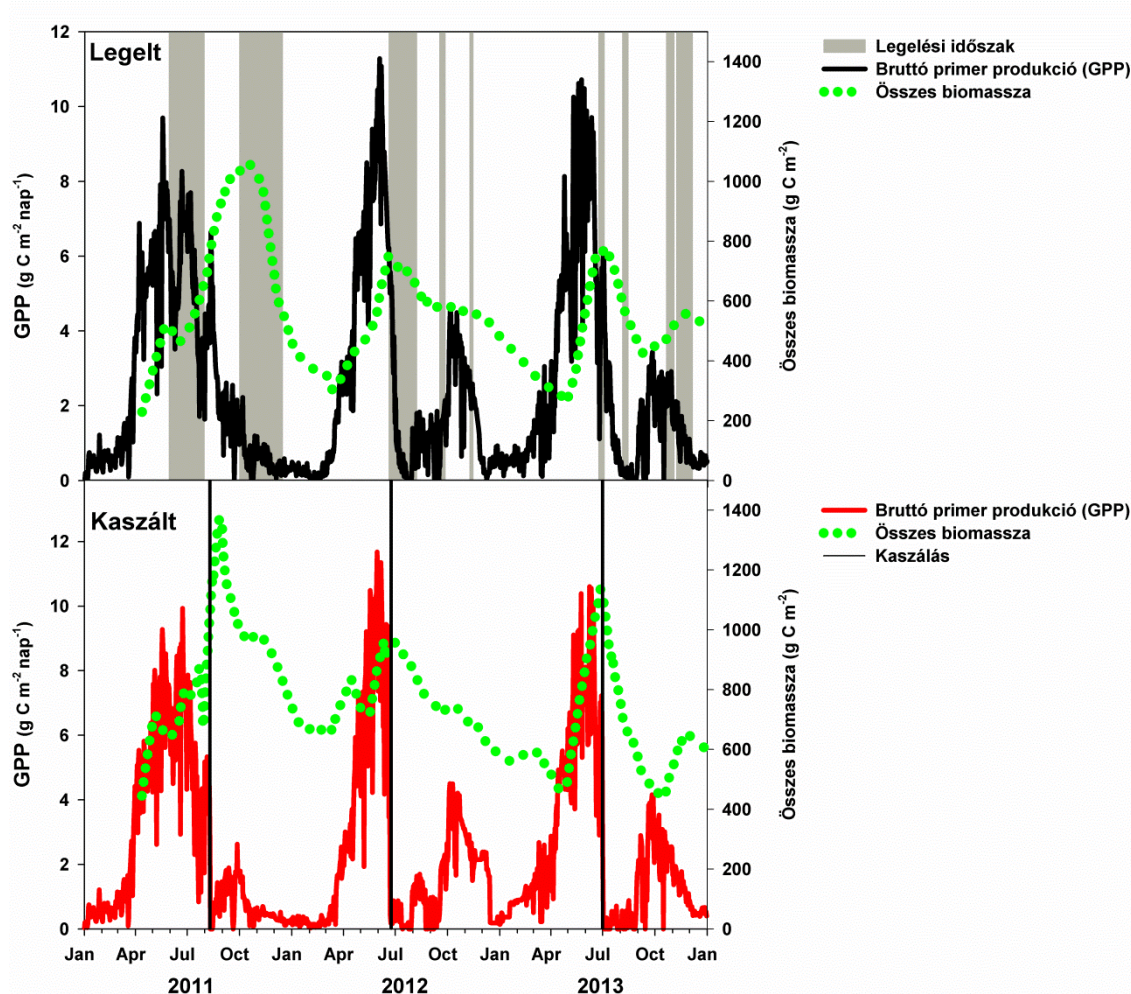
területen. A két terület között tehát már nyár elején, a legelés kezdetén, illetve a kaszálás előtt olyan különbség alakult ki a kumulatív NEE-ben, amely az év hátralévő részében csak nőtt (26. ábra). Ezt a különbséget a kaszálás biomasszára kifejtett hatása növelte, mert a kaszálást követően a kaszált területen lecsökkent a GPP a legelt területtel ellentétben, mivel hirtelen lecsökkent a szénfelvevő zöld felület. A kaszált területen tehát az átlagosan 1-7%-kal magasabb Reco és a 3%-kal alacsonyabb GPP kisebb szénfelvételt eredményezett mind a három évben (PINTÉR et al. 2014) (26. ábra). A GPP és a Reco fluxusok 1000-es nagyságrendűek ($\text{g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$), ezért a GPP-ben és a Reco-ban történő kismértékű néhány %-os változás jelentős eltéréseket okoz a kettő különbségeként képzett NEE-ben.

A GPP és a Reco különbsége alapján megállapítottuk, hogy az éves nettó kumulatív NEE több mint duplája volt a legelten ($142,67 \pm 40,07 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$, elnyelés), a kaszálthoz képest ($61,33 \pm 46,76 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$, elnyelés) 2011 és 2013 között. Mind a két területen 2011-ben tapasztaltuk a legnagyobb szénfelvételt (25. ábra). Valószínűleg a 2010-es csapadékos év (961 mm) talajnedvességre kifejtett kedvező hatása húzódott át a 2011-es évre, a biomassza dinamikánál leírtakhoz hasonlóan (2. táblázat). Az első legelési periódus alatti tartós szénfelvételben (26. ábra) az alacsony legelési nyomás is közre játszott. 2011-ben 0,82 számos állat legelt hektáronként, míg 2012, illetve 2013-ban 1,58 NLSU ha^{-1} , illetve 1,42 NLSU ha^{-1} (2. táblázat). Megállapítható, hogy 2012-ben a csapadékos őszi időszak alatt a legelt és a kaszált területen egyaránt jelentősen nőtt a biomassza mennyisége és csökkent a kumulatív NEE (mikrometeorológiai megközelítés alapján az ökoszisztéma általi elnyelés negatív) is vagyis nőtt a szénfelvétel (26. ábra).

A biomassza, a talajlégzés és a legelési nyomás dinamikájának követése tehát több esetben segítette az NEE fluktuációjának megértését, hozzájárul annak mélyebb megértéséhez.



26. ábra: A kumulatív nettó ökoszisztéma szén-csere (NEE), a bruttó primer produkció (GPP) és az ökoszisztéma légzés (Reco) éves dinamikája a legelt és a kaszált területen.



27. ábra: A bruttó primer produkció (GPP) és az összes (felszín feletti és a felszín alatti) biomaszra éves dinamikája a legelt és a kaszált területen.

Összefoglalás

A legelt és a kaszált gyepet összevetve megállapítottuk, hogy a kaszált gyep kevesebb szenet vett fel (NEE) a legelt területhez képest. Az irodalmi adatok alapján eddig csak egy, viszonylag friss vizsgálat hasonlította össze expliciten a legelés és a kaszálás hatását, kizárva más területi különbségekből (éghajlat, vegetáció, talajtípus) fakadó eltéréseket (SENAPATI et al. 2014). Vizsgálatunk eredménye éppen ellenkező volt a Bugacon tapasztaltakkal, mert azt találták, hogy a kaszáló nagyobb szénfelvétellel bírt ($476 \pm 51,8 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$), mint a legelő ($231 \pm 73,5 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$) (SENAPATI et al. 2014). Ki kell emelni ugyanakkor, hogy a SENAPATI et al. (2014) által vizsgált rendszer merőben eltért a bugaci gazdálkodástól, mert a kaszálón a tápanyag-vesztések pótlásaként $264 \pm 87,63 \text{ kg ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$ nitrogént alkalmaztak (SENAPATI et al. 2014), ami többszöröse a hazai szántóföldi (és nem gyepgazdálkodási) gyakorlatnak. Egymástól távol elhelyezkedő európai gyepok esetében is kimutatták, hogy a kaszálók jelentősebb szénfelvétellel rendelkeztek ($238 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$), mint a legelők ($218 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$) (SOUSSANA et al. 2010). Ezen vizsgálatokban az eltérő éghajlat miatt azonban 10%-kal több csapadék hullott a kaszálókra, illetve átlagosan kétszer több nitrogén műtrágyát szórtak ki a kaszálókra, mint a legelőkre (SOUSSANA et al. 2010); a kaszált területen tapasztalt magasabb szénfelvételhez bizonyára mindkét tényező jelentős mértékben járult hozzá. Az NEE éven belüli dinamikája alapján megállapítottuk, hogy a két terület közti különbség a legelés és a kaszálás ideje alatt alakult ki, tehát az elnyelésbéli különbség a gazdálkodás hatásának tulajdonítható. A legeltetés és a kaszálás rövidtávú NEE-re gyakorolt hatását más

vizsgálatok is kimutatták; a kaszálás hatására azonnal, míg legelés hatására fokozatosan csökkent a szénfelvétel, mert csökkent a szénfelvételre képes biomassza mennyisége (SOUSSANA et al. 2007a). Hosszabb távon, egy éves ciklust tekintve megállapították, hogy a legeltetést követő kezdeti szénelnyelés csökkenés ellenére az extenzív legeltetés kedvezően hat az éves NEE-re pl. az alul és a túllegeltetéssel, vagy a terület felhagyásával szemben (LeCAIN et al. 2002, SOUSSANA et al. 2010).

A dolgozatban vizsgált kaszáló nagyobb ökoszisztéma- és talajlégzése (4.4.2. fejezet), illetve alacsonyabb GPP-je a legelt területhez viszonyítva, együttesen járult hozzá ahhoz, hogy a nettó szénfelvétel fele akkora volt, mint a legelt területen (25. ábra). A két terület közt nem volt jelentős cönológiai különbség (kivéve a *Medicago falcata* egyszери csökkenését) (4.3. fejezet), tehát az esetlegesen eltérő fajkompozíció nem okozhatta a szénfelvételben jelentkező különbséget. A két terület talajhőmérséklete és talajnedvessége sem különbözött jelentősen egymástól, így ez is csekély mértékben járulhatott hozzá a szénfelvételben tapasztalt különbségekhez (4.2 fejezet). A kaszált terület kisebb szénfelvételét valószínűleg nem a tápanyagok kimerülése okozta, hiszen a biomassza magasabb volt a kaszált területen, mint a legelt területen (azonban ehhez magasabb ökoszisztéma légzés is társult). A szénfelvételben tapasztalt különbségért a gazdálkodás módja, illetve ennek a biomassza dinamikára, s ezen keresztül a GPP-re, Reco-ra, illetve talajlégzésre gyakorolt hatása okozta.

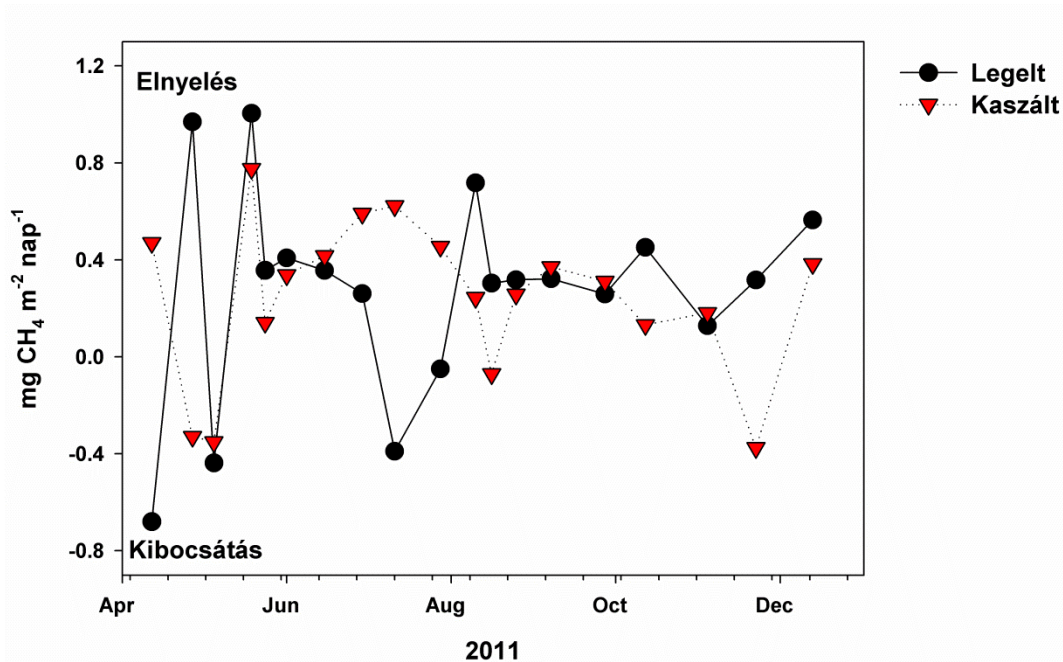
Az NEE jelentős évek közötti variabilitást mutatott mind a két területen, ezért a gazdálkodás NEE-re gyakorolt hatását, más kutatásokhoz hasonlóan, csak hosszú-távú vizsgálatokkal lehet eldönteni (SHAO et al. 2013). Tekintettel, arra, hogy a legelt és a kaszált közti különbség mind a három év alatt ugyanolyan irányú volt feltételezhető, hogy a szénfelvételben tapasztalt különbség a bugaci területre és kezelés intenzitásra nézve három évnél hosszabb távon is általános.

4.5. A farm metán fluxusai

A talaj metán fluxusa

A mérések alapján a bugaci talaj a legelt és a kaszált területen egyaránt kismértékben nyelöje volt a metánnak ($F_{CH_4, C_{talaj}}$). Éves szinten 2011-ben az átlagos metán fluxus a legelt területen $11,83 \pm 17,93 \mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ volt, amely $0,10 \pm 0,16 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ kumulatív fluxusnak felelt meg (28. ábra). Szén-dioxid egyenértékben kifejezve ez $3,52 \pm 5,44 \text{ g CO}_2\text{eqv. m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ elnyelést jelentett. A kaszált területen 2011-ben az átlagos metán fluxus $10,37 \pm 12,73 \mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ volt, amely $0,09 \pm 0,11 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ kumulatív fluxusnak felelt meg (28. ábra). Szén-dioxid egyenértékben kifejezve a kaszált terület elnyelése $3,09 \pm 3,72 \text{ g CO}_2\text{eqv. m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ volt. A két terület metán fluxusa egy éven belül nem különbözött egymástól (páros t-próba, $n=19$, $p=0,79$) (28. ábra). Megállapítható továbbá, hogy a metán fluxus időbeli alakulása a két területen eltérően alakult és a kettő között nem volt szoros összefüggés ($r^2=0,001$, $p=0,70$, $n=19$).

A talaj metán fluxusa se a legelön, se a kaszálón nem mutatott összefüggést a talajhőmérséklettel ($r^2=0,0006$, $p=0,92$, $n=19$; $r^2=0,13$, $p=0,15$, $n=19$), illetve a talajnedvességgel sem ($r^2=0,027$, $p=0,53$, $n=19$; $r^2=0,002$, $p=0,84$, $n=19$).



28. ábra: A talaj metán (CH₄) fluxusa a kaszált és a legelt területen.

Fermentációs eredetű metán fluxus

Az állatok emésztése során termelt metán mennyiséget az IPCC (2006a), illetve a gazdálkodási adatok (Kiskunsági Nemzeti Park) felhasználásával becsültük meg ($F_{CH_4_Cállat}$). Az IPCC (2006a) adatai alapján egy húsmarha évente 58 kg metánt bocsát ki a Kelet-európai tartásmód mellett. Az adatok alapján a fluxus 2011 és 2013 között farm szinten $1,94 \pm 0,09$ g CH₄ m⁻² év⁻¹ körül alakult (kibocsátás). Szén-dioxid egyenértékben kifejezve ez $65,99 \pm 3,03$ g CO₂eqv. m⁻² év⁻¹ kibocsátást jelentett. A metánkibocsátás ez alapján tehát pusztán az állatlétszám függvénye. Az állatok metánkibocsátása ugyanakkor jelentősen függ az elfogyasztott szubsztrát minőségétől. Megállapítható, hogy a lelegelt biomassza botanikai összetétele a 2011-2014-es időszakban nem változott jelentősen az évek között, tehát az állatoknak „kínált” biomassza minősége (szubsztrát) nem változott jelentősen.

Trágya-eredetű metán fluxus

A trágya-eredetű metán a legelőn és a téli szálláson egyaránt képződött ($F_{CH_4_Ctrágya}$). A téli szálláson képződő trágyát általában nyáron elszállítják, mindazonáltal az abból felszabaduló összes metánt figyelembe vettük a farm szintű trágya-eredetű metán kibocsátásnál. KIS-KOVÁCS et al. (2014) alapján egy tehén éves trágya-eredetű metán kibocsátása a régiókban 33 kg. Ez alapján a farmon átlagosan $1,1 \pm 0,05$ g CH₄ m⁻² év⁻¹ volt a trágya-eredetű metán fluxus 2011 és 2013 között (kibocsátás). Szén-dioxid egyenértékben kifejezve ez $37,54 \pm 1,73$ g CO₂eqv. m⁻² év⁻¹ kibocsátást jelentett.

Összefoglalás

Megállapítottuk, hogy a kaszált és a legelt terület talaja csekély mértékben, de nyelője volt a metánnak, ugyanakkor a bendőbeli fermentáció és a trágya bomlása révén – szén-dioxid egyenértékben kifejezve - jelentős mennyiségű metán került a légkörbe.

A két terület talajának metán elnyelése nem különbözött egymástól. A metán fluxus nem mutatott szoros összefüggést egyik területen sem az abiotikus tényezőkkel, illetve a két terület fluxusa sem mutatott szoros összefüggést egymással. A kismértékű metán elnyelés tehát

viszonylag konstans és stabil volt a két területen. A mért metán fluxusok tartománya megegyezett a legelt területen a meteorológiai állomás mellett korábban (2007-2010) mért fluxusokkal ($10,2 \pm 8,5 \mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, amely $3,05 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ elnyelésnek felelt meg) (t-próba, $n=71$, $p=0,20$) (Horváth Lászlótól származó adatok alapján).

Magyarországi talajok esetében kimutatták, hogy a metán elnyelés optimális talajnedvesség (20-35%) mellett jellemző (NAGY et al. 2011). Alacsony talajnedvesség mellett ($\text{SWC} < 5\%$) a metanotróf baktériumokat érintő vízhiány-stressz miatt a metán elnyelés gátolt. Magas talajnedvesség tartalom mellett ($\text{SWC} > 50\%$, amelyet Bugacon nem mértünk de vizes területeken előfordulhat) pedig az anaerob lebomlási folyamatok túlsúlya miatt a talaj metán kibocsátása jellemző. Jelentős talaj-eredetű metán kibocsátás a magas talajnedvességgel és lassú bomlási folyamatokkal rendelkező lápok, illetve egyes speciális gazdálkodású területek pl. rizsföldek esetében jellemző (NYKÄNEN et al. 1996). A bugaci kutatási területen a talajnedvesség 1,87 % és 41,93% között volt, tehát a metántermelés szempontjából kedvezőtlen tartományon belül volt (2011-2013).

A bugaci szürkemarhák fermentációs metán kibocsátását az állatlétszám alapján (IPCC 2006a) becsültük. A bendőbeli fermentációs folyamatokat közvetlenül érintő metánkibocsátás-csökkentő technológia (SMITH et al. 2008) alkalmazása szürkemarhák esetében hazánkban nem engedélyezett. Itthon a legelő fűvön (biomassán), són, vitaminon és takarmányon kívül a szürkemarhák mást nem kaphatnak (BARACSKAY et al. 2007). Hazai viszonylatokat tekintve a takarmány jelentős szerepet képvisel az állatok etetésében (FÉBEL AND GUNDEL 2007), amely kedvező arány a metán kibocsátás szempontjából (MOLNÁR et al. 2011). Külföldön – kísérleti keretek közt, illetve gyakorlatban egyaránt – olyan anyagokat alkalmaznak, amelyek csökkentik a metanogenezist, tehát a metántermelés folyamatát. Ezen anyagok közé sorolhatóak pl. a különböző probiotikumok, ionofórok, fumarátok, antibiotikumok, hormonok, illetve oltóanyagok (SMITH et al. 2008). Metánkibocsátás-csökkentő technológiák közé sorolható még az állatok magas cukor tartalmú fűvel, vagy éppen fokhagymával való etetése is (NEWBOLD 2014). Megjegyzendő ugyanakkor, hogy pl. az utóbbi esetben a tejelő marhák tejének íze fokhagymára emlékeztet (James Newbold pers. comm.).

A trágya-eredetű metán kibocsátását KIS-KOVÁCS et al. (2014) adatai alapján számoltuk ki, amely az IPCC (2006a) módszertana alapján becsli a kibocsátást. Az egy állatra vetített 33 kg-nyi trágya-eredetű metán kibocsátás valamivel alacsonyabb, mint az AnimalChange projektben használt évi 40 kg-os metán kibocsátás (Buisonje Fridtjof pers. comm.). Metánkibocsátást csökkentő marha-trágya kezelést nem alkalmaznak a bugaci farmon. Ilyen kezelés máshol pl. a trágya frakciónkénti szétválasztása (ezzel 9-42%-kal csökkenthető a metán kibocsátás), a trágya takarása, illetve a trágya biogáz célú felhasználása, vagy komposztálása (PETERSEN et al. 2013). Komposztáláskor az aerob folyamatoknak köszönhetően az anaerob lebomlással szemben akár 57%-kal csökkenthető a metán kibocsátás (PETERSEN et al. 2013).

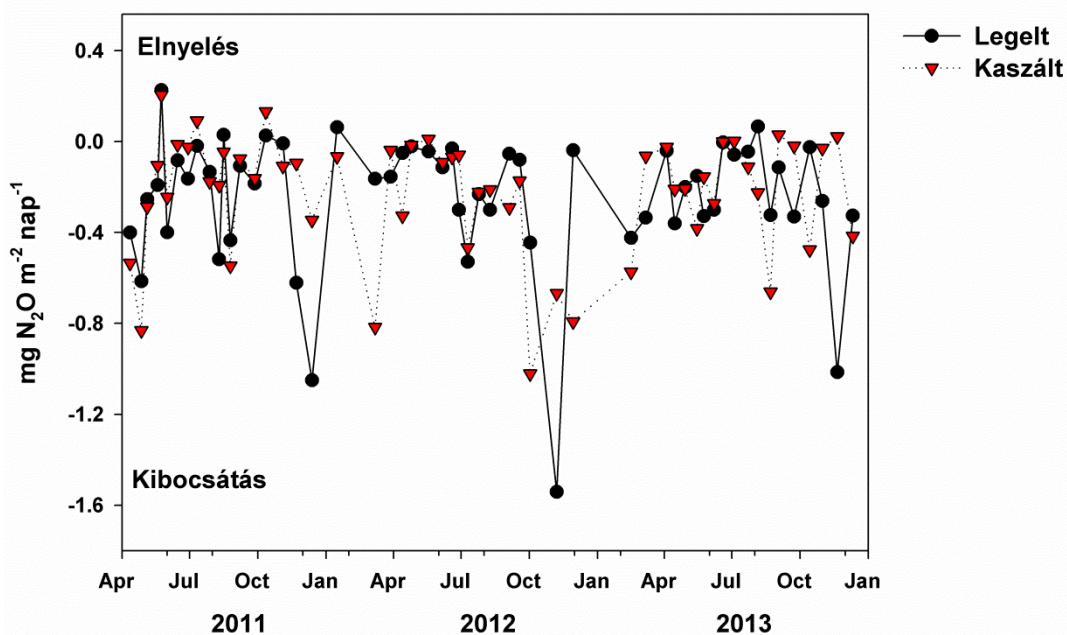
4.6. A farm dinitrogén-oxid fluxusai

Dinitrogén-oxid egyrészt a trágyából ($F_{\text{N}_2\text{O-trágya}}$), másrészt a talajból ($F_{\text{N}_2\text{O-talaj}}$) szabadult fel a nitrifikációs, illetve denitrifikációs folyamatok révén.

A trágya-eredetű dinitrogén-oxid kibocsátást az IPCC (2006a) útmutatásai alapján számoltuk a téli szállásra és a legelőre vonatkoztatva. A trágya-eredetű dinitrogén-oxid fluxus a legelőn átlagosan $0,028 \pm 0,006 \text{ g N}_2\text{O m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ volt (kibocsátás), míg a téli szálláshoz köthetően $0,020 \pm 0,006 \text{ g N}_2\text{O m}^{-2} \text{ év}^{-1}$, tehát összesen $0,048 \pm 0,002 \text{ g N}_2\text{O m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ volt a (kibocsátás) (2011-2013).

A legelő ($0,094 \pm 0,006 \text{ g N}_2\text{O m}^{-2} \text{ év}^{-1}$) és a kaszáló ($0,086 \pm 0,030 \text{ g N}_2\text{O m}^{-2} \text{ év}^{-1}$) talaja egyaránt kibocsátó volt a dinitrogén-oxidra nézve a talaj-kamrás mérések alapján. A két terület

talajának dinitrogén-oxid fluxusa nem különbözött egymástól szignifikánsan egyik évben sem (2011: $p=0,13$ $n=19$; 2012: $p=0,41$ $n=17$; 2013 $p=0,78$ $n=19$, páros t-próba) (29. ábra). A dinitrogén-oxid fluxus se a legelten se a kaszálon nem mutatott összefüggést a talajhőmérséklettel ($r^2=0,07$, $p=0,06$, $n=54$; $r^2=0,01$, $p=0,47$, $n=54$), illetve a talajnedvességgel sem ($r^2=0,03$, $p=0,21$, $n=54$; $r^2=0,0009$, $p=0,82$, $n=54$).



29. ábra: A talaj dinitrogén-oxid (N₂O) fluxusa a legelt és a kaszált területen.

Összefoglalás

A trágya dinitrogén-oxid kibocsátását az IPCC (2006a) alapján számoltuk ki. A bugaci területen az egy négyzetméterre eső trágya-eredetű éves dinitrogén-oxid kibocsátás 0,024 g körül alakult. A trágya jelentős mennyiségű nitrogént tartalmaz, azonban a mikrobiális folyamatok révén ennek 30%-át is elvesztheti mielőtt hasznosulna a növények számára (OENEMA et al. 2007). A trágyából a nitrogén 19%-a ammóniaként, 7%-a nitrogén oxidokként (NO, N₂O) és nitrogénként, 4%-a pedig kimosódással távozik a légkörbe (OENEMA et al. 2007). A trágya nitrogén tartalmát tehát célszerű visszatartani mivel nemcsak üvegházgáz szabadulhat fel, hanem a növények számára potenciális tápanyagforrás is. Dinitrogén-oxid kibocsátását csökkentő trágyakezelést a bugaci területen nem alkalmaztak. Máshol kimutatták, hogy a trágya anaerob lebontásának elősegítésével sikerült 9%-os dinitrogén-oxid kibocsátás csökkenést elérni (PETERSEN et al. 2013).

A vizsgált legelő és kaszáló talajának átlagos dinitrogén-oxid kibocsátás ($0,090 \pm 0,018$ g N₂O m⁻² év⁻¹, 2011-2013), valamelyest kisebb mértékű volt, mint a hazai gyepekre kapott átlagos kibocsátás értéke ($0,11$ g N₂O m⁻² év⁻¹) (BARCZA et al. 2010). Más Európai gyepeken végzett kibocsátáshoz képest ($0,14$ g N₂O m⁻² év⁻¹) (FLECHARD et al. 2007) pedig közel fele akkora volt a bugaci talaj dinitrogén-oxid kibocsátása. Tehát összességében a legelés és a kaszálás egyaránt viszonylag alacsony dinitrogén-oxid kibocsátást eredményezett a bugaci gyepeken.

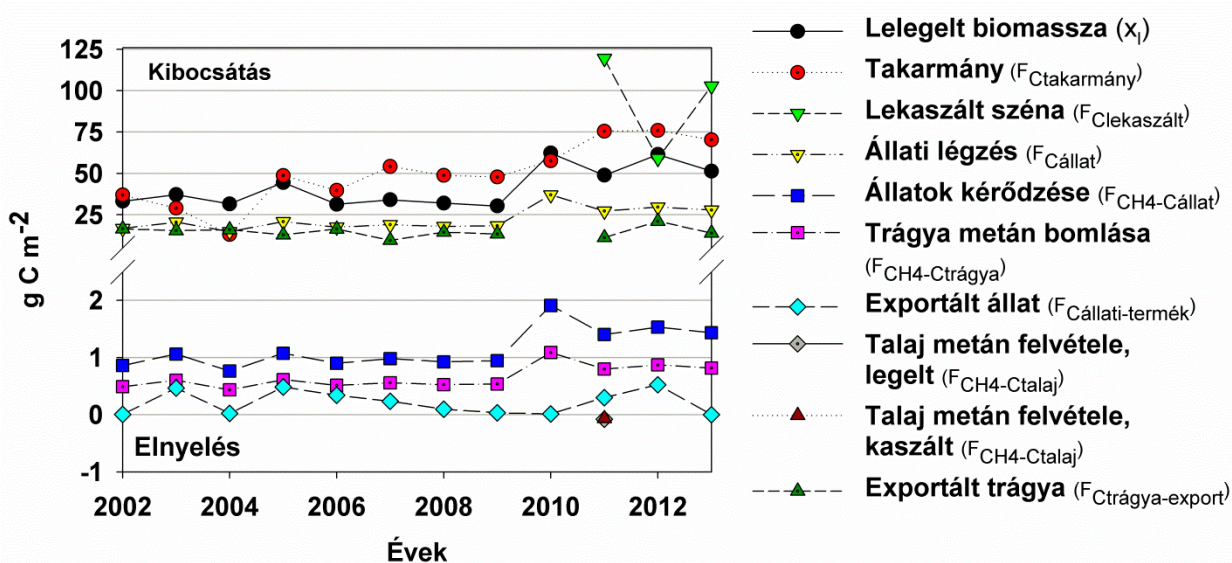
4.7.1. A farm szintű nettó ökoszisztéma szén- és üvegházgáz-mérleg

Nettó ökoszisztéma szénmérleg

A nettó ökoszisztéma szénmérleg (NECB) a szén-dioxidként felvett szén (NEE) mellett tartalmazza az állatok légzése ($F_{CO_2_Cállat}$) és a trágya bomlása ($F_{CH_4_Ctrágya}$) során felszabaduló szén, illetve az állatok kérődzése ($F_{CH_4_Cállat}$), valamint a talaj ($F_{CH_4_Ctalaj}$) és a trágya bomlása ($F_{CH_4_Ctrágya}$) során metánként felszabaduló szén, végül pedig az állati termékként ($F_{Cállati_termék}$) és a szénaként ($F_{Clekaszált}$) elvitt, illetve a takarmányként behozott ($F_{Ctakarmány}$) szén is (17-20. egyenletek).

A nettó ökoszisztéma szénmérlegben szerepet játszó komponensek a vizsgált időszak előtt

A nettó ökoszisztéma szénmérlegben szerepet játszó komponensek több éves fluktuációját tekintve megállapítható (kivéve a nettó ökoszisztéma cserét, NEE), hogy a komponensek 2003 és 2010 között viszonylag stabilak voltak (30. ábra). Később, 2010-ben az állatállomány ugrásszerű növekedése miatt (a tiszai árvíz miatt a tiszalipári gulyát áthozták és egy része Bugacon is maradt) a téli szállásra behozott széna mennyisége, az állatok légzéséből felszabaduló szén-dioxid, illetve a fermentációs és a trágya-eredetű metánként távozó szén-kibocsátás jelentősen nőtt (30. ábra). A részletesebben vizsgált 2011-2013-as időszak viszonylag intenzívebb használatot, kibocsátást jelentett a korábbi évekhez képest. A fluxusok közül a kaszálóról elvitt és a téli szállásra behozott szén mennyiség volt a legjelentősebb, illetve az állatok légzése során távozó szénfluxus. Egy nagyságrenddel kisebb fluxusokat alkotott az exportált állatokban elvitt szénmennyiség, a trágya és a fermentációs eredetű metán-szén kibocsátás (30. ábra).



30. ábra: A nettó ökoszisztéma szénmérlegben (NECB) szerepet játszó komponensek (kivéve a nettó ökoszisztéma cserét) több éves fluktuációi a kaszált és a legelt területen.

A legelő nettó ökoszisztéma szénmérlege

A legelő nettó ökoszisztéma szénmérlege (NECB) jelentősebb volt a kaszált területhez képest (7. táblázat). Ez a legeltetett gyepek szignifikánsan nagyobb szénfelvételének (abszolút értékben; $142,67 \pm 40,07 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ a legelőn és $61,33 \pm 46,76 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ elnyelés a kaszálon, $p=0,05$, $n=3$) és a legeltetés ideje alatti viszonylag alacsony állati eredetű szén-dioxid ($16,33 \pm 2,02 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$) és alacsony metánként távozó fermentációs szén ($0,84 \pm 0,19 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$) kibocsátásnak volt köszönhető (7. táblázat). A szénre vetített kibocsátás

92,51%-a az állati légzéshez köthető. A becsült lelegelt biomassza (x_1) szénben kifejezve a 2-es legelőn $44,05 \pm 7,10 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$, míg a farm szinten $53,88 \pm 6,65 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ volt (2. táblázat). Ennek a felevett tápláléknak a jelentős része a fentiek értelmében a légzéssel, illetve fermentációval távozott. A lelegelt biomasszával felevett szén kis része beépült az állatok szervezetébe (állatok tömeggyarapodása), ami a farm jelentős területe miatt négyzetméterre vetítve csak $0,13 \pm 1,07 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ volt (évek közti gulya gyarapodás alapján). Az állati termékként exportált szén ($F_{\text{Cállati_termék}}$) a téli szálláson, illetve a farm szinten jelent meg. Az állatok által a legelés során felvett szén további jelentős része trágya formájában ürült ki. Az állatokkal ellentétben a trágya hosszabb ideig a legelőn maradt így a trágyából felszabaduló szén-dioxid az eddy kovariancia által mért ökoszisztéma légzésében (Reco) megjelent. A legelőn képződött trágyának a metán-eredetű szén kibocsátása $0,48 \pm 0,06 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ volt ($F_{\text{CH}_4_C\text{trágya}}$). A trágyából a talajba jutó évi szén mennyiség a becslések által $2,58 \pm 0,62 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ volt ($F_{\text{trágya_SOC}}$). Ez a mennyiség nem jelentett veszteséget a legelő számára, mert csupán a növényeken és az állatokon keresztül áthelyeződött a talajba. A gyeperősség és az állatokon keresztül áthelyeződött a talajba. A gyeperősség és az állatokon keresztül áthelyeződött a talajba. A gyeperősség és az állatokon keresztül áthelyeződött a talajba. A gyeperősség és az állatokon keresztül áthelyeződött a talajba.

A talaj metánelnyelése ($0,08 \pm 0,12 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$, $F_{\text{CH}_4\text{-Ctalaj}}$) a legelt terület nettó ökoszisztéma szénmérlegét elhanyagolható mértékben növelte.

A kaszáló nettó ökoszisztéma szénmérlege

A legelővel ellentétben a kaszáló nettó ökoszisztéma szénmérlege (NECB) a jelentős mennyiségű elvitt széna ($93,72 \pm 31,20 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$, $F_{\text{Clekaszált}}$), illetve a legelőhöz viszonyított 58 %-kal alacsonyabb szén-dioxid felvétel miatt ($61,33 \pm 46,76 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$, NEE) kibocsátó volt (7. táblázat). Tehát a kaszált területről több szenet vittek el, vagyis több szenet veszítettek, mint amennyit a terület felvett.

A kaszáló talajának metán elnyelése ($F_{\text{CH}_4\text{-talaj}}$) minimálisan növelte a terület nettó ökoszisztéma szénmérlegét (7. táblázat).

A téli szálláshoz köthető nettó ökoszisztéma szénmérleg

A téli szálláshoz kötődő nettó ökoszisztéma szénmérleg (NECB) a jelentős mennyiségű behozott takarmány miatt ($73,92 \pm 3,12 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$, $F_{\text{Ctakarmány}}$) elnyelőnek bizonyult, hiszen az összes kibocsátás kisebb volt, mint a behozott nyereségként megjelenő szén (7. táblázat). Az állatok téli szállásolása alatti légzése révén távozó szén-dioxid kibocsátás (szénben kifejezve), a trágya formájában elvitt szén ($F_{\text{Ctrágya_export}}$), a kérődzés során metánként távozó szén ($F_{\text{CH}_4_C\text{állat}}$), a trágyából (metán) bomlás révén távozó szén ($F_{\text{CH}_4_C\text{trágya}}$), illetve az állati termékként elvitt szén ($F_{\text{Cállati_termék}}$) összege kevesebb volt, mint a behozott szén mennyisége (7. táblázat). Tehát a behozott és a behozottból összesen eltávozott ($28,64 \pm 4,50 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$) szén közötti különbség $45,28 \pm 9,13 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ volt. Ez a mennyiség kismértékben magukban az állatokban halmozódott fel, tekintettel arra, hogy évente 8,08 tonnát növekedett a gulya élősúlya, ami szénben kifejezve és négyzetméterre lebontva $0,13 \pm 1,07 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ gyarapodást jelentett farm szinten. A gulyások elmondása alapján a behozott takarmánynak kb. 10%-a veszteség, mert az egymásra rakott körbálák közé befolyt a víz, illetve a területen raktározni is szénát a következő évre (rövid távon fel nem használt széna). Továbbá, tekintettel arra, hogy a kaszálókról elszállított szénát a téli szállásra beviszik, így a teljes farm szinten a lekaszált ($F_{\text{Ckaszált}}$) és behozott takarmány ($F_{\text{Ctakarmány}}$) széntartalma hosszútávon kiegyenlített vagyis, megegyezett. Tehát a behozott takarmánynak az elfogyasztáson keresztül távozó mennyisége ($28,64 \pm 4,50 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$) kerül ki biztosan a farmról. A téli szálláson a legnagyobb arányú kibocsátást (veszteséget) az elszállított trágya adta (53,68%), ezt követte az állatok légzéséből származó szén kibocsátás (41,53%) (7. táblázat).

Farm szintű nettó ökoszisztéma szénmérleg

A farm szintű nettó ökoszisztéma szénmérleg (NECB) becsléséhez először a kaszálók (44%) és a legelők (56%) területarányos NEE átlagát számoltuk ki (20. egyenlet). Ez az arány közelítőleg megegyezett az időarányos használattal, hiszen az állatok idejük 60%-ában a legelőn tartózkodtak és onnan szerezték be táplálékukat, míg idejük 40%-ában a téli szálláson tartózkodtak és a kaszálók által termelt takarmányon éltek. Második lépésben hozzáadtuk az NEE-hez a további fluxusokat (20. egyenlet). Farm szinten a növényzet által felvett jelentős mennyiségű szén-dioxidnak ($106,8 \pm 39,37 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ elnyelés) és a területegységre vetített alacsony állati légzésnek, valamint a szénben kifejezett alacsony trágya és fermentációs eredetű metánként távozó szén kibocsátásnak köszönhetően a farm nettó széntárolónak bizonyult (7. táblázat). A farm szintű nettó ökoszisztéma szénmérleget a legjelentősebben az állati légzés (60,96%) mellett a trágya formájában elvitt szén mennyisége csökkentette (33,21%) (7. táblázat). Az egyetlen, jelentős elnyelő kapacitás a gyepek szén-dioxid felvétele volt (99,93%). A talaj metán-szén elnyelése jelentéktelen arányban járult hozzá a teljes elnyeléshez (0,07%) (7. táblázat).

Összegezve megállapítható, hogy a legelő jelentős nettó ökoszisztéma szénmérleggel, vagyis széntároló kapacitással rendelkezett ($125,10 \pm 41,85 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$), míg a kaszáló szén kibocsátó volt, vagyis szenet veszített ($-32,32 \pm 51,75 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$). A téli szálláshoz köthető rendszer a behozott takarmány miatt szintén széntárolónak bizonyult ($45,28 \pm 4,5 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$) (7. táblázat). A nagy inter-annuális variabilitás (7. táblázat) és a vizsgált évek kis száma ($n=3$) miatt a farm szintű nettó ökoszisztéma szénmérleg ($60,58 \pm 43,34 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$, NECB) mértéke statisztikailag nem különbözött a nullától (egy mintás t-próba, $p=0,13$).

7. táblázat: A farm szintű nettó ökoszisztéma szénmérleg ($\text{g C m}^{-2} \text{év}^{-1}$, NECB) komponenseinek kezelésenkénti átlaga és zárójelben a szórása (2011-2013), valamint a fluxusok (F) százalékos megoszlása (%). Pozitív előjel az ökoszisztéma általi elnyelést jelenti, illetve az adott fluxus %-os részarányát a teljes elnyelésben, míg a negatív előjel a rendszer számára történő veszteséget (kibocsátást) jelenti, illetve az adott fluxus %-os részarányát a teljes kibocsátásban.

NEE	nettó ökoszisztéma csere, a (-1)-szeres szorzó alapján a pozitív NEE az ökoszisztéma általi elnyelést jelenti,
$F_{\text{CH}_4_Ctalaj}$	a talaj metán eredetű szén fluxusa évente
$F_{\text{Ctakarmány}}$	takarmányként a téli szállására behozott évi szénmennyiség
$F_{\text{Clekaszált}}$	a kaszálón lekaszált és az elvitt biomasszában tárolt szénmennyiség
$F_{\text{Ctrágya_export}}$	a trágyaként a téli szállásáról kivitt évi szénmennyiség
$F_{\text{Cállati_termék}}$	az elszállított állatok által a területéről kivitt évi szénmennyiség
$F_{\text{CH}_4_Cállat}$	az összes állat fermentációjából származó évi szénkibocsátás
$F_{\text{CH}_4_Ctrágya}$	az állatok trágyájának bomlásából származó évi szénkibocsátás
$F_{\text{CO}_2_Cállat}$	az állatok légzéséből származó évi szénkibocsátás

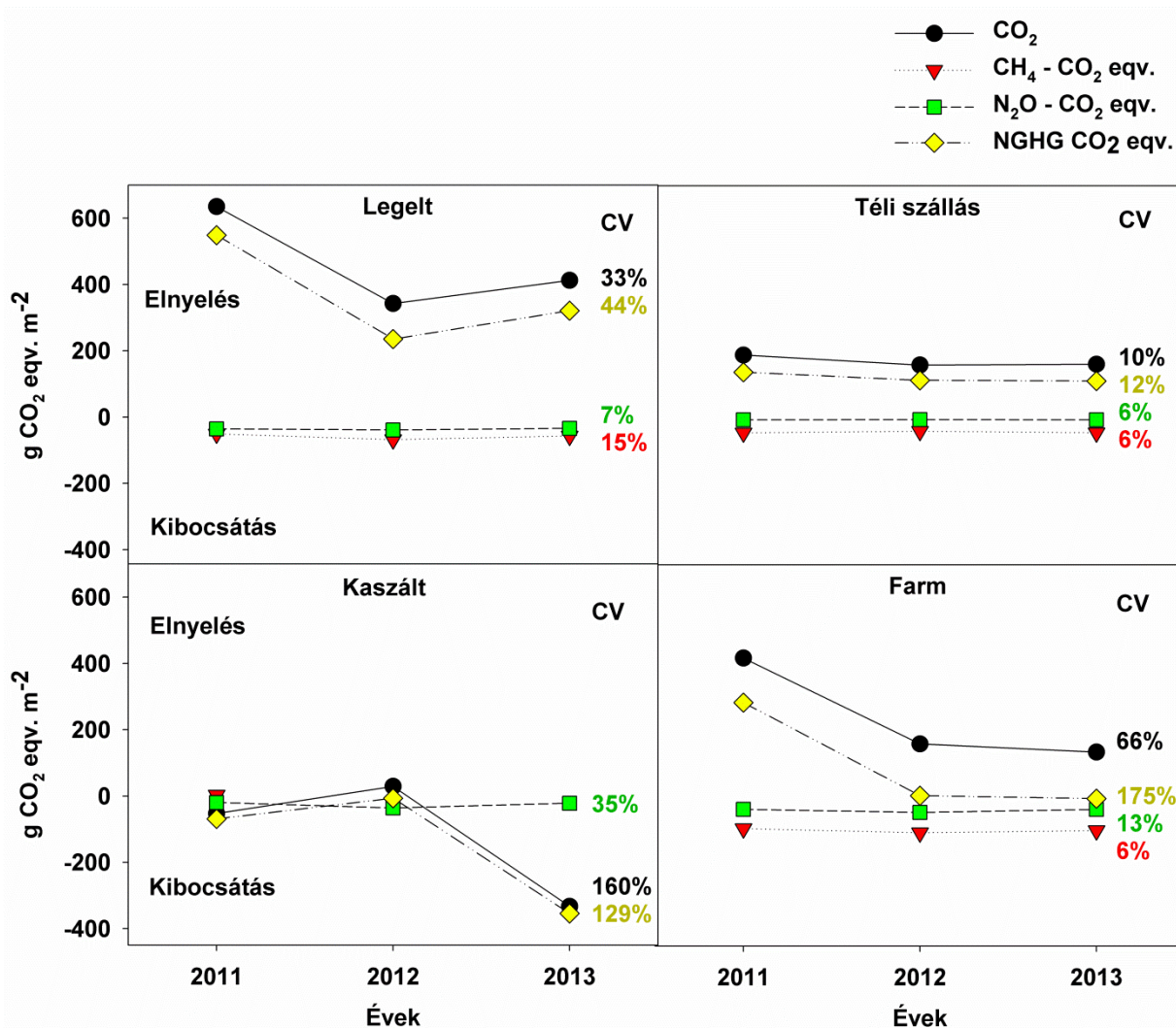
Kezelés	-NEE	$F_{\text{CH}_4_Ctalaj}$	$F_{\text{Ctakarmány}}$	$F_{\text{Clekaszált}}$	$F_{\text{Ctrágya_export}}$	$F_{\text{Cállati_termék}}$	$F_{\text{CH}_4_Cállat}$	$F_{\text{CH}_4_Ctrágya}$	$F_{\text{CO}_2_Cállat}$
	$[\text{g C m}^{-2} \text{év}^{-1}]$								
Legelt	142,67 (40,07)	0,08 (0,12)	0	0	0	0	-0,84 (0,19)	-0,48 (0,06)	-16,33 (2,02)
Kaszált	61,33 (46,76)	0,07 (0,08)	0	-93,72 (31,2)	0	0	0	0	0
Téli szállás	0	0	73,92 (3,12)	0	-15,38 (5,06)	-0,41 (0,16)	-0,61 (0,04)	-0,35 (0,02)	-11,89 (0,73)
Farm	106,80 (39,37)	0,073 (0,1)	0	0	-15,38 (5,06)	-0,41 (0,16)	-1,46 (0,07)	-0,83 (0,04)	-28,22 (1,3)
	$[\%]$								
Legelt	99,5	0,05	0	0	0	0	-4,77	-2,71	-92,51
Kaszált	99,89	0,11	0	100	0	0	0	0	0
Téli szállás	0	0	100	0	-53,68	-1,44	-2,14	-1,22	-41,53
Farm	99,93	0,07	0	0	-33,21	-0,89	-3,14	-1,79	-60,96

Kezelés	NECB
	$[\text{g C m}^{-2} \text{év}^{-1}]$
Legelt	125,10 (41,85)
Kaszált	-32,32 (51,75)
Téli szállás	45,28 (4,5)
Farm	60,58 (43,34)

A nettó üvegházgáz-mérleg

A nettó üvegházgáz-mérleg (NGHG) számításánál az egyes komponenseket szén-dioxid egyenértékben kifejezve kell összeadni (21. egyenlet). A nettó ökoszisztéma szénmérlegben (NECB) a metán, mint szén tartalmú komponens szerepelt, hiszen a metán tartalmaz szenet (C a CH₄-ben) azonban az üvegházgáz-mérlegben immár a metán melegítő hatása szerepel, szén-dioxid egyenértékben kifejezve (GWP_{CH₄FCH₄}) (21. egyenlet).

Megállapítottuk, hogy farm szinten az üvegházgáz-mérleget alkotó fluxusok közül a szén-dioxidnak volt a legjelentősebb évek közötti variabilitása (Coefficient of Variation, CV) az összes gazdálkodási egység (legelő, kaszáló, téli szállás, farm) esetében (31. ábra).



31. ábra: Az üvegházgáz-mérlegben szerepet játszó egyes gázok és a nettó üvegházgáz-mérleg (NGHG) évek közötti variabilitása (Coefficient of Variation, CV) a legelt és a kaszált területen, illetve a téli szálláshoz és a farm szinthez köthető fluxusok esetében. A szén-dioxid (CO₂), metán (CH₄), és dinitrogén-oxid (N₂O) fluxusok szén-dioxid egyenértékben (eqv.) szerepelnek.

A legelő nettó üvegházgáz-mérlege

Összegezve a legelő szén-dioxid, metán, és a dinitrogén-oxid fluxusait a 21. egyenlet alapján a 2011-2013-as időszakra vonatkozóan megállapítható, hogy a legelt terület jelentős mértékben nettó üvegházgáz (NGHG) elnyelő volt ($370,72 \pm 164,13 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ év}^{-1}$) (8. táblázat). Ez az elnyelés szignifikánsan eltérő volt (nagyobb volt), mint a kaszált területen tapasztalt fluxus (9. táblázat). A legelt területen a kibocsátás 60,92 %-áért a metán, míg 39,08 %-áért a

dinitrogén-oxid volt a felelős (8. táblázat). Az állatok kérődzése ($F_{\text{CH}_4\text{-Cállat}}$) a legelt területen 24,48 %-ban járult hozzá a teljes kibocsátáshoz (8. táblázat).

A kaszáló nettó üvegházgáz-mérlege

A kaszált terület – a legelt területtel ellentétben – nettó üvegházgáz kibocsátó volt ($-141,28 \pm 202,37 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ év}^{-1}$). Ez kaszáló alacsony szén-dioxid, illetve szén felvételnek (NEE), és a jelentős mennyiségű elszállított szénának ($F_{\text{Clekaszált}}$) volt köszönhető (32. ábra és 8. táblázat). Az elszállított szénában lévő szén (korábban megkötött szén-dioxid) a kaszáló számára veszteség de a lekaszált széna a farm szinten nem veszteség, mert a széna az állatok táplálását szolgálja, viszont ott már üvegházhatású gázként szabadul fel, ha nem tételezünk fel veszteséget. Az üvegházgáz mérlegben szereplő komponensek fluxusai (CO_2 , CH_4 , N_2O) szignifikánsan különböztek a kaszált és a legelt terület között (9. táblázat). A legelt terület szén-dioxid egyenértékben kifejezett üvegházgáz felvevő képessége nagyobb volt, mint a kaszált területé, annak ellenére, hogy az összegzett metán és a dinitrogén-oxid fluxus szignifikánsan kisebb volt a kaszált területen (8. táblázat).

A téli szállás nettó üvegházgáz-mérlege

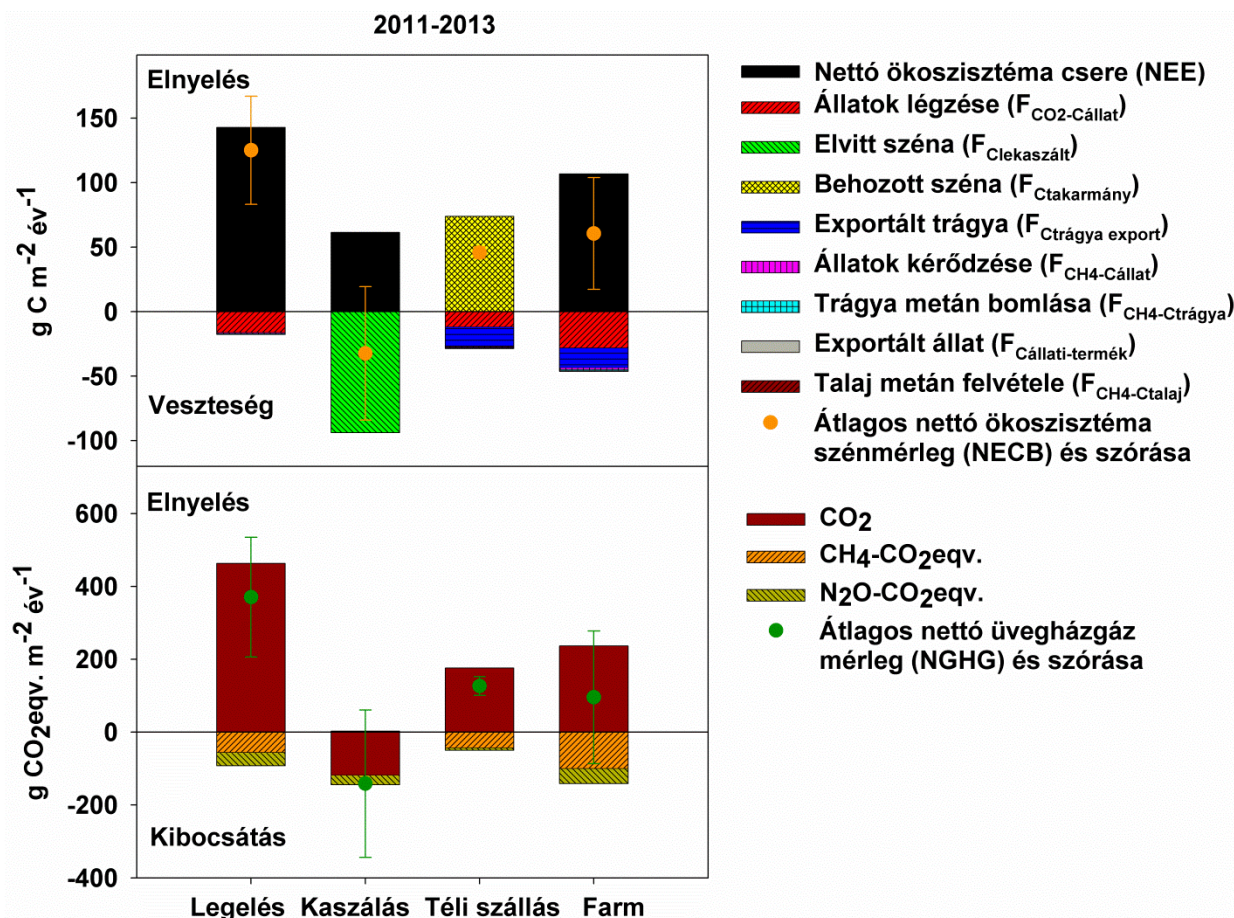
A téli szállás esetében a jelentős nettó ökoszisztéma szénmérleget éppen nem múlta felül a trágya- ($F_{\text{CH}_4\text{-trágya}}$) és fermentációs ($F_{\text{CH}_4\text{-Cállat}}$) eredetű metán, illetve a trágya-eredetű dinitrogén-oxid ($F_{\text{N}_2\text{O-trágya}}$) szén-dioxid egyenértékben kifejezett kibocsátása, ezért a téli szállás nettó üvegházgáz nyelőnek bizonyult (8. táblázat). A kibocsátás 87,94 %-áért a metán, míg a 12,06%-áért a dinitrogén-oxid volt a felelős (8. táblázat). Az elszállított trágyában lévő szén veszteség ($F_{\text{Ctrágya export}}$) a farm számára és a szén üvegházhatású-gázként kerül a légkörbe. A trágya közel egy évig is a karámban a téli szálláson tárolódik, mielőtt elszállítják, ezért vitatható, hogy mind a metán ($F_{\text{CH}_4\text{-Ctrágya}}$), mind a szén-dioxid tulajdonképpen mikor szabadul fel. Az állatokban elszállított szén ($F_{\text{Cállati-termék}}$) is veszteség a farm számára, amely üvegházhatású gázként szabadul fel a felhasználás során. Ezt a kibocsátást így farmon kívüli kibocsátásnak lehet tekinteni, mindazonáltal a téli szállásra vonatkoztatott kibocsátásnak ez csupán 1,05%-a (farm szinten pedig 0,50%-a).

A farm szintű nettó üvegházgáz-mérleg

A teljes farm szintű üvegházgáz-mérleg alapján a gazdálkodás nettó üvegházgáz elnyelő volt ($95,7 \pm 182,12 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ év}^{-1}$) (32. ábra és 8. táblázat). A legelők és a kaszálók tehát összességében éppen elegendő nettó ökoszisztéma szénmérleget (szénakkumulációt) eredményeztek, amelyet a jelentős trágya és fermentációs eredetű metán, illetve a talaj dinitrogén-oxid kibocsátása sem ellensúlyozott annyira, hogy a farm kibocsátóvá váljon. Farm szinten a kibocsátások 70,91 %-áért a metán, míg 29,09 %-áért a dinitrogén-oxid volt a felelős (8. táblázat). Meg kell jegyezni, hogy az évek között jelentős eltérések voltak a nettó ökoszisztéma szén-dioxid cserében (NEE), hiszen tulajdonképpen csak a 2011-es év jelentős szénfelvételének köszönhető, hogy a három év átlaga az elnyelés irányába billent el (31. ábra). 2011-ben a farm elnyelése $284,1 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ volt (31. ábra). 2012-ben a farm minimális mértékben volt csak nyelő ($3,4 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ év}^{-1}$), míg 2013-ban a farm nettó üvegházgáz kibocsátó volt ($-5,4 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ év}^{-1}$) (32. ábra). A jelentős üvegházgáz elnyelés 2011-ben a megelőző évi rendkívüli csapadékos időjárás áthúzódó hatásának (vízraktározás a talajban) tudható be. Megjegyzendő, hogy a rendkívül nagy inter-annuális variabilitás (32. ábra) és a mintaévek alacsony száma miatt ($n=3$) a nettó üvegházgáz elnyelés statisztikailag nem különbözött a nullától (egy mintás t-próba, $p=0,45$).

Farm szinten az üvegházhatású gázok elnyelésének 99,16%-áért a nettó ökoszisztéma szén-dioxid csere (felvétel, NEE) volt a felelős, míg a maradék 0,84%-ért a talaj metán

elnyelése. A kibocsátások 34,58%-áért az állatok légzése, 22,05%-áért az állatok kérődzése (fermentáció), 16,58%-áért a trágya formájában elvitt és abból felszabaduló szén-dioxid, 12,55%-áért a trágya metán kibocsátása, 8,99%-áért a talaj dinitrogén-oxid kibocsátása, 4,74%-áért a trágya dinitrogén-oxid kibocsátása, és 0,50%-áért az állatok exportja volt a felelős.



32. ábra: A nettó ökoszisztéma szénmérleg (NECB) és a nettó üvegházgáz-mérleg (NGHG) komponensei a legelt és a kaszált területen, illetve a téli szálláshoz és a farm szinthez köthető rendszerek esetében (Bugac, 2011-2013). CO₂: szén-dioxid; CH₄: metán; N₂O: dinitrogén-oxid. Eqv.: egyenérték (equivalent).

8. táblázat: A nettó üvegházgáz-mérleg (NGHG) fluxusai gazdálkodási egységenként szén-dioxid egyenértékben. Az adatok három év (2011-2013) átlagát jelölik (zárójelben a szórás). A %-ok a fluxusok százalékos részarányát jelentik a teljes kibocsátásban, illetve az elnyelésben gazdálkodási egységenként. Pozitív előjel a gazdálkodási egység általi elnyelést, míg a negatív előjel a gazdálkodási egység általi kibocsátást jelenti a teljes elnyelésben, illetve kibocsátásban. CO₂: szén-dioxid; CH₄ metán; N₂O dinitrogén-oxid. A (-1)-szeres szorzó alapján a pozitív NEE az ökoszisztéma általi elnyelést jelenti. A táblázat a következő oldalon található.

Jelölések; NEE: nettó ökoszisztéma gázcsere; F_{CO₂-Cállat}: az állatok légzéséből származó szén-dioxid kibocsátás; F_{Clekaszált}: a kaszálóról elvitt szénvesztesség; F_{Ctakarmány}: a téli szállásra behozott szénmennyiség; F_{Ctrágya export}: a téli szállásról kivitt trágyával távozó szénmennyiség; F_{Cállati-termék}: az elszállított állatok általi szénvesztesség; F_{CH₄-Cállat}: az állatok kérődzése során fellépő metán fluxus; F_{CH₄-Ctrágya}: az állati trágya bomlásából származó szénkibocsátás; F_{CH₄-Ctalaj}: talaj-eredetű metán fluxus; F_{N₂O-talaj}: a talaj dinitrogén-oxid fluxusa; F_{N₂O-trágya}: a trágya dinitrogén-oxid fluxusa.

Kezelés	-NEE	F _{CO2-C-állat}	F _{Clekaszált}	F _{Ctakarmány}	F _{Ctrágya} export	F _{Cállati-} termék	F _{CH4-Cállat}	F _{CH4-Ctrágya}	F _{CH4-Ctalaj}	F _{N2O-talaj}	F _{N2O-trágya}
	[g CO ₂ eqv. m ⁻² év ⁻¹]										
Legelt	523,11 (146,91)	-59,86 (7,39)	0	0	0	0	-38,17 (8,68)	-21,72 (2,68)	3,52 (5,44)	-27,94 (1,64)	-8,21 (1,81)
Kaszált	224,89 (171,45)	0	-343,64 (223,36)	0	0	0	0	0	3,09 (3,72)	-25,62 (8,96)	0
Téli szállás	0	-43,61 (2,67)	0	271,04 (11,46)	-49,61 (16,33)	-1,51 (0,58)	-27,87 (1,7)	-15,82 (0,97)	0	0	-5,98 (1,71)
Farm	391,61 (144,37)	-103,48 (4,75)	0	0	-49,61 (16,33)	-1,51 (0,58)	-65,99 (3,03)	-37,54 (1,73)	3,33 (4,68)	-26,92 (4,87)	-14,2 (1,77)
	[%]										
Legelt	99,33	-38,40	0	0	0	0	-24,48	-13,93	0,67	-17,92	-5,31
Kaszált	98,65	0	-93,06	0	0	0	0	0	1,35	-6,94	0
Téli szállás	0	-30,21	0	100	-34,37	-1,05	-19,27	-10,96	0	0	-4,15
Farm	99,16	-34,58	0	0	-16,58	-0,50	-22,05	-12,55	0,84	-8,99	-4,74
Kezelés	CO ₂				CH ₄ -CO ₂ eqv				N ₂ O-CO ₂ eqv		
	[g CO ₂ eqv. m ⁻² év ⁻¹]										
Legelt	463,25 (152,81)				-56,37 (8,86)				-36,15 (2,47)		
Kaszált	-118,75(189,69)				3,09 (3,72)				-25,62 (8,96)		
Téli szállás	176,31 (31,04)				-43,64 (2,67)				-5,98 (1,72)		
Farm	237,01 (166,04)				-100,2 (9,44)				-41,11 (6,64)		
	[%]										
Legelt	100				-60,92				-39,08		
Kaszált	-82,26				100				-17,74		
Téli szállás	100				-87,94				-12,06		
Farm	100				-70,91				-29,09		
Kezelés	NGHG					NGHGL					
	[g CO ₂ eqv m ⁻² év ⁻¹]										
Legelt	370,72 (164,13)					370,72 (164,13)					
Kaszált	-141,28 (202,37)					202,36(184,13)					
Téli szállás	126,68 (25,43)					-93,24(7,07)					
Farm	95,70 (182,12)					146,82(165,21)					

8. táblázat: A különböző gazdálkodási tevékenységek statisztikai összehasonlítása a nettó ökoszisztéma szénmérlegük (NECB) és a nettó üvegházgáz-mérlegük (NGHG), illetve gáz-komponenseik alapján (ANOVA, post hoc; Tukey teszt, ** p<0,05; *p<0.1; n.s. nem szignifikáns)

Kezelések	NECB	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	NGHG
Legelt vs. kaszált	**	**	**	**	**
Legelt vs. farm	n.s.	n.s.	**	n.s.	n.s.
Kaszált vs. farm	n.s.	*	**	**	n.s.
Téli szállás vs. legelt	n.s.	n.s.	n.s.	**	n.s.
Téli szállás vs. farm	n.s.	n.s.	**	**	n.s.
Téli szállás vs. kaszált	n.s.	n.s.	**	**	n.s.

Összefoglalás és kitekintés

Megállapítottuk, hogy a legeltetés az éghajlatvédelem szempontjából kedvezőbb, mint a kaszálás, egyrészt a nagyobb nettó ökoszisztéma szénmérleg, másrészt a nagyobb nettó üvegházgáz-elnyelés miatt; ezt az eredményt a dolgozat legfontosabb, 32. ábrája foglalja össze. A bugaci extenzív gazdálkodás kismértékben hozzájárult az üvegházhatású gázok elnyeléséhez (a vizsgált évek átlagában). A kedvező mérleg azonban csak az extenzív állattartásnak és a megfelelő csapadékellátottságnak volt köszönhető. Kisebb szén felvétel (aszályok), illetve intenzívebb gazdálkodás (jelentős mennyiségű állati légzés, fermentáció és trágya lebomlás) esetén a farm üvegházgáz-kibocsátóvá válik. A farm szintű nettó üvegházgáz mérleg (NGHG) alapján a farm 2012-ben minimális mértékben volt csak nyelő, míg 2013-ban kismértékben üvegházgáz kibocsátó volt. Az átlagos elnyelés a három évre vonatkoztatva a 2011-es év kedvező talajnedvességének és az ennek következtében fellépő magas szénfelvételnek tulajdonítható (32. ábra).

Szimulált esetek

Az éghajlatváltozás következtében előfordulhat, hogy szárazság, aszály hatására az ökoszisztéma szénfelvétele (NEE) csökken (Nagy et al. 2007). Ha a legelt és a kaszált területen egyaránt 25%-kal kisebb a szénfelvétel (NEE), és az összes többi fluxus pedig változatlan, akkor a farm szintű NGHG közel nulla lenne ($2,2 \pm 146,03 \text{ g CO}_2\text{eqv. m}^{-2} \text{ év}^{-1}$).

Felvethető, hogy mekkora lenne a farm NGHG mérlege, ha több szürkemarha lenne a területen. Ha az állatok száma 50%-kal lenne magasabb, akkor a farm már kibocsátó lenne ($14 \text{ g CO}_2\text{eqv. m}^{-2} \text{ év}^{-1}$). Megjegyzendő, hogy ez csak egy olyan szimulált eset, amikor azt feltételezzük, hogy a legelő szénfelvétele (NEE) változatlan lenne, amely magasabb legelési nyomás alatt bizonyára nem így lenne.

Felvethető, hogy mekkora lenne a farm NGHG mérlege, ha szürkemarha helyett másfajta húsmarhát pl. a magyar tarkát, Holstein-fríz, Angust, vagy a Hereford-ot tartanának. Változatlan gazdálkodási mód (azonos NLSU, legelési idő, laterális fluxusok), illetve szén-dioxid felvétel és talaj GHG fluxusok mellett az állatok metán-kibocsátása változna csupán a rendszerben. Az IPCC (2006a) módszertana azonban csak hús és tejelő marha szinten, illetve eltérő tartás mód alapján tesz különbséget az állatok metán kibocsátásában. A tejelő tehének tartástechnológiája intenzív gazdálkodást kíván, amely során a metán kibocsátás már 58 kg helyett 99 kg egy számos állatra vetítve évente (IPCC 2006a). Ebben az esetben a farm elnyelése $49,05 \pm 184,26 \text{ g CO}_2\text{eqv. m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ lenne, tehát az elnyelés a közel a felére csökkenne. Tejelő

tehenek legeltetése esetén a gyepek szén-dioxid felvétele is valószínűleg változna, növelve a becslés bizonytalanságát.

Felvethető, hogy mekkora lenne a farm üvegházgáz-mérlege, ha a mérlegből kivesszük a laterális komponenseket (nettó üvegházgáz csere-laterális fluxusok, Net Greenhouse Gas balance-Lateral, NGHGL), tekintettel arra, hogy ezek a fluxusok csak hosszabb távon kerülnek a légkörbe. Kaszáló esetében ekkor kimarad az elvitt széna, illetve a téli szállás és a farm esetében pedig a behozott széna, az elvitt állatok és az elvitt trágya. Ebben az esetben egy virtuális rendszert vizsgálunk, mert az állatok nem maradnak fenn behozott téli táplálék nélkül, így légzésük sem lenne, tehát a téli szállásra vonatkoztatott rendszer nehezen lenne értelmezhető. Mindazonáltal kiszámolható, hogy a farm mérlege ekkor $146,82 \pm 165,21 \text{ g CO}_2\text{eqv. m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ lenne, tehát továbbra is nyelő lenne (8. táblázat). A téli szállásé $-93,24 \pm 7,07 \text{ g CO}_2\text{eqv. m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ lenne, tehát kibocsátó az állatok légzése és metán kibocsátása miatt. A kaszálóé $202,36 \pm 184,13 \text{ g CO}_2\text{eqv. m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ lenne, tehát átfordulna kibocsátóból elnyelővé, mert nem jelenik meg az elvitt széna, mint veszteség, de nyelő aktivitása továbbra is kisebb lenne, mint a legelőé. A legelő üvegházgáz mérlege az elvitt állatokéval csökkenne, de továbbra is jelentős üvegházgáz egyenértékben kifejezett elnyelést mutatna; $369,21 \pm 171,68 \text{ g CO}_2\text{eqv. m}^{-2} \text{ év}^{-1}$.

Feltehető, hogy mekkora a legelt gyep szénmérlege ha csak azt tekintjük, hogy mennyi a szénfelhalmozódás a gyep növényzetében és talajában. Ekkor az állatok által lelegelt biomassza veszteség a legelő növényzete számára, ám trágya formájában valamennyi szén visszakerül a talajba. Erre a rendszerre értelmezett szénmérleg (NECB-állat) a legelő NEE-értékének ($142,67 \pm 44,05 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$; nyereség), a lelegelt biomasszájának ($-44,05 \pm 7,10 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$; 2. táblázat; x_1 szénben kifejezve; veszteség), és a talajba jutó trágya-eredetű szénmennyiségnek ($2,58 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$, $F_{\text{Ctrágya_SOC}}$; nyereség) az összege, vagyis a mérleg $101,20 \pm 34,88 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ lenne (nyereség). A kaszálóval ellentétben (7. táblázat, NECB) a legelőt ekkor is nettó szénfelhalmozódás jellemzi. Ebben az esetben feltételezzük, hogy a legelés általi szénveszteség egyenértékű a kaszálás során történő szénveszteséggel.

4.7.2. A szén- és az üvegházgáz-mérleg bizonytalansága

A bizonytalanságokat minden egyes fluxus esetében kiszámítottunk vagy megbecsültük. A különböző bizonytalanságokat az IPCC (2006b) módszertana alapján összegeztük (3.2 egyenlet az IPCC 2006b-ben).

Farm szinten az NECB és az NGHG összegzett bizonytalansága 48,86%, illetve 48,53% volt. A jelentős bizonytalanság ellenére a farm átlagosan szén, illetve üvegházgáz nyelőként viselkedett. Az NECB (NCS) bizonytalansága más kutatásokban is jelentős volt (20-80%) (SOUSSANA et al. 2010).

Az NEE mérések bizonytalansága a random hibából adódóan $4 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ (2011-2013), míg az adatpótlásból eredő hiba $26 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ volt (Pintér 2009). A kétféle bizonytalanság összege, a bizonytalanságok négyzet összegének gyöke, esetünkben $26,3 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ volt. Tehát a legelt és a kaszált gyep éves NEE összegeinek eltérése (2011-ben $83 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$; 2012-ben $45 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$, és 2013-ban $116 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$) nagyobb volt, mint az éves összegek bizonytalansága. Ez alapján megállapítható, hogy a két terület NEE értéke (szénfelvétele) a bizonytalanságokat figyelembe véve is különbözött. Megjegyzendő, hogy az NEE adatoknak átlagosan $45,63 \pm 3,04 \%$ -a volt mért adat a legelten, míg $39,17 \pm 7,74\%$ -a a kaszálon, tehát az adatpótlás mértéke hasonló volt két területen, amely növeli az összehasonlíthatóság biztonságát. SENEPAI et al. (2009) éppen hasonló bizonytalanságot kapott az általa mért NEE értékekre vonatkozóan ($26 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$). SENEPAI et al. (2009) esetében azonban ez azt jelentette, hogy a kaszálon mért átlagos $22 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ NECB (nála NCS) alapján a terület valójában nem volt szénelnyelő. Az irodalmi adatok az NEE éves összegének hibáját kevesebb, mint

50 g C m⁻² év⁻¹-re teszik (RICHARDSON et al. 2012), tehát ez alapján az általunk vizsgált kaszáló és legelő NEE értéke 2012-ben nem, míg 2011-ben és 2013-ban különbözött. A laterális szénfluxusokat illetően 5%-os bizonytalansággal számoltunk.

A bugaci farmon a gazdálkodási mód és az állatok létszáma ismert volt, ezért ezekkel a bizonytalanságokkal a kérődzés és a trágya bomlása során felszabaduló metán fluxusok eseteiben nem kellett számolni (IPCC 2006a). A kérődzés metánkibocsátást tekintve a felvett biomassa megemészthetőségéből származó bizonytalanságot az IPCC (2006b) alapján 20%-nak vettük. A trágya bomlásából származó hibát pedig 10%-nak vettük a trágya-eredetű metán-fluxusban (IPCC 2006b). A trágya dinitrogén-oxid kibocsátásának 25%-os a bizonytalanságát, amely az állatok által felvett nitrogén kiürítési hányadától függ, KIS-KOVÁCS et al. (2014) alapján alkalmaztuk.

A talaj-eredetű dinitrogén-oxid és metán fluxusok kamrás mérésének hibája egyrészt a gázok kamrában történő nem lineáris koncentrációváltozásból (telítődésből) adódhat, amely a korábbi Bugacon történt vizsgálatokhoz hasonlóan (HORVÁTH et al 2010) kevesebb, mint 10% volt. Másrészt a mérési bizonytalanság a kamra effektív térfogatától is függ, vagyis a talaj-porozitásától, mert a talajban lévő légtér fogat is a kamrához számít. A bugaci talajon végzett korábbi vizsgálatok alapján ebből adódóan a talaj metán és dinitrogén-oxid fluxusa 25%-kal lehetett alábecsülve (HORVÁTH et al 2010). Egy tanulmányban összefoglalták, hogy az esetek 90%-ban nem volt kimutatható a gázok telítődése a kamrában (CHADWICK et al. 2014), amely a kamrás mérések további megbízhatóságára utal.

A kamrás mérések bizonytalanságát jelentősen csökkentené, ha kvázi folyamatosan lehetne mérni a talaj metán és a dinitrogén-oxid fluxusát (REEVES AND WANG 2015). Egy vizsgálatban, ahol különböző időközönként mérték kamrás mérésekkel a talaj gáz-fluxusait kimutatták, hogy az éves összegben csak 10% alatti hibát okozott, ha kétheti rendszerességgel vettek mintákat, ellentétben azzal, amikor az éves fluxust napi nyolc mérés által becsülték (REEVES AND WANG 2015). A két-, illetve háromheti mérések gyakoriságából adódó hibát REEVES AND WANG (2015) alapján a dolgozatban 10%-nak vettük. A kamrás mérések összegzett bizonytalansága a jelen vizsgálatokban 28,72%-nak adódott.

A kaszált és a legelt területen azonos módszerekkel mértük a különböző fluxusokat és az adatelemzés menete is azonos volt, amely módszertanilag megfelelő alapot, bizonyosságot nyújt a két terület összehasonlíthatóságához.

4.7.3. A szén- és az üvegházgáz-mérleg összehasonlítása az irodalmi adatokkal

A nettó ökoszisztéma szénmérleg összehasonlítása az irodalmi adatokkal

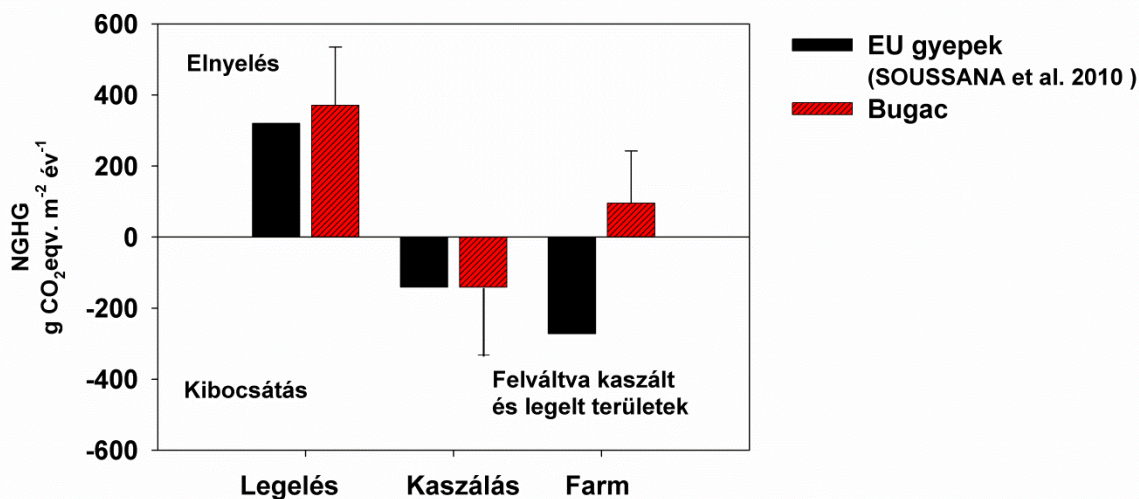
A kaszálás során elvitt széna miatt, a bugaci gyepphez hasonlóan kedvezőtlenül alakult más hazai és külföldi kaszálók szénmérlege is. Egy Hegyhátsál mellett vizsgált területen a kaszálás során betakarított szénmennyiség bizonyos években magasabb volt, mint az éves összes felvett szénmennyiség, tehát itt is szenet veszített a terület (HASZPRA et al. 2010). Az egyetlen ismert, illetve publikált specifikusan a legelés és a kaszálás hatását párban, eddy kovariancia és laterális széntranszfert is magában foglaló összehasonlító vizsgálat alapján kimutatták, hogy a kaszálás alatt a nettó ökoszisztéma szénmérleg (NECB) kevesebb, mint hatoda volt ($22,7 \pm 32,3$ g C m⁻² év⁻¹, nyelő) a legelt területhez képest ($140,9 \pm 69,9$ g C m⁻² év⁻¹, nyelő) (SENAPATI et al. 2014). A bugaci vizsgálatokhoz hasonlóan tehát itt is a legelő jelentősebb szénfelvétellel bírt a kaszálóhoz képest, figyelembe véve, hogy a mind a két vizsgálatban leírt kaszáló szénmérlege a szórások miatt nem különbözött a nullától. Megjegyzendő, hogy a SENAPATI et al. (2014) vizsgálatában jelentős mennyiségű nitrogéntrágyát alkalmaztak a bugaci farmmal ellentétben, amely megnehezíti az összevetést.

Modellezett (Biome-BGC) eredmények alapján kimutatták, hogy a hazai gyepek nettó biomprodukcója (NBP), ami a nettó ökoszisztéma szénmérleg (NECB) nagyobb, régiós térléptékre való kiterjesztése, csökken ($20,3 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$, kibocsátás), mivel több szenet vittek le a területekről, mint amennyit az ökoszisztéma felvett a nettó ökoszisztéma szén-dioxid csere során (BARCZA et al. 2010). Trágyázással ugyanakkor valamennyi, de pontosan nem ismert mennyiségű szén kerül vissza a gyepekre, tehát a kibocsátás valószínűleg ennél kisebb, vagyis közel nulla (BARCZA et al. 2010). Más becslések szerint (CESAR modell) a hazai gyepeknek éppen annyi a nettó ökoszisztéma szénmérlege, mint amennyit az európai átlag ($57 \pm 34 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$, nyelő) (JANSSENS et al. 2005, BARCZA et al. 2010).

A nettó üvegházgáz mérleg összehasonlítása az irodalmi adatokkal

A bugaci kaszálás és legeltetés együttes hatását a nettó üvegházgáz mérlegre olyan területekkel lehet részben összehasonlítani, amelyeken felváltva legeltettek, illetve kaszáltak. Ezen területek viszonylag magas üvegházgáz (NGHG) kibocsátással rendelkeztek ($272 \text{ g CO}_2\text{eqv. m}^{-2} \text{ év}^{-1}$) (SOUSSANA et al. 2010), szemben a bugaci farm elnyelésével.

Más, nem párban vizsgált irodalmi adatokkal összevetve eredményeinkkel összhangban megállapítható, hogy a kaszálók nettó üvegházgáz kibocsátással ($141 \text{ g CO}_2\text{eqv. m}^{-2} \text{ év}^{-1}$, kibocsátás), míg a legelők üvegházgáz elnyeléssel ($320 \text{ g CO}_2\text{eqv. m}^{-2} \text{ év}^{-1}$) jellemezhetőek (33. ábra) (SOUSSANA et al. 2010). A legelő területek közül azonban az intenzíven legeltetett területek nettó kibocsátással voltak jellemezhetőek az extenzív legelőkkel szemben, tehát nem önmagában a legeltetés volt a döntő, hanem a legeltetés intenzitása (SOUSSANA et al. 2010). A FAO (2006) alapján ezzel szemben az extenzív gazdaságok hozzájárulása az üvegházhatású gázok kibocsátásához volt magasabb, mint az intenzívéké, amely elsősorban a trágyakezelés elmaradásának és a magas fermentációs metánkibocsátásnak (alacsony tápanyag-hasznosítás) volt köszönhető.



33. ábra: A bugaci farm nettó üvegházgáz-mérlegének (NGHG) összehasonlítása az irodalmi adatokkal (Soussana et al. 2010).

Az európai gyepek (pontmérések felskálázása alapján) kismértékben nyelői az üvegházgázoknak ($14 \pm 18 \text{ g Ceqv. m}^{-2} \text{ év}^{-1}$). (SCHULZE et al. 2009). Ezzel ellentétben a hazai gyepek üvegházgáz-mérlegét tekintve átlagosan kibocsátónak, illetve kibocsátás szempontjából közel semlegesnek bizonyultak ($-9,78 \text{ g Ceqv. m}^{-2} \text{ év}^{-1}$) (BARCZA et al. 2010). Ezt a becslést ugyanakkor több a gazdálkodási adatok hiányára (pl. művelési típusok, műtrágya használat) visszavezethető bizonytalanság terheli (BARCZA et al. 2010). A gyepek tehát az üvegházhatású gázok közömbösítésének, elnyelésének szempontjából éppen a „tűrészhatárunk” szélén vannak, tehát a gazdálkodástól és az időjárástól függően GHG elnyelőkből könnyen kibocsátókká válhatnak.

4.8. Mitigációs lehetőségek

Az állattenyésztésben jelentős éghajlatváltozást-semlegesítő potenciál rejlik. Az egyik leghatékonyabb mitigációs tényező a legeltetés optimalizációja (SMITH et al. 2008). Ez magában foglalja az alul- és túllegeltetés elkerülését, a megfelelő legelési nyomás beállítását, illetve a legelési időszakok pontosabb lehatárolását, valamint az égetések és tüzesetek kockázatának csökkentését (SMITH et al. 2008). Kimutatták pl., hogy az extenzív legeltetés az intenzívvel szemben emeli a talaj széntartalmát a gyökerekbe allokkált szénen keresztül (LI et al. 2011), ugyanakkor félszáraz sivatagi gyepeken (250 mm éves csapadékösszeg) történő viszonylag alacsony legeltetési intenzitás már csökkentette a talaj széntartalmát (AN AND LI 2015). Kimutatták, hogy a legeltetés optimalizációjával 0,13 kg-os CO₂eqv. m⁻² év⁻¹ kibocsátás-csökkentést lehet elérni (BELLARBY et al. 2013). Jelentősebb, 0,21-1,5 kg-os CO₂eqv. m⁻² év⁻¹ kibocsátás csökkentést a talajba történő szén allokkáció növelésén keresztül lehet elérni, amelyhez elsősorban a gyepek diverz fajösszetétele (a gyökérszöveten keresztül) járul hozzá (amely tehát az átlagos bugaci NEE-nél is jelentősebb szénfelvételt jelent) (STEINBEISS et al. 2008). Mindazonáltal az extenzív állattartás fajlagosan, a jelentős trágya-eredetű metán kibocsátás ellenére, még mindig átlagosan alacsonyabb üvegházhatású gáz kibocsátással jár egy kg hús előállítására vetítve (19,4-21,6 kg CO₂ eqv. kg-előállított hús⁻¹), mint az intenzív, kukoricával is táplált marhák előállítása által (16,4-30,2 kg CO₂eqv. kg-előállított hús⁻¹) (BELLARBY et al. 2013).

Az irodalom alapján további mitigációs lehetőség még a gyepek mélyen gyökerező, tehát szárazságtűrő és egyben nitrogénkötő fajokkal (*Trifolium* spp.) történő felülvetése (LÜSCHER et al. 2014). Ebben az esetben nem szükséges a gyepek műtrágyával kezelni, így csökken a talaj dinitrogén-oxid kibocsátása (FLECHARD et al. 2007). Szárazságtűrő pillangósok alkalmazásával ezen felül figyelemre méltó a gyepek éghajlatváltozáshoz, aszályhoz történő adaptációja, így a termelés stabilitása is. A gyepek pillangósokkal történő felülvetése akár 1,2 kg CO₂ eqv. m⁻² év⁻¹ kibocsátás csökkenést is eredményezhet (LÜSCHER et al. 2014). Amennyiben mégis szükség van műtrágyázásra, úgy jelentős kibocsátás - nitrogén veszteség - csökkentést lehet elérni a műtrágya megfelelő időpontban történő, többszöri; a növények aktuális igényéhez illeszkedő kijuttatásával (BORKA et al. 2008).

Az állattenyésztésben kiemelkedő költséghatékony GHG kibocsátás-csökkentő megoldás a trágya-eredetű metánkibocsátás csökkentése. Erre elsősorban az extenzív gazdaságokban van lehetőség, ahol a trágya híg és szilárd fázisra történő elkülönítése, a trágya takarása) jelentős lehet a metán és dinitrogén-oxid kibocsátás (PAUSTIAN et al. 2004). A hazai trágyakezelésben viszonylag magas a szilárd fázisú trágyakezelés (PAZSICZKY 2007), tehát ebben a szektorban nem várható további kibocsátás csökkentés (MOLNÁR et al. 2011).

A fejlett országokban a túlzott húsfogyasztás és az ezzel járó problémák (szív és érrendszeri betegségek) miatt indokolható a csökkentett, napi 90 g-os húsfogyasztás ösztönzése a jelenlegi 200-250 g helyett (McMICHAEL et al. 2007). Kimutatták, hogy heti 32-45%-kal kevesebb húsmarha fogyasztással 10-14%-kal csökkenne az előállításához kapcsolt GHG kibocsátás (BELLARBY et al. 2013). Hazai viszonylatban a húsfogyasztás csökkentéssel kiváltható kibocsátás csökkentés, az állattenyésztés alacsony kibocsátása és szociális problémák miatt nem releváns (MOLNÁR et al. 2011). A húsfogyasztás csökkentésén túl azonban legalább ilyen fontos, ha nem fontosabb, az ételmiszerelosztás racionalizálása.

Tekintettel arra, hogy a vizsgálatok és az irodalom alapján a gyepek CO₂-elnyelése jelenti az egyetlen, releváns, hosszú-távra is biztosítható szénfelvételt, ezért a gyepek szén-dioxid felvevő kapacitását fenn kell tartani. A vizsgálatok és a lehetőségek alapján mindezt extenzív legeltetéssel lehet megoldani.

Fajlagos kibocsátás

Farm szinten kimutattuk, hogy a bugaci farmon a jelenlegi legelési nyomás, illetve gazdálkodási intenzitás mellett a gyepeknek (legelő és kaszáló) legalább 84 g szenet (308 g szén-dioxidot) kell felvennie (NEE) négyzetméterenként ahhoz, hogy nettó semleges legyen az üvegházgázok kibocsátása szempontjából.

A nettó szénfelvételnek köszönhetően a farm összesen 501,52±954,43 tonna szenet, azaz 1838,91±3499,56 tonna CO₂ egyenértéket kötött meg. A felvétel miatt állt elő az az érdekes helyzet, hogy egy kg színhús előállításánál 115,23±301,74 kg szén-dioxid egyenértékben kifejezett üvegházgáz nyelődött el a bugaci farm esetében. Mindez a gyep 2011 évi jelentős elnyelő kapacitásának, illetve a relatíve alacsony állatlétszámnak és az alacsony arányú hús exportnak köszönhető. Az EU 27 államát magában foglaló farm szintű adatok alapján egy kg hús előállításánál a CO₂ egyenértékben kifejezett üvegházgáz kibocsátás 3,1 és 32 kg között alakult (BELLARBY et al. 2013, WEISS AND LEIP 2012). Azon tanulmányokban, amelyek magukban foglalták a kereskedés során vett kibocsátást is, ott 20 és 52 kg (BELLARBY et al. 2013), illetve a teljes életciklus elemzés alapján 60 kg szén-dioxid egyenértékben kifejezett üvegházgáz került a légkörbe egy kilogramm marhahús előállításánál (RIPPLE et al. 2014). Adatok híján a farmon kívüli tevékenységeknek számító kibocsátásokat (szállítás, kereskedés, hulladék-kezelés stb.) nem tudtuk elemezni, de tekintettel arra, hogy ezen tevékenységek mind kibocsátóak, ezért ezek nyilvánvalóan az elnyelő kapacitást csökkentenék.

Farmok üvegházgáz mérlege a szén-dioxid kvóta függvényében

Az IPCC (2003), illetve az IPCC (2006a) útmutatásai alapján készült 2014-es, illetve 2015-ös hazai Nemzeti Üvegházgáz Leltárban a gyepek antropogén hatására kibocsátóként (351 Gg CO₂eqv. év⁻¹, illetve 10 Gg CO₂eqv. év⁻¹) szerepeltek, ellentétben az ökoszisztéma léptékű szén-dioxid forgalmi vizsgálatokkal (KIS-KOVÁCS et al. 2014). A két vizsgálat módszertan merőben eltérő. A rendszerváltozás előtt a gyepeket szélesebb körben művelték, öntözték, felülvetették, trágyázták, így az IPCC (2003) alapján kedvezőbb művelési besorolást kaptak. Jelenleg azonban jellemzően nem művelik ilyen intenzíven a gyepeket, ezért azok nem kötik meg azt a mennyiséget, amelyet korábban az intenzív művelés alatt megkötöttek. A különbséget az IPCC (2003) módszertana alapján a gyep kibocsátja. A 2015. évi hazai Üvegházgáz leltárban megadott kibocsátás jelentősen eltér a korábbi évektől, amely a gyeptalajok széntartalmának felülvizsgálatából adódott. A külföldi Üvegházgáz Leltárakban is a gyepek - eltérő okok - miatt szintén kibocsátóak (UNFCCC 2015). Ezzel ellentétben a hazai (NAGY et al. 2011) és külföldi gyepek az ökoszisztéma léptékű eddy kovariancia alapú szén-dioxid forgalom mérések alapján átlagosan nettó szén-dioxid felvevők (GILMANOV et al. 2010, OLIPHANT 2012). Az eltérő gazdálkodási-, éghajlati-, talaj- valamint növényzeti adottságok miatt azonban a különböző gyepek és különböző évek között nagy különbségek lehetnek. Ezért csak hosszú távú és több helyen elvégzett mérésekkel lehet megállapítani egy gazdálkodási tevékenység szén-dioxid megkötő képességét. Ezért érdemes lenne hazánkban csatlakoznia ICOS hálózathoz (Integrated Carbon Observation System Research Infrastructure, www.icos-ri.eu), amely biztosítaná a hosszútávú vizsgálatokat. Ezáltal már akár az IPCC metodológiáján belül más módszert lehetne alkalmazni a hazai gyepek üvegházgáz leltárának elkészítésénél (Tier 1 és 2 helyett Tier 3), amellyel a gyepek nagy valószínűséggel, immár antropogén hatásra is nettó szén-dioxid elnyelőként szereplnének a leltárban.

A gyepek, illetve farmok üvegházgáz-mérlegének megállapítása azonban nemcsak tudományos, gazdálkodási és éghajlatvédelmi, hanem a jövőben gazdasági szempontból is kardinális. A Kiotói jegyzőkönyv értelmében számos kutató számolt azzal, hogy a szén-dioxid kvóta kereskedelemben nemcsak a kibocsátó energetikai és ipari vállalatok vehetnek részt, hanem a valós szén-dioxid megkötéssel bíró mezőgazdasági területek is (SOUSSANA et al. 2007b,

BURNEY et al. 2010, CONANT 2010, RIBAUDO et al. 2010). Utóbbiak szén-dioxid megkötő tevékenységét eddig semmilyen kifizetési mechanizmus nem ismerte el. Kutatásaink által indokoltak látszik a legeltetésre alapuló extenzív állattartó farmok, illetve a gyepek szén-dioxid felvételének, illetve hosszútávú megkötésének támogatása. A mérési hiányosságok és a szabályozási nehézségek miatt a kvótakereskedelmet egyelőre még nem terjesztették ki a mezőgazdálkodásra, de egy hasonló elvekre épülő kifizetési mechanizmus, a REDD+ (Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation) már életbe lépett. Ennek köszönhetően a braziliai trópusi erdők irtását már 77%-ban fogták vissza az 1996-2005-ös évek erdőirtási mértékéhez képest. Az erdők által nyújtott ökoszisztéma-szolgáltatásokat pénzben térítették meg, kompenzálva azt a bevételt, ami a kivágott erdők helyén történő mezőgazdasági művelésből adódott volna (SETTELE et al. 2014).

A gyepek több, mint széntároló és hús-szolgáltató terület

A gyepek nem pusztán szén-dioxid felvevő szén raktárak, vagy az állatok ellátását biztosító tápanyagok forrásai. Éghajlatszabályzó és élelmiszer ellátó funkciójuk mellett számos ökoszisztéma-szolgáltatással, jelentős biodiverzitással, sőt, kulturális, valamint szociális értékekkel is bírnak (HENWOOD 2010). A gyepeknek fontos szerepe van a talajerózió csökkentésében (BRESHEARS et al. 2003, LI et al. 2005), gyógynövényeket teremnek és gátolják az invazív növények terjedését (HARASZTHY 2013). Hazánk védett növényfajainak közel negyede, valamint a veszélyeztetett állatfajok harmada kötődik valamilyen szinten a gyeptársulásokhoz (KÁRPÁTI 2001). A füves puszták kulturális és szellemi felüdülést is nyújtanak Bugacon például a Kiskunsági Pusztaprogram. A gyepekhez kötődnek továbbá olyan hagyományos gazdálkodási módok is, mint a pásztoroló legeltetés, vagy a gyepek szénával való javítása (magszórás), illetve az ártéri legelők vegyes hasznosítása (ANDRÁSFALVY 2007), amelyek nemcsak kultúrtörténeti szempontból, hanem a jelenlegi éghajlatváltozáshoz való alkalmazkodás szempontjából is fontos szerepet játszhatnak (FAO 2013).

Vétek lenne tehát a gyepek intenzív használata vagy akár erdősítése annak a reményében, hogy majd több szén-dioxidot kötnek meg. A gyepek extenzív és optimális legeltetési intenzitással való fenntartása és szén (SENAPATI et al. 2014), illetve üvegházgáz (SOUSSANA et al. 2010) elnyelő kapacitásuk növelése nemcsak éghajlatvédelmi, hanem gazdasági érdek miatt is fontos.

A kutatók és a döntéshozók „felülről” ugyanakkor nem mondhatják meg, hogy melyik az a legjobb stratégia, amely az éghajlatváltozás mitigációja és az agrárium teljesítményének emelése szempontjából is előnyös lenne. A helyi közösségek kutatásba való bevonása – az északi sarktól (KONCZ 2010), a bugaci pusztáig – sokszorosan megtérül. A cél az érintettekkel, földtulajdonosokkal, gazdálkodókkal közösen megtalálni (34. ábra), hogy többlet ráfordítás nélkül, vagy éppen a gazdálkodás szempontjából nyereségesen csökkenjen az üvegházhatású gázok kibocsátása.



34. ábra: Extenzív legeltetéssel az éghajlat-barát agár-élelmiszer rendszerek felé; Vízhányó János, a Kiskunsági Nemzeti Park gulyása legelteti a szürkemarhákat a bugaci legelőn.

5. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

1. **Országos viszonylatban elsőként megállapítottuk egy szürkemarha farm szén-dioxidot, metánt és dinitrogén-oxidot tartalmazó üvegházgáz-mérlegét.** Kimutattuk, hogy a bugaci farm alacsony állatlétszám mellett és kedvezően magas talajnedvességgel rendelkező évben nettó üvegházgáz nyelő volt, míg kedvezőtlen talajnedvességgel rendelkező évben viszonylag kismértékben, de üvegházgáz-kibocsátó volt.
2. **Kimutattuk, hogy a farmon belül a kaszálót nettó szénveszteség (NECB), illetve nettó üvegházgáz-kibocsátás (NGHG) jellemezte a legelővel ellentétben (32. ábra).** A farm szintet tekintve kimutattuk, hogy a kibocsátások 35%-áért az állatok légzése, 22%-áért az állatok kérődzése, 17%-áért a trágyából felszabaduló szén-dioxid, 12%-áért a trágya metán kibocsátása, 9%-áért a talaj dinitrogén-oxid kibocsátása, 4,5%-áért a trágya dinitrogén-oxid kibocsátása, és 0,5%-áért az állatok exportja volt a felelős.
3. **Kimutattuk, hogy a legelt és a három éve a legelőről leválasztott kaszált terület cönológiai szerkezete még nem különbözött egymástól jelentősen, kivéve az első kaszálást követően a pillangósok csökkenését a kaszálón.**
4. **Kimutattuk, hogy a talajlégzés magasabb volt a kaszálón, mint a legelőn, amely az eltérő biomassza-dinamikából adódott (22. ábra).**
5. **Továbbfejlesztettük a talajlégzést abiotikus paraméterekkel leíró modellt a biomassza, illetve a vegetációs indexek modellbe történő illesztésével.** Kimutattuk, hogy a fényképezőgéppel előállított vegetációs indexek, előzetesen kalibráció mellett, alkalmasak a biomassza mellett a talajlégzés becslésére is (23.h ábra).

6. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

1. **A farm szintű üvegházgáz-mérlegben a gyepek szén-dioxid felvevő képessége jelenti a farm számára az egyetlen jelentős üvegházgáz-felvevő kapacitást. Ezért szükséges a gyepek szén-dioxid felvevő, így éghajlatszabályzó szerepének elismerése, növelése és támogatása, különösen abban a tekintetben, hogy számos elemzés nem is számol a gyepek szén-dioxid elnyelésével (SCHWARZER 2012, OPIO et al. 2013).**

Szén-dioxid felvételt növelő, támogatható technológiák közé tartozhatna pl. a megfelelő legelési, kaszálási intenzitás beállítása, a rossz minőségű gyepek pillangósokkal történő felülvetése, vagy a fás legelők kiterjedésének növelése. Ide tartozhat továbbá a gyepek víz-ellátottságának növelése pl. a korábbi vízlevezető csatornák feltöltésével.

A Kiotói jegyzőkönyv lehetőséget teremt arra, hogy az üvegházhatású gázok kibocsátását a talajok szénmegkötő kapacitásán keresztül ellensúlyozni, azaz elszámolni lehessen. Ezt csak az tudja elérni, aki olyan technológiát alkalmaz, amellyel növelhető a talaj szénraktára. Mérések nélkül mindezt nem lehet bizonyítani, tehát célszerű az ICOS üvegházgáz-mérő hálózatát hazánkra is kiterjeszteni (Integrated Carbon Observation System Research Infrastructure, www.icos-ri.eu/). Közép-Kelet Európában a szaktudás és a munkaerő mellett rendelkezésre állnak a jelenleg parlagon fekvő, degradálódó területek a további extenzív állattenyésztésre épülő, alacsony farm-szintű üvegházgáz-kibocsátással jellemezhető, legeltetési gazdálkodás számára; ezt a lehetőséget érdemes minél jobban kihasználni.

2. **Az extenzív legeltetési gyakorlat a nettó üvegházgáz egyenleg alapján az éghajlatváltozás mitigációja szempontjából kedvezőbb, mint a kaszálás.**

Ezért, ahol lehetséges, a legeltetést célszerű előnyben részesíteni a kaszálással szemben. Érdemes a legelési időszakot kitolni, illetve növelni a legelt terület arányát. A legelési időszak meghosszabbításához az előrejelzések szerinti melegebb telek is hozzájárulhatnak.

3. **Javasoljuk a dolgozatban továbbfejlesztett és pontosított talajlégzés modell szélesebb körű használatát.**

A talajlégzés becsléshez javasoljuk mind az abiotikus (talajhőmérséklet, talajnedvesség), mind a biotikus (biomassza, vegetációs indexek) változók figyelembevételét. A becsléshez ajánljuk az általunk továbbfejlesztett, ezen tényezőket magában foglaló, 7-es talajlégzés modellt.

4. **Új módszert javasoltunk a talajlégzés becslésére.**

Kimutattuk, hogy a talajlégzést lehetséges kézi, digitális kamerával becsülni. A módszer alkalmazása lehetővé teszi, hogy rövid idő alatt (pár óra) több hektáros területről reprezentatív képünk legyen a talajlégzés mértékéről. A kamerával történő becsléshez mindenekelőtt a mért talajlégzés értékkel egy összefüggést (kalibráció) kell találni a talajlégzés, illetve a mért vegetációs index értékek között. A kalibráció ökoszisztémánként eltérő lehet, ezért egyfajta összefüggés alapján kapott determinációs koefficiens nem alkalmazható más területekre. A kalibrációt legalább egy évig, két-három hetente történő mérésorozattal érdemes elvégezni. Ezt követően, közvetlen talajlégzés-mérés nélkül, a kalibrációt felhasználva a talajlégzés megbecsülhető.

5. **A terepi munkák során szerzett tapasztalatok alapján javaslatokat fogalmaztunk meg a gazdálkodás optimalizációjára vonatkozóan.**

A kutatás során több gazdálkodásra vonatkozó megfigyelést tettünk, amelyekkel sok esetben maguk a gazdálkodók, illetve a gulyások is tisztában voltak. Ismert és a kutatás is alátámasztotta, hogy érdemes lenne a kaszálás időpontját korábbra hozni, így egyrészt

kedvezőbb takarmányminőséget lehetne elérni, másrészt a kaszált terület számára esélyes lenne az őszi regeneráció, kedvező csapadékellátottság esetén.

Ismert és a kutatás is alátámasztotta, hogy érdemes lenne a körbálákat védeni az esőtől, elkerülve a széna, illetve a takarmány ázását és rothadását, csökkentve a széna veszteséget. Másik megoldás lenne olyan bálák alkalmazása, illetve kazlak rakása, amelyről lefolyik az esővíz.

Szintén tény, hogy az elvitt szénával egyúttal a kaszáló nitrogén tartalmának jelentős részét is elviszik a területről. Ezért szükséges lenne kísérleti körülmények között megvizsgálni a tápanyagok pótlásának lehetőségeit, még abban az esetben is, ha homoki gyepről van szó, hiszen a legelőn a trágyázás természetes módon amúgy is előfordul. Külföldi vizsgálatok alátámasztották (4.7 fejezet), hogy a trágyázott kaszálók a legelőkkel szemben magasabb szénfelvételt (NEE) érhetnek el (az elvitt széna miatt ugyanakkor természetesen csökken a nettó ökoszisztéma szénmérleg, NECB).

Érdemesnek tartjuk a fás legelők kiterjesztését, tekintettel arra, hogy bár a szürkemarha elviseli a meleget, de hőstressz hatására produktivitása, reprodukciós képessége már csökken (Maróti-Agóts et al. 2011). Megfigyelhető, hogy a legelő azon részén, ahol egy kis árnyék volt, oda gyakran behúzódtak az állatok; jelentős taposási kárt okozva a környező gyepon.

A gyepon az alacsony legelési nyomás ellenére a gyepek heterogenitása és a szelektív legelés miatt kialakultak gyengébben (nádtippanos foltok) és erősebben (veresnadrág csenkeszes foltok) legelt területek. Utóbbiban, az intenzív használat következtében fellépő degradáció miatt megfigyelhető az invazív, legeltetés szempontjából kedvezőtlen selyemkóró terjedése (ezek a területek éppen kívül estek a cönológiai felvételezések és ökofiziológiai transzektek területén). A selyemkóró nehezen, csak vegyszeresen irtható, de terjedését a túllegeltetéssel, villanypásztorral történő lokális lehatárolással el lehetne kerülni.

6. Tekintettel a bugaci száraz gyepek szénfelvételének vízellátottságától való erős függésére, célszerű lenne felmérni a 2-es legelő közepén elhelyezkedő vízlevezető csatornává alakított egykori Kelő-ért érintő földmunkák hatását.

A Kiskunsági Nemzeti Park a korábbi vízlevezető csatornák részleges visszatömésével és úttöltések rendezésével növelni kívánja az egykor kiterjedtebb vizes élőhelyek területét („Vizes élőhelyek rekonstrukciója a Kiskunsági Nemzeti Park területén, KNPI KEOP-7.3.1.2/09-11-2011-0019”). A Szekercés-szék vizét korábban a Kelő-ér csatornában vezették le, ám mára már funkciója megkérdőjeleződött. Kérdés, hogy az úttöltések, csatornák rendezése hogyan befolyásolja a csatorna irányába mozgó felszín alatti vízmennyiséget, és ez hogyan befolyásolja a legelő növényzetét? Bár a munkálatokat már megkezdték, de kapacitás hiányában mélyebb cönológiai, vagy növényi produkció-ökológiai hatáselemzés még nem készült. Vélhetően az élőhely-rekonstrukció hosszú-távon fejt ki a hatását, így a hatáselemzés még talán nem késő.

7. ÖSSZEFOGLALÁS

Az állattenyésztés nemcsak elszenvedője, de okozója is az éghajlatváltozásnak, hiszen a szektor 10-25%-ban járul hozzá az éghajlatváltozáshoz az üvegházhatású gázok kibocsátásán keresztül (FAO 2006, SCHWARZER 2012). A biztonságos élelmiszer-ellátás érdekében, ezért az üvegházhatású gázok kibocsátását, az ipar és az energia szektor mellett (PACALA AND SOCOLOW 2004), az állattenyésztésnek is csökkentenie kell (FAO 2006). Az állattenyésztés nemcsak üvegházgáz-kibocsátás csökkentést, hanem jelentős elnyelést is elérhet megfelelő technológiák és gazdálkodási módok alkalmazása mellett (SMITH et al. 2008, SOUSSANA et al. 2010, BELLARBY et al. 2013, RIPPLE et al. 2014).

Ezért célunk volt a különböző állattenyésztéshez kapcsolódó gazdálkodási tevékenységek (legeltetés, kaszálás, téli szállásolás) üvegházgáz-mérlegének (CO_2 , CH_4 , N_2O) összehasonlítása. Célunk volt továbbá gazdálkodási tevékenységeken belül az egyes főbb szén-fluxusokat befolyásoló tényezők (biomassza dinamika, talajlégzés, cönológiai változások, talajszéntartalom) összehasonlítása legeltetés és a kaszálás hatása alatt.

A kutatást az „AnimalChange” EU FP7-es projekt keretében végeztük el 2011 és 2013 között (www.animalchange.eu). A dolgozat önálló mérések, adatgyűjtések, valamint adatfeldolgozási és kiértékelési munkák mellett számos társkutató munkájának szintézisére épül (MTA-SZIE Növényökológiai Kutatócsoport, <http://nofi.szie.hu/>). A kutatást a Kiskunsági Nemzeti Parkhoz tartozó bugaci szürkemarha farmon (legelő, téli szállás) és az állatok ellátását biztosító kaszálókra vonatkozóan végeztük el. A terület éghajlata száraz, kontinentális, növényzete zárt homokpusztagyep (NAGY et al. 2010).

Az ökoszisztéma léptékű szén-dioxid fluxust eddy kovariancia módszerrel állapítottuk meg a vizsgált legelt és kaszált terület esetében (PINTÉR et al. 2008). A laterális szénforgalmat (lekaszált széna, behozott takarmány, elszállított trágya és elszállított állatok), illetve az állati, valamint a trágya-eredetű metán és dinitrogén-oxid fluxust a Kiskunsági Nemzeti Park által nyújtott gazdálkodási adatok, illetve az IPCC (2006a) és SOUSSANA (2010) módszertana alapján számoltuk ki. A talaj metán és dinitrogén-oxid forgalmát kamrás mérésekkel határoztuk meg (HORVÁTH et al. 2010). A legelt és a kaszált területen a szénforgalmat meghatározó tényezők mélyebb megismerésének érdekében két-három hetes rendszerességgel megmértük a felszín feletti és felszín alatti biomasszát, talajlégzést, talajnedvességet, talajhőmérsékletet, illetve a különböző vegetációs indexeket, és felmértük a növényzet fenológiai állapotát (KONCZ et al. 2015). Mind a két területen hét alkalommal mikrocönológiai vizsgálatokat is végeztünk a gyp szerkezetében bekövetkező változások detektálásának érdekében (KONCZ et al. 2014). A farm és az egyes gazdálkodási egységek (legelő, kaszáló, téli szállás) összegzett nettó szén-, és üvegházgáz mérlegét CHAPIN et al. (2006), illetve SOUSSANA et al. (2010) alapján számoltuk ki.

Az ország első farm szintű üvegházgáz-mérlege

Megállapítottuk, hogy a bugaci farm alacsony állatlétszám mellett ($0,64 \pm 0,03$ NLSU ha^{-1}) és csapadékos időszakok hatására nettó üvegházgáz-nyelő volt (2011), míg kedvezőtlen talajnedvességgel rendelkező években viszonylag kismértékben, de üvegházgáz-kibocsátó (2013), illetve minimálisan mértékben elnyelő volt (2012). A három év átlagában a farm nettó üvegházgáz elnyelő volt ($95,70 \pm 182,12$ g CO_2 m^{-2} év^{-1}). Ezt és a legfontosabb eredményeket a 32. ábra mutatja.

Kimutattuk, hogy a kaszált gyp szén-dioxid felvétele (NEE) 58%-kal kisebb volt, mint a legelt területé. Más kutatások eredményeinkkel ellentétben kimutatták, hogy a kaszált gyp szénfelvétele magasabb volt a legelt területhez képest (SOUSSANA et al. 2010, SENAPATI et al. 2014). A kaszált gyp nettó ökoszisztéma szénmérlege (NECB) és nettó üvegházgáz-

mérlege (NGHG) az irodalmi adatokkal összhangban kisebb volt, mint a legelt területé (SOUSSANA et al. 2010, SENAPATI et al. 2014). Meg kell jegyezni, hogy az összehasonlítás több ponton nem megfelelő, mert az irodalomban szereplő kaszálók és legelők egymáshoz képest jelentősen különböző éghajlat, talaj és növényzeti adottságokkal, valamint gazdálkodási intenzitással rendelkeztek (SOUSSANA et al. 2010, SENAPATI et al. 2014).

Az egyes fluxusokat tekintve megállapítottuk, hogy a növényzet szénelnyelése volt a legfontosabb üvegházgáz-elnyelő komponens az üvegházgáz-mérlegben. A talaj metánelnyelése, illetve az állati termékekben elvitt szénmennyiség nem játszott jelentős szerepet a farm szintű nettó üvegházgáz mérlegben. A legfontosabb kibocsátó tényezők sorrendben az 1) állatok légzése és 2) metán kibocsátása, továbbá a 3) trágya formájában elvitt szén és abból felszabaduló szén-dioxid, a 4) trágya metán kibocsátása, illetve a 5) talaj és a 6) trágya dinitrogén-oxid kibocsátása volt.

Megállapítottuk, hogy a kaszált területen 11%-kal volt magasabb a talajlégzés a 16%-kal nagyobb biomassza miatt – azonos talajnedvesség és talajhőmérséklet mellett. A biomassza tehát megkülönböztető tényezőként befolyásolta a szén-dioxid forgalomban jelentős szerepet játszó talajlégzést. A biomassza, illetve a biotikus változók talajlégzésre gyakorolt hatását többen is kimutatták (CRANE et al. 1999, BAHN et al. 2009), de legeltetés és kaszálás alatti talajlégzésre gyakorolt megkülönböztető hatását nem. Kimutattuk, hogy a fényképezőgéppel előállított vegetációs index (VIGreen) alkalmas a biomassza és így a talajlégzés becslésére is. A biomassza, illetve a vegetációs indexek (LAI, VIGreen) talajlégzés-modellbe történő illesztésével továbbfejlesztettük a talajlégzést abiotikus paraméterekkel leíró modellt. Javasoltuk, hogy a talajlégzés becslését az abiotikus paraméterek mellett a biotikus paraméterek bevonásával szükséges elvégezni, amelyeket akár vegetációs indexek segítségével is lehet becsülni (KONCZ et al. 2015).

Megállapítottuk, hogy a legelés és a kaszálás, a kísérlet első három és fél évében, nem változtatta meg a két gyeperőcönológiai összetételét (kivéve a *Medicago falcata* első kaszálást követő de nem szignifikáns csökkenését), a gyepek hasonlóak maradtak, tehát megállapítható, hogy a gyepek stabilak. A szén-dioxid felvételben tapasztalt különbségek oka nem a vegetáció esetleges eltéréséből, hanem a gazdálkodástól függött. A szénfelvételben tapasztalt különbségért tehát a gazdálkodás módja, illetve annak biomassza dinamikára, s ezen keresztül a GPP-re, Reco-ra, illetve talajlégzésre gyakorolt hatása tehető felelőssé.

További vizsgálatot igényel annak eldöntése, hogy vajon az extenzív, vagy az intenzív gazdaságok járnak-e alacsonyabb üvegházgáz kibocsátással. Kimutatták, hogy az extenzív állattartás fajlagosan, a jelentős trágya-eredetű metán kibocsátás ellenére, átlagosan alacsonyabb üvegházhatású gáz kibocsátásával jár egy kg hús előállítására vetítve (19,4-21,6 kg CO₂ eqv. kg-előállított hús⁻¹), mint az intenzív, takarmány növényekkel táplált marhák előállítása által (16,4-30,2 kg CO₂ eqv. kg-előállított hús⁻¹) (BELLARBY et al. 2013). A FAO (2006) alapján ezzel ellentétben az extenzív gazdaságok üvegházhatású gázkibocsátása volt magasabb, mint az intenzív gazdaságoké, a trágyakezelés elmaradása és a magas fermentációs metán kibocsátás miatt (alacsony tápanyag-hasznosítás), illetve fajlagosan az előállított termékek egységére vonatkoztatva. Számos vizsgálat alapján egy kg hús előállítása során 3,1 és 60 kg közötti szén-dioxid egyenértékben kifejezett üvegházhatású gáz kibocsátást mértek (BELLARBY et al. 2013, WEISS AND LEIP 2012, RIPPLE et al. 2014).

Egy farm önmagában természetesen kevésbé járul hozzá az éghajlatváltozás mérsékléséhez, csak nagyobb, régiós viszonylatban érzékelhető a gazdálkodás hatása. Javasoljuk, hogy egyes éghajlatváltozást semlegesítő gazdálkodási technológiákat kifizetések formájában, vagy a szén-dioxid kvóta haszonélvezőiként elismerjék. Közép-Kelet Európában a szaktudás és a munkaerő mellett rendelkezésre állnak a jelenleg parlagon fekvő, degradálódó területek a további extenzív állattenyésztésre épülő, alacsony farm-szintű üvegházgáz-kibocsátással jellemezhető, legeltetési gazdálkodás számára.

8. SUMMARY

Livestock is not only threatened by climate change but also contributes to it by 10 to 25% based on its greenhouse gas (GHG) emission (FAO 2006, SCHWARZER 2012). Therefore, livestock needs to reduce its GHG emission for food security (FAO 2006), besides energy and industry (PACALA AND SOCOLOW 2004). Greenhouse gas emission and sequestration can be achieved by appropriate management technologies and management intensities, thus livestock is not just a problem but a solution for climate change (SMITH et al. 2008, SOUSSANA et al. 2010, BELLARBY et al. 2013, RIPPLE et al. 2014).

Therefore, our goal was to compare the greenhouse gas balance (CO_2 , CH_4 , N_2O) for different management technologies (grazing, mowing, housing) and to identify mitigation options. Furthermore, our goal was to compare the effect of biomass dynamics, soil respiration, vegetation differences and soil carbon content on the carbon flux between grazing and mowing management.

Our research was part of the „AnimalChange” EU FP7 project (www.animalchange.eu). Present study was based on own measurements (2011-2013), data collection, data analyses and data interpretation besides the synthesis of the work of several fellow researchers from the MTA-SZIE Plant Ecology Research Group (<http://nofi.szie.hu/content/mta-szie-plant-ecology-research-group>). The research was conducted at the grey cattle farm of the Kiskunság National Park (grazing area, housing) and on the related mowed areas (2011-2013). The climate of the area is dry continental and the vegetation is closed, sandy grassland (NAGY et al. 2010).

Grassland CO_2 flux was measured parallel on adjacent grazed and mowed sites with eddy covariance technique (PINTÉR et al. 2008). Lateral carbon flux (harvested hay, imported forage, exported animal and manure), animal CO_2 respiration, manure and enteric CH_4 emission was estimated based on management data and based on IPCC (2006a), SOUSSANA (2010) methods. N_2O was measured parallel with chamber technique on both grazed and mowed sites (HORVÁTH et al. 2010). To a deeper understanding of the carbon flux the above and below ground biomass, soil respiration, soil temperature, soil water content, vegetation indices and vegetation cover changes were measured by two to three weekly on both grazed and mowed sites (KONCZ et al. 2015). Microcoenological survey was conducted at seven times to observe the fine scale variation of the vegetation due to management effect (KONCZ et al. 2014). Fluxes have been integrated according to CHAPIN et al. (2006) and (SOUSSANA) et al. (2010) to calculate the net farm scale carbon and greenhouse gas balance.

The first farm-scale greenhouse gas balance of Hungary

We found that the extensive farm ($0.64 \pm 0.03 \text{ NLSU ha}^{-1}$) was a net sink for greenhouse gases under favourable soil water condition (2011), while under years with dry soil water condition the farm was either a weak source for greenhouse gases (2013), or it showed a near zero sink activity (2012). Based on the average of three years the farm was a net sink for greenhouse gases ($95.70 \pm 182.12 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ year}^{-1}$).

We showed that the carbon sink activity (NEE) was 58% lower at the mowed site compared to the grazed site. In contrast to our results others found that the net ecosystem exchange (NEE) was higher for the mown grassland, compared to the grazed one (SOUSSANA et al. 2010, SENAPATI et al. 2014). On the other hand we found, in the line with the literature, that the Net Ecosystem Carbon Balance (NECB) and the net greenhouse gas balance (NGHG) was lower at the mowed site compared to grazed one (SOUSSANA et al. 2010, SENAPATI et al. 2014). It has to be noted that the grasslands in the literature were merely differed from each other based

on management intensity, climate, soil type and vegetation, which makes the comparison inappropriate (SOUSSANA et al. 2010, SENAPATI et al. 2014).

Regarding the fluxes separately we showed that the most important sink capacity was the carbon sequestration (NEE) of the plants. The soil methane sink and the exported animal carbon flux (source) was neglectable. The most important sources (emissions) were the 1) animal respiration, and 2) methane emission (CH₄), followed by the 3) manure export, 4) manure methane emission, and nitrous oxide (N₂O) emission of the 5) soil and 6) manure.

We found that the higher soil respiration at the mowed site (11%) was due to the higher biomass (16%), compared to the grazed site, while the soil temperature and soil water content was similar at the two sites. Thus biomass acted as a differentiating factor in the soil respiration response of the grazed and mowed managements. Biomass effect on soil respiration has been found by others too (CRAINE et al. 1999, BAHN et al. 2009), but the differentiating effect on grazing and mowing has not yet been showed. We demonstrated that soil respiration estimation can be improved by the inclusion of biomass and vegetation indices (VIGreen), derived from digital cameras, in the soil respiration models. We proposed to include biotic parameters, even in terms of vegetation indices, besides abiotic ones in soil respiration estimation (KONCZ et al. 2015).

We found that the management change from grazing to mowing did not change the vegetation structure and composition during the first three and a half years of the experiment (except the decline of the abundance of the *Medicago falcata* after the first mowing event). Differences in the carbon sink activity between the grazed and mowed area was due to the differences of the management (biomass dynamics, changes in gross primary production, ecosystem and soil respiration) rather than due to expected differences in species composition.

Further research is necessary to investigate the effect of extensive vs. intensive management on farm scale greenhouse gas balance. Extensive grass fed farming has been shown to have lower emission per kg of meat product (19.4-21.6 kg CO₂ eqv. kg meat⁻¹) compared to intensive grain fed management (16.4-30.2 kg CO₂ eqv. kg meat⁻¹) (BELLARBY et al. 2013). In contrast, based on the FAO (2006) assessment, extensive management had higher emission than intensive management due to lack of manure treatment and high fermentation rate due to low digestion efficiency. Based on several research greenhouse gas emission per kg of meat product was between 3.1 and 60 kg CO₂eqv. (BELLARBY et al. 2013, WEISS AND LEIP 2012).

One farm alone will not contribute to climate change mitigation, but mitigation technologies should be applied at larger, regional scale. We propose to support mitigation technologies by subsidies or through the carbon emission trading system. In Central-Eastern Europe, besides the traditional and modern knowledge in the livestock sector, the abandoned fields are available for extensive climate-smart grazing management.

9. IRODALOMJEGYZÉK

- ALLARD, V., SOUSSANA, J. F., FALCIMAGNE, R., BERBIGIER, P., BONNEFOND, J. M., CESCHIA, E., D' HOUR, P.D., HÉNAULT, C., LAVILLE, P., MARTIN, C., PINARÈS-PATINO, C. (2007): The role of grazing management for the net biome productivity and greenhouse gas budget (CO₂, N₂O and CH₄) of semi-natural grassland. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 121(1-2), 47–58. p. doi: 10.1016/j.agee.2006.12.004
- AN, H., and LI, G. (2015): Effects of grazing on carbon and nitrogen in plants and soils in a semiarid desert grassland, China. In: *Journal of Arid Land*, 7(3), 341–349. p. doi: 10.1007/s40333-014-0049-x
- ANDRÁSFALVY, B. (2007): A Duna mente népének ártéri gazdálkodása. Szekszárd: Ekvilibrium. 438 p.
- ANDREW, B. (2008): Market failure, government failure and externalities in climate change mitigation: the case for a carbon tax. In: *Public Administration and Development*, 28(5), 393–401. p. doi: 10.1002/pad.517
- ATKIN, O.K., EDWARDS, E.J., LOVEYS, B. R. (2000): Response of root respiration to changes in temperature and its relevance to global warming. In: *New Phytologist*, 147, 141–154. p. doi: 10.1046/j.1469-8137.2000.00683.x
- BAGNOULS, F., and GAUSSEN, H. (1957): Les climats biologiques et leur classification. In: *Annales de Géographie*, 66, 183–220. p. doi:10.3406/geo.1957.18273
- BAHN, M., RODEGHIERO, M., ANDERSON-DUNN, M., DORE, S., GIMENO, C., DRÖSLER, M., WILLIAMS, M., AMMANN, C., BERNINGER, F., FLECHARD, C., JONES, S., BALZAROLO, M., KUMAR, S., NEWESELY, C., PRIWITZER, T., RASCHI, A., SIEGWOLF, R., SUSILUOTO, S., TENHUNEN, J., WOHLFAHRT, G., CERNUSCA, A. (2008): Soil respiration in European grasslands in relation to climate and assimilate supply. In: *Ecosystems*, 11(8), 1352–1367. p. doi:10.1007/s10021-008-9198-0
- BAHN, M., SCHMITT, M., SIEGWOLF, R., RICHTER, A., BRÜGGEMANN, N. (2009): Does photosynthesis affect grassland soil-respired CO₂ and its carbon isotope composition on a diurnal timescale? In: *The New Phytologist*, 182(2), 451–460. p. doi:10.1111/j.1469-8137.2008.02755.x
- BAJZELJ, B., RICHARDS, K. S., ALLWOOD, J. M., SMITH, P., DENNIS, J. S., CURMI, E., GILLIGAN, C. A. (2014): Importance of food-demand management for climate mitigation. In: *Nature Climate Change*, 4(10), 924–929. p. doi: 10.1038/nclimate2353
- BALOGH, J., NAGY, Z., FÓTI, Sz., PINTÉR, K., CZÓBEL, Sz., PÉLI, E.R., ACOSTA, M., MAREK, M.V., CSINTALAN, Zs., TUBA, Z. (2007): Comparison of CO₂ and H₂O fluxes over grassland vegetations measured by the eddy-covariance technique and by open system chamber. In: *Photosynthetica*, 45(2), 288-292. p.
- BALOGH, J., PINTÉR, K., FÓTI, Sz., CSERHALMI, D., PAPP, M., NAGY, Z. (2011): Dependence of soil respiration on soil moisture, clay content, soil organic matter, and CO₂

- uptake in dry grasslands. In: *Soil Biology and Biochemistry*, 43(5), 1006-1013. p. doi:10.1016/j.soilbio.2011.01.017
- BARACSKAY, L., BODA, M., BODÓ, I., BORICS, I., CSENÁR, M., GERA, I., BÁNFFY, D. (2007): A magyar szürke szarvasmarha tenyésztésének, tartásának szabályai (technológia). Budapest: Magyar Szürke Szarvasmarhát Tenyésztők Egyesülete. 55 p.
- BARCZA, Z., BONDEAU, A., CHURKINA, G., CIAIS, PH., CZÓBEL, Sz., GELYBÓ, GY., GROSZ, B., HASZPRA, L., HIDY, D., HORVÁTH, L., MACHON, A., PÁSZTOR, L., SOMOGYI, Z., VAN OOST, K. (2010): Modeling of biosphere–atmosphere exchange of greenhouse gases — Model-based biospheric greenhouse gas balance of Hungary. 295–330. p. In: HASZPRA, L. (Ed.): *Atmospheric Greenhouse Gases: The Hungarian Perspective*. Springer, Netherlands, 393 p. doi:10.1007/978-90-481-9950-1_13
- BARTHA, S. (2008): Mikrocönológiai módszerek a táji vegetáció állapotának vizsgálatára. In: *Tájökológiai Lapok*, 6, 229–245. p.
- BARTHA, S., SZENTES, Sz., HORVÁTH, A., HÁZI, J., ZIMMERMANN, Z., MOLNÁR, Cs., DANCZA, I., MARGÓCZI, K., PÁL, R.W., PURGER, D., SCHMIDT, D., ÓVÁRI, M., KOMOLY, C., SUTYINSZKI, Zs., SZABÓ, G., CSATHÓ, A. I., JUHÁSZ, M., PENKSZA, K., MOLNÁR, Zs. (2014): Impact of mid-successional dominant species on the diversity and progress of succession in regenerating temperate grasslands. In: *Applied Vegetation Science*, 17(2), 201–213. p. doi: 10.1111/avsc.12066
- BARTHOLY, J., and PONGRACZ, R. (2007): Regional analysis of extreme temperature and precipitation indices for the Carpathian Basin from 1946 to 2001. In: *Global and Planetary Change*, 57(1-2), 83–95. p. doi:10.1016/j.gloplacha.2006.11.002
- BELLARBY, J., TIRADO, R., LEIP, A., WEISS, F., PETER, J. A. N. (2013): Livestock greenhouse gas emissions and mitigation potential in Europe. In: *Global Change Biology*, 19(1), 3–18. p. doi: 10.1111/j.1365-2486.2012.02786.x
- BOND-LAMBERTY, B., and THOMSON, A. (2010): Temperature-associated increases in the global soil respiration record. In: *Nature*, 464(7288), 579–582. p. doi:10.1038/nature08930
- BORKA, Gy., SZALAY, I., KISNÉ, DO THI DONG XUAN, GYÖRKÖS, I. (2008): Környezetvédelmi és állatjóléti célkonfliktusok az állattermék-előállításban. In: *Animal welfare, ethology and housing systems*, 4, 1-10.
- BOUSQUET, P., CIAIS, P., MILLER, J. B., DLUGOKENCKY, E. J., HAUGLUSTAINE, D. A., PRIGENT, C., VAN DER WERF, G.R., PEYLIN, P., BRUNKE, EG., CAROUGE, C., LANGENFELDS, RL., LATHIÈRE, J., PAPA, F., RAMONET, M., SCHMIDT, M., STEELE, LP., TYLER, SC., WHITE, J. (2006): Contribution of anthropogenic and natural sources to atmospheric methane variability. In: *Nature*, 443(7110), 439–443. p. doi:10.1038/nature05132
- BREMER, D. J., HAM, J. M., OWENSBY, C. E., KNAPP, A. K. (1998): Responses of soil respiration to clipping and grazing in a tallgrass prairie. In: *Journal of Environment Quality*, 27, 1539–1548. p. doi:10.2134/jeq1998.00472425002700060034x
- BREMER, D. J., and HAM, J. M. (2002). Measurement and modeling of soil CO₂ flux in a temperate grassland under mowed and burned regimes. In: *Ecological Applications*, 12(5), 1318–1328. p. doi: http://dx.doi.org/10.2111/REM-D-09-00010.1
- BRESHEARS, D. D., WHICKER, J. J., JOHANSEN, M. P., PINDER, J. E. (2003): Wind and water erosion and transport in semi-arid shrubland, grassland and forest ecosystems:

- quantifying dominance of horizontal wind-driven transport. In: *Earth Surface Processes and Landforms*, 28(11), 1189–1209. p. doi: 10.1002/esp.1034
- BUCHMANN, N. and SCHULZE, E.D. (1999): Net CO₂ and H₂O fluxes of terrestrial ecosystems. In: *Global Biogeochemical Cycles*, 13(3), 751-760. p. doi: 10.1029/1999GB900016
- BURNEY, J. A., DAVIS, S. J., LOBELL, D. B. (2010): Greenhouse gas mitigation by agricultural intensification. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences PNAS*, 107(26), 12052-12057. p. doi: 10.1073/pnas.0914216107
- BURRI, S., STURM, P., PRECHSL, U. E., KNOHL, A., BUCHMANN, N. (2014): The impact of extreme summer drought on the short-term carbon coupling of photosynthesis to soil CO₂ efflux in a temperate grassland. In: *Biogeosciences*, 11(4), 961–975. p. doi:10.5194/bg-11-961-2014
- CALDWELL, M.M., WHITE, R.S., MOORE, R.T., CAMP, L.B. (1977): Carbon balance, productivity, and water use of cold-winter desert shrub communities dominated by C₃ and C₄ species. In: *Oecologia*, 29(4) 275–300. p. doi: 10.1007/BF00345803
- CAMPBELL, G. S. (1986): Extinction coefficients for radiation in plant canopies calculated using an ellipsoidal inclination angle distribution. In: *Agricultural and Forest Meteorology*, 36(4), 317–321. p. doi:10.1016/0168-1923(86)90010-9
- CAMPBELL, G.S. and NORMAN, J.M. (1989): The description and measurement of plant canopy structure. In: RUSSELL, G., MARSHALL, B., JARVIS, P.G. (Eds.): *Plant Canopies: Their Growth, Form, and Function*. Society for Experimental Biology: 31. Cambridge University Press, Cambridge.
- CHADWICK, D. R., CARDENAS, L., MISSELBROOK, T.H., SMITH, K.A., REES, R.M., WATSON, C.J., MCGEOUGH, K.L., WILLIAMS, J.R., CLOY, J.M., THORMAN, R.M., DHANOA, M.S. (2014): Optimizing chamber methods for measuring nitrous oxide emissions from plot-based agricultural experiments. In: *European Journal of Soil Science*, 65, 295–307. p. doi: 10.1111/ejss.12117
- CHAPIN, F.S., WOODWELL, G.M., RANDERSON, J.T., RASTETTER, E.B., LOVETT, G.M., BALDOCCHI, D.D., CLARK, D.A., HARMON, M.E., SCHIMEL, D.S., VALENTINI, R., WIRTH, C., ABER, J.D., COLE, J.J., GOULDEN, M.L., HARDEN, J.W., HEIMANN, M.R., HOWARTH, W., MATSON, P.A., MCGUIRE, A.D., MELILLO, J.M., MOONEY, H.A., NEFF, J.C., HOUGHTON, R.A., PACE, M.L., RYAN, M.G., 7 RUNNING, S.W., SALA, O.E., SCHLESINGER, W.H., SCHULZE, E.D. (2006): Reconciling carbon-cycle concepts, terminology, and methods. In: *Ecosystems*, 9, 1041–1050. doi:10.1007/s10021-005-0105-7
- CHAPUIS-LARDY, L., WRAGE, N., METAY, A., CHOTTE, J.-L., BERNOUX, M. (2007): Soils, a sink for N₂O? A review. In: *Global Change Biology*, 13(1), 1–17. p. doi:10.1111/j.1365-2486.2006.01280.x
- CHEN, Q., WANG, Q., HAN, X., WAN, S., LI, L. (2010): Temporal and spatial variability and controls of soil respiration in a temperate steppe in northern China. In: *Global Biogeochemical Cycles*, 24, 1–11. p. doi:10.1029/2009GB003538
- CONANT, R. T. (2010): Challenges and opportunities for carbon sequestration in grassland systems: A technical report on grassland management and climate change mitigation. In: *Integrated Crop Management*, 9, 1–57. p. Available: <http://www.fao.org/docrep/012/i1399e/i1399e00.htm>

- CONANT, R. T., OGLE, S. M., PAUL, E. A., PAUSTIAN, K. (2010): Measuring and monitoring soil organic carbon stocks in agricultural lands for climate mitigation. In: *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(3), 169–173. p. doi:10.1890/090153
- CONG, W.-F., VAN RUIJVEN, J., MOMMER, L., DE DEYN, G. B., BERENDSE, F., HOFFLAND, E. (2014): Plant species richness promotes soil carbon and nitrogen stocks in grasslands without legumes. In: *Journal of Ecology*, 102(5), 1163–1170. p. doi:10.1111/1365-2745.12280
- CRAINE, J. M., NIPPERT, J. B., ELMORE, J., SKIBBE, M., HUTCHINSON, S. L., BRUNSELL, N. (2012): Timing of climate variability and grassland productivity. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(9), 3401–3405. p. doi:10.1073/pnas.1118438109
- CRAINE, J., WEDIN, D., CHAPIN, F. S. (1999): Predominance of ecophysiological controls on soil CO₂ flux in a Minnesota grassland. In: *Plant and Soil*, 207(1), 77–86. p. doi:10.1023/A:1004417419288
- CURIEL, Y. J., JANSSENS, I. A., CARRARA, A., CEULEMANS, R. (2004): Annual Q₁₀ of soil respiration reflects plant phenological patterns as well as temperature sensitivity. In: *Global Change Biology*, 10(2), 161–169. p. doi:10.1111/j.1529-8817.2003.00727.x
- DAVIDSON, E., and JANSSENS, I. (2006): Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. In: *Nature*, 440(7081), 165–73. p. doi:10.1038/nature04514
- DE BEURS, K. M., and HENEGBRY, G. M. (2005): A statistical framework for the analysis of long image time series. In: *International Journal of Remote Sensing*, 26(8), 1551–1573. p. doi:10.1080/01431160512331326657
- DIAS, A. T. C., VAN RUIJVEN, J., BERENDSE, F. (2010): Plant species richness regulates soil respiration through changes in productivity. In: *Oecologia*, 163(3), 805–813. p. doi:10.1007/s00442-010-1569-5
- DIXON, A.P., FABER-LANGENDOEN, D., JOSSE, C., MORRISON, J., LOUCKS, C. J. (2014): Distribution mapping of world grassland types. In: *Journal of Biogeography*, 41, 2003–2019. p. doi: 10.1111/jbi.12381
- DROBNIK, J., RÖMERMANN, C., BERNHARDT-RÖMERMANN, M., POSCHLOD, P. (2011): Adaptation of plant functional group composition to management changes in calcareous grassland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 145(1), 29–37. p. doi:10.1016/j.agee.2010.12.021
- EUROSTAT (2015): Eurostat, the statistical office of the European Union. Available at: <http://ec.europa.eu/eurostat> (28th January 2014.).
- FAN, L., GAO, Y., BRÜCK, H., BERNHOFER, C. (2009): Investigating the relationship between NDVI and LAI in semi-arid grassland in Inner Mongolia using in-situ measurements. In: *Theoretical and Applied Climatology*, 95(1-2), 151–156. p. doi:10.1007/s00704-007-0369-2
- FAO [2006.]: Livestock's long shadows: environmental issues and options. Rome: FAO, 356 p.
- FAO [2013.]: Climate-Smart Agriculture (ISBN 978-9.). Rome: FAO, 570 p.
- FAOSTAT (2015): Food and Agriculture Organization of the United Nations, FAOSTAT Database. Available at: <http://faostat3.fao.org/browse/Q/QA/E> (3th November 2015.).

- FÉBEL, H.M. ÉS GUNDEL, J. (2007): A takarmányozás és a környezetvédelem kapcsolata. [Connection between feeding and environmental protection]. *Állattenyésztés és Takarmányozás*, 56, 427-456. p.
- FIALA, K. (2010): Belowground plant biomass of grassland ecosystems and its variation according to ecological factors. In: *Ekologia*, 29(2), 182–206. p. doi:10.4149/ekol_2010_02_182
- FIORELLI, J., DROUET, J., DURETZ, S., GABRIELLE, B., GRAUX, A. I., BLANFORT, V., CAPITAINE, M., CELLIER, P., SOUSSANA, J.F. (2008): Evaluation of greenhouse gas emissions and design of mitigation options: a whole farm approach based, on farm management data and mechanistic models. In: *Empowerment of the rural actors. A renewal of farming systems perspectives*. 8th European IFSA symposium, 6–10. p.
- FLECHARD, C., AMBUS, P., SKIBA, U., REES, R.M., HENSEN, A., AMSTEL, A.R. VAN, POL, A. VAN DEN, SOUSSANA, J.F., JONES, M., CLIFTON-BROWN, J.C., RACHI, A., HORVATH, L., NEFTEL, A., JOCHER, M., AMMANN, C.R., LEIFELD, J., FUHRER, J., CALANCA, P., THALMAN, E., PILEGAARD, K., DI MARCO, G.S., CAMPBELL, C., NEMITZ, E., HARGREAVES, K.J., LEVY, P.E., BALL, B., JONES, S.K., BULK, W.C.M. VAN DE, GROOT, T., BLOM, M., DOMINGUES, R., KASPER, G.J., ALLARD, V., CESCHIA, E., CELLIER, P., LAVILLE, P., HENAULT, C., BIZOUARD, F., ABDALLA, M., WILLIAMS, M., BARONTI, S., BERRETTI, F., GROSZ, B. (2007): Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 121(1), 135–152. p. doi:10.1016/j.agee.2006.12.024
- FÓTI, Sz., BALOGH, J., NAGY, Z., HERBST, M., PINTÉR, K., PÉLI, E., KONCZ, P., BARTHA, S. (2014): Soil moisture induced changes on fine-scale spatial pattern of soil respiration in a semi-arid sandy grassland. In: *Geoderma*, 213, 245–254. p. doi:10.1016/j.geoderma.2013.08.009
- FRANK, A. B., and KARN, J. F. (2003): Vegetation indices, CO₂ flux, and biomass for Northern Plains Grasslands. In: *Journal of Range Management*, 56, 382–387. p. <https://journals.uair.arizona.edu/index.php/jrm/article/view/9818>
- FRANK, A. B., LIEBIG, M. A., TANAKA, D. L. (2006): Management effects on soil CO₂ efflux in northern semiarid grassland and cropland. In: *Soil and Tillage Research*, 89, 78–85. p. doi:10.1016/j.still.2005.06.009
- FRANZLUEBBERS, K., FRANZLUEBBERS, J., JAWSON, M. D. (2002): Environmental controls on soil and whole-ecosystem respiration from a tallgrass prairie. In: *Soil Science Society of America Journal*, 66(1), 254. p. doi:10.2136/sssaj2002.2540
- FRASER, L.H, PITHER, J., JENTSCH, A., STERNBERG, M., ZOBEL, M., ASKARIZADEH, D., BARTHA, S., BEIERKUHNLEIN, C., BENNETT, J.A., BITTEL, A., BOLDRIV, B., BOLDRINI, I. I., BORK, E., BROWN, L., CABIDO, M., CAHILL, J., CARLYLE, C. N., CAMPETELLA, G., CHELLI, S., COHEN, O., CSERGO A-M., DÍAZ, S., ENRICO, L., ENSING, D., FIDELIS, A., FRIDLEY, J. D., FOSTER, B., GARRIS, H., GOHEEN, J. R., HENRY, H. A. L., HOHN, M., JOURI, M.H., KLIRONOMOS, J., KOOREM, K., LAWRENCE-LODGE, R., LONG, R., MANNING, P., MITCHELL, R., MOORA, M., MÜLLER, S. C., NABINGER, C., NASERI, K., OVERBECK, G.E., PALMER, T. M., PARSONS, S., PESEK, M., PILLAR, V. D., PRINGLE, R. M., ROCCAFORTE, K., SCHMIDT, A., SHANG, Z., STAHLMANN, R., STOTZ, G. C., SUGIYAMA, S., SZENTES, Sz., THOMPSON, D., TUNGALAG, R., UNDRAKHBOLD, S., ROOYEN,

- M., WELLSTEIN, C., WILSON, J. B., ZUPO, T. (2015): Worldwide evidence of a unimodal relationship between productivity and plant species richness. In: *Science*, 349, 302–305. p. doi:10.1126/science.aab3916
- FRITCH, R. A., SHERIDAN, H., FINN, J. A., KIRWAN, L. (2011): Methods of enhancing botanical diversity within field margins of intensively managed grassland: a 7-year field experiment. In: *Journal of Applied Ecology*, 48, 551–560. p. doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01951.x
- GAO, Y., GIESE, M., LIN, S., SATTELMACHER, B., ZHAO, Y., BRUECK, H. (2008): Belowground net primary productivity and biomass allocation of a grassland in Inner Mongolia is affected by grazing intensity. In: *Plant and Soil*, 307(1-2), 41–50. p. doi:10.1007/s11104-008-9579-3
- GENG, Y., and LUO, G. (2011): Influencing factors and partitioning of respiration in a *Leymus chinensis* steppe in Xilin River Basin, Inner Mongolia, China. In: *Journal of Geographical Sciences*, 21(1), 163–175. p. doi:10.1007/s11442-011-0836-7
- GENG, Y., WANG, Y., YANG, K., WANG, S., ZENG, H., BAUMANN, F., KUEHN, P., SCHOLTEN, TH., HE, J.-S. (2012). Soil respiration in Tibetan alpine grasslands: belowground biomass and soil moisture, but not soil temperature, best explain the large-scale patterns. In: *PloS One*, 7(4), e34968. doi:10.1371/journal.pone.0034968
- GILMNOV, T. G., AIRES, L., BARCZA, Z., BARON, V.S., BELELLI, L., BERINGER, J., BILLESBACH, D., BONAL, D., BRADFORD, J., CESCHIA, E., COOK, D., CORRADI, C., FRANK, A., GIANELLE, D., GIMENO, C., GRUENWALD, T., GUO, H., HANAN, N., HASZPRA, L., HEILMAN, J., JACOBS, A., JONES, M. B., JOHNSON, D. A., KIELY, G., LI, SH., MAGLIULO, V., MOORS, E., NAGY, Z., NASYROV, M., OWENSBY, C., PINTER, K., PIO, C., REICHSTEIN, M., SANZ, M. J., SCOTT, R., SOUSSANA, J. F., STOY, P. C., SVEJCAR, T., TUBA, Z., ZHOU, G. (2010): Productivity, respiration, and light-response parameters of world grassland and agroecosystems derived from flux-tower measurements. In: *Rangeland Ecology and Management*, 63(1), 16–39. p. doi:10.2111/REM-D-09-00072.1
- GILMANOV, T. G., SOUSSANA, J. F., AIRES, L., ALLARD, V., AMMANN, C., BALZAROLO, M., BARCZA, Z., BERNHOFER, C., CAMPBELL, C. L., CERNUSCA, A., CESCATTI, A., CLIFTON-BROWN, J., DIRKS, B.O.M., DORE, S., EUGSTER, W., FUHRER, J., GIMENO, C., GRUENWALD, T., HASZPRA, L., HENSEN, A., IBROM, A., JACOBS, A.F.G., JONES, M.B., LANIGAN, G., LAURILA, T., LOHILA, A., MANCA, G., MARCOLLA, B., NAGY, Z., PILEGAARD, K., PINTER, K., PIO, C., RASCHI, A., ROGIERS, N., SANZ, M.J., STEFANI, P., SUTTON, M., TUBA, Z., VALENTINI, R., WILLIAMS, M.L. WOHLFAHRT, G. (2007): Partitioning European grassland net ecosystem CO₂ exchange into gross primary productivity and ecosystem respiration using light response function analysis. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 121(1-2), 93–120. p. doi:10.1016/j.agee.2006.12.008
- GITELSON, A., KAUFMAN, Y. J., STARK, R., RUNDQUIST, D. (2002): Novel algorithms for remote estimation of vegetation fraction. In: *Remote Sensing of Environment*, 80(1), 76–87. p. doi:10.1016/S0034-4257(01)00289-9
- GOVINDASAMY, B., and CALDEIRA, K. (2000): Geoengineering Earth's radiative balance to mitigate CO₂-induced climatic change. In: *Geophysical Research Letters*, 27, 2141–2144. p. doi: 10.1029/1999GL006086

- GUANTER, L., ZHANG, Y. G., JUNG, M., JOINER, J., VOIGT, M., BERRY, J. A., FRANKENBERG, C., HUETE, A. R., ZARCO-TEJADA, P., LEE, J.-E., MORAN, M. S., PONCE-CAMPOS, G., BEER, C., CAMPS-VALLS, G., BUCHMANN, N., GIANELLE, D., KLUMPP, K., CESCATTI, A., BAKER, J. M., GRIFFIS, T. J. (2014): Global and time-resolved monitoring of crop photosynthesis with chlorophyll fluorescence. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111(14), 1327–1333. p. doi: 10.1073/pnas.1320008111
- HAN, G., ZHOU, G., XU, Z., YANG, Y., LIU, J., SHI, K. (2007): Biotic and abiotic factors controlling the spatial and temporal variation of soil respiration in an agricultural ecosystem. In: *Soil Biology and Biochemistry*, 39(2), 418–425. p. doi:10.1016/j.soilbio.2006.08.009
- HANSON, P. J., EDWARDS, N. T., GARTEN, C. T., ANDREWS, J. A. (2000): Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: A review of methods and observations. In: *Biogeochemistry*, 48(1), 115–146. p. doi:10.1023/A:1006244819642
- HARASZTHY, L. (2013): Értékközzé gazdálkodás Natura 2000 területeken. Budapest: Pro Vértes Természetvédelmi Alapítvány. 92 p.
- HASZELDINE, R. S. (2009): Carbon capture and storage: how green can black be? In: *Science*, 325(5948), 1647–1652. p. doi: 10.1126/science.1172246
- HASZPRA, L., BARCZA, Z., SZILÁGYI, I., DLUGOKENCKY, E., TANS, P. (2010): Atmospheric trends and fluctuations – Trends and temporal variations of major greenhouse gases at a rural site in Central Europe. 29-47 p. In: Haszpra, L. (Eds.): *Atmospheric Greenhouse Gases: The Hungarian Perspective*. Springer, 393 p. doi:10.1007/978-90-481-9950-1_3
- HÁZI, J. (2012): Parlagterületeken kialakuló másodlagos szárazgyepek cönológiai és vegetációdinamikai vizsgálata a Nyugat-Cserhátban. PhD értekezés, Gödöllő: Szent István Egyetem, 110 p.
- HEINEMEYER, A., WILKINSON, M., VARGAS, R., SUBKE, J.-A., CASELLA, E., MORISON, J. I. L., INESON, P. (2012): Exploring the “overflow tap” theory: linking forest soil CO₂ fluxes and individual mycorrhizosphere components to photosynthesis. In: *Biogeosciences*, 9(1), 79–95. p. doi:10.5194/bg-9-79-2012
- HENWOOD, W. D. (2010): Toward a strategy for the conservation and protection of the worlds temperate grasslands. In: *Great Plains Research: A Journal of Natural and Social Sciences*, 20, 121-134. p. Available at: <http://digitalcommons.unl.edu/greatplainsresearch/1074/>
- HÖGBERG, P., and READ, D. J. (2006): Towards a more plant physiological perspective on soil ecology. In: *Trends in Ecology and Evolution*, 21(10), 548–54. p. doi:10.1016/j.tree.2006.06.004
- HOLLINGER, D. Y. and RICHARDSON, A. D. (2005): Uncertainty in eddy covariance measurements and its application to physiological models. In: *Tree Physiology*, 25, 873-885. [online] Available from: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15870055>, 2005.
- HOOVER, D. L., KNAPP, A. K., and SMITH, M. D. (2014): Resistance and resilience of a grassland ecosystem to climate extremes. In: *Ecology*, 95(9), 2646–2656. p. <http://dx.doi.org/10.1890/13-2186.1>
- HORVÁTH, L., GROSZ, B., CZÓBEL, Sz., NAGY, Z., PÉLI, E., SZERDAHELYI, T., SZIRMAI, O., TUBA, Z. (2008): Measurement of methane and nitrous oxide fluxes in

- Bodrogköz, Hungary; preliminary results. In: *Acta Biologica Szegediensis*, 52(1), 119–122. p. <http://www2.sci.u-szeged.hu/ABS/2008/tart08a.html>
- HORVÁTH, L., GROSZ, B., MACHON, A., TUBA, Z., NAGY, Z., CZÓBEL, Sz., BALOGH, J., PÉLI, E., FÓTI, Sz., WEIDINGER, T., PINTÉR K., FÜHRER, E. (2010): Estimation of nitrous oxide emission from Hungarian semi-arid sandy and loess grasslands; effect of soil parameters, grazing, irrigation and use of fertilizer. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 139(1-2), 255–263. p. DOI:10.1016/J.AGEE.2010.08.011
- HOU, X., WANG, Z., MICHAEL, S. P., JI, L., YUN, X. (2014): The response of grassland productivity, soil carbon content and soil respiration rates to different grazing regimes in a desert steppe in northern China. In: *The Rangeland Journal*, 36(6), 573-582. p. <http://dx.doi.org/10.1071/RJ13038>
- HUANG, N., and NIU, Z. (2012): Estimating soil respiration using spectral vegetation indices and abiotic factors in irrigated and rainfed agroecosystems. In: *Plant and Soil*, 367, 535–550. p. doi:10.1007/s11104-012-1488-9
- IPCC [2003.]: Good practice guidance for land use, land-use change and forestry. Intergovernmental Panel on Climate Change, Hayama, Japan.
- IPCC [2006a.]: Guidelines for national greenhouse gas inventories. Volume 4: Agriculture, forestry, and other land use, Chapter 10: Emissions from livestock and manure Management. (Eds.: Eggleston S, et al.) Hayama, Japan: IGES. 87 p.
- IPCC [2006b.]: Guidelines for national greenhouse gas inventories. Chapter 3: Uncertainties (Ed.: Frey Ch, et al.). 66 p.
- IPCC [2007.]: Summary for policy makers. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. (Cambridge Univ Press, New York). 18. p.
- IPCC [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 (Ed.: Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia.), Cambridge, New York: Cambridge University Press, 1535 p.
- JACQUEMYN, H., MECHELEN, C. VAN, BRYNS, R., HONNAY, O. (2011): Management effects on the vegetation and soil seed bank of calcareous grasslands: An 11-year experiment. In: *Biological Conservation*, 144(1), 416–422. p. doi:10.1016/j.biocon.2010.09.020
- JAKSIC, V., KIELY, G., ALBERTSON, J., OREN, R., KATUL, G., LEAHY, P., and BYRNE, K. (2006): Net ecosystem exchange of grassland in contrasting wet and dry years. In: *Agricultural and Forest Meteorology*, 139(3-4), 323–334. p. doi:10.1016/j.agrformet.2006.07.009
- JANSSENS, I. A., FREIBAUER, A., SCHLAMADINGER, B., CEULEMANS, R., CIAIS, P., DOLMAN, A. J., and HEIMANN, M. (2005): The carbon budget of terrestrial ecosystems at country-scale – a european case study. In: *Biogeosciences*, 2, 15–26. p. Available at: www.biogeosciences.net/bg/2/15/
- JANTUNEN, J. (2003): Vegetation changes in a semi-natural grassland during mowing and grazing periods. In: *Annales Botanici Fennici*, 40, 255–263. p. <http://www.jstor.org/stable/23726842>
- JIA, B. R., and ZHOU, G. S. (2009): Integrated diurnal soil respiration model during growing season of a typical temperate steppe: effects of temperature, soil water content and biomass

- production. In: *Soil Biology and Biochemistry*, 41(4), 681–686. p. doi:10.1016/j.soilbio.2008.12.030
- JIA, X., and WEI, X. (2012). Agricultural and forest meteorology responses of soil respiration to N addition, burning and clipping in temperate semiarid grassland in northern China. In: *Agricultural and Forest Meteorology*, 166-167, 32–40. p. doi:10.1016/j.agrformet.2012.05.022
- JIMÉNEZ-CLAVERO, M. Á. (2012): Animal viral diseases and global change: bluetongue and West Nile fever as paradigms. In: *Frontiers in Genetics*, 3, 105. p. doi: 10.3389/fgene.2012.00105
- K'OTUTO, G. O., OTIENO, D. O., SEO, B., OGINDO, H. O., AND ONYANGO, J. C. (2012): Carbon-dioxide exchange and biomass productivity of the herbaceous layer of a managed tropical humid savanna ecosystem in western Kenya. In: *Journal of Plant Ecology*, 6(4), 286–297. p. doi: 10.1093/jpe/rts038
- KANNEGANTI, V. R., and KAFFKA, S. R. (1995): Forage availability from a temperate pasture managed with intensive rotational grazing. In: *Grass and Forage Science*, 50(1), 55–62. p. DOI: 10.1111/j.1365-2494.1995.tb02294.x
- KÁRPÁTI, L. (2001): A gyepek természetvédelmi jelentősége. In: Nagy, G., Pető, K. és Vinczeff, I. (Eds.): Gyepgazdálkodásunk helyzete és kilátásai. Debrecen: Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum Agrárgazdasági és Vidékfejlesztési Intézet. 57–60.
- KAYRANLI, B., SCHOLZ, M., MUSTAFA, A., HEDMARK, Å. (2010): Carbon storage and fluxes within freshwater wetlands: a critical review. In: *Wetlands*, 30(1), 111–124. p. doi:10.1007/s13157-009-0003-4
- KIRÁLY, G. (2009): Új magyar fűvészkönyv I-II.–Magyarország hajtásos növényei, Határozókulcsok. Jósvafő: Aggteleki Nemzeti Park, 1291 p.
- KIS-KOVÁCS, G., TARCAZAY, K., KŐBÁNYAI, K., NAGY, E., KOVÁCS, A., LOVAS, K., KOTTEK, P., KIRÁLY, I. É., SOMOGYI, Z., ZSEMBELI, J. (2014): National inventory report for 1985-2012. Budapest: Hungarian Meteorological Service. 398 p. Available at: http://unfccc.int/national_reports/annex_i_ghg_inventories/national_inventories_submissions/items/8108.php
- KLUMPP, K., TALLEC, T., GUIX, N., SOUSSANA, J. F. (2011): Long-term impacts of agricultural practices and climatic variability on carbon storage in a permanent pasture. In: *Global Change Biology*, 17(12), 3534–3545. p. doi: 10.1111/j.1365-2486.2011.02490.x
- KONCZ, P. (2010): A Nemzetközi Poláris Év – Stílus, projektek és felfedezések I-III (cikk sorozat). In: *Élet és tudomány*, 33, 1030–1032. p.; 35, 1100–1102. p.; 37, 1162–1164. p. (ISSN 0013-6077)
- KONCZ, P., BESNYŐI, V., CSATHÓ, A. I, NAGY, J., SZERDAHELYI, T., TÓTH, Zs., PINTÉR, K., BALOGH, J., NAGY, Z., BARTHA, S. (2014): Effect of grazing and mowing on the microcoenological composition of a semi-arid grassland in Hungary. In: *Applied Ecology and Environmental Research*, 12(2), 563–575. p. Available at: <http://www.aloki.hu>, ISSN 1589 1623 (Print), ISSN 1785 0037 (Online).
- KONCZ, P., BALOGH, J., PAPP, M., HIDY, D., PINTÉR, K., FÓTI, Sz., KLUMPP, K., NAGY, Z. (2015): Higher soil respiration under mowing than under grazing explained by biomass dynamics differences. In: *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 103(2), 201-215. p. doi:10.1007/s10705-015-9732-3

- KOVÁCS, A., és CSÍZI, I. (2004): Pratólógia. A rétek ökológiai és cönológiai alapjai. Karcag: Rinoceros Grafikai Stúdió, 207 p.
- KSH (2015): Központi Statisztikai Hivatal. Elérhető: http://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat_eves/i_oma001a.html (2014. január 19.).
- LAL, R. (2008): Soil carbon stocks under present and future climate with specific reference to European ecoregions. In: *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 81(2), 113–127. p. doi:10.1007/s10705-007-9147-x
- LAVRENKO, E. M., KARAMYSHEVA, Z. V. (1993): Steppes of the former Soviet Union and Mongolia. In: COUPLAND, R.T. (Ed.): *Ecosystems of the World, 8B. Natural Grasslands. Eastern Hemisphere and Resumé*. Amsterdam: Elsevier, 3–59.
- LeCAIN, D. R., MORGAN, J., SCHUMAN, G. E., REEDER, J. D., HART, R. H. (2002): Carbon exchange and species composition of grazed pastures and exclosures in the shortgrass steppe of Colorado. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 93(1-3), 421–435. p. doi: 10.1016/S0167-8809(01)00290-0
- LENHART, K. (2008): The effects of long-term Free Air CO₂ Enrichment (FACE) on soil aggregation, soil carbon input, and ecosystem CO₂ dynamics in a temperate grassland ecosystem. Gießen: Justus-Liebig-Universität, 134 p. Available at: <http://geb.uni-giessen.de/geb/volltexte/2009/6821/>
- LI, F.-R., KANG, L.-F., ZHANG, H., ZHAO, L.-Y., SHIRATO, Y., TANIYAMA, I. (2005): Changes in intensity of wind erosion at different stages of degradation development in grasslands of Inner Mongolia, China. In: *Journal of Arid Environments*, 62(4), 567–585. p. doi:10.1016/j.jaridenv.2005.01.014
- LI, W., HUANG, H., ZHANG, Z., WU, G. (2011): Effects of grazing on the soil properties and C and N storage in relation to biomass allocation in an alpine meadow. In: *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 11(4), 27–39. p. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-95162011000400003>
- LLOYD, J., and TAYLOR, J. A. (1994): On the temperature dependence of soil respiration. In: *Functional Ecology*, 8(3), 315–323. p. doi:10.2307/2389824
- LÓPEZ-MÁRSICO, L., ALTESOR, A., OYARZABAL, M., BALDASSINI, P., PARUELO, J. M. (2015): Grazing increases below-ground biomass and net primary production in a temperate grassland. In: *Plant and Soil*, 392, 155–162. p. doi:10.1007/s11104-015-2452-2
- LOU, Y. and ZHOU, X. (2006): Soil respiration and the environment. Amsterdam: Elsevier. 316 p.
- LUO, Y. (2007): Terrestrial carbon–cycle feedback to climate warming. In: *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 38(1), 683–712. p. doi:10.1146/annurev.ecolsys.38.091206.095808
- LÜSCHER, A., MUELLER-HARVES, I., SOUSSANA, J. F., REES, R. M., PEYRAUD, J. L. (2014): Potential of legume-based grassland – livestock systems in Europe: a review. In: *Grass and Forage Science*, 69, 206–228. p. doi: 10.1111/gfs.12124
- MAILLARD, É., and ANGERS, D.A. (2014): Animal manure application and soil organic carbon stocks: a meta-analysis. In: *Global Change Biology*, 20, 666–679. p. doi: 10.1111/gcb.12438

- MARGÓCZI, K. (2003): A Bugaci puszta legeltetett és nem legeltetett részének összehasonlítása a vegetáció természetessége szempontjából. In: *Gyepgazdálkodási Közlemények*, 1, 22–24. p. Elérhető: <http://pannongyep.hu> (2015. január 18.)
- MARJANOVIC, H., ALBERTI, G., BALOGH, J., CZÓBEL, Sz., HORVÁTH, L., JAGODICS, A., NAGY, Z., OSTROGOVIC, M. Z., PERESSOTTI, A., FÜHRER, E. (2010): Measurements and estimations of biosphere-atmosphere exchange of greenhouse gases – Forests. 121–156. p. In: HASZPRA, L. (Ed.): *Atmospheric Greenhouse Gases: The Hungarian Perspective*. Springer, Netherlands, 393 p. doi:10.1007/978-90-481-9950-1_7
- MARÓTI-AGÓTS, A., BODÓ, I., JÁVORKA, L., GYURMÁN, A., SOLYMOSI, N., ZENKE, P., SKOGSETH, M., ZÖLDÁG, L. (2011): Possible genetic sign of heat stress adaptation in Hungarian Grey Bos taurus breed. In: *Acta Biologica Hungarica*, 62(1), 65–72. p. doi:10.1556/ABiol.61.2011.1.6
- McMICHAEL, A. J., POWLES, J. W., BUTLER, C. D., UAUY, R. (2007): Food, livestock production, energy, climate change, and health. In: *Lancet*, 370, 1253–1263. p. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S0140-6736\(07\)61256-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0140-6736(07)61256-2)
- McNAUGHTON, S. J., BANYIKWA, F. F., McNAUGHTON, M. M. (1998): Root biomass and productivity in a grazing ecosystem: the Serengeti. In: *Ecology*, 79(2), 587–592. p. doi:10.2307/176955
- McSHERRY, M.E. and RITCHIE, M. E. (2013): Effects of grazing on grassland soil carbon: a global review. In: *Global Change Biology*, 19(5), 1347–1357. p. doi:10.1111/gcb.12144
- METCALFE, D. B., FISHER, R., WARDLE, D. (2011): Plant communities as drivers of soil respiration: pathways, mechanisms, and significance for global change. In: *Biogeosciences*, 8, 2047–2061. p. doi:10.5194/bg-8-2047-2011
- MOLNAR, S., MOLNÁR, M., CSÁBRÁGI, A. (2011): Impact assessment of mitigation strategies in the Hungarian agriculture. In: *Journal of Agricultural Informatics*, 2, 10–17. p. doi:10.17700/jai.2011.2.1.43
- MOOG, D., POSCHIOLD, P., KAHMEN, S., SCHREIBER, K. F. (2002): Comparison of species composition between different grassland management treatments after 25 years. In: *Applied Vegetation Sciences*, 5, 99–106. p. doi:10.1111/j.1654-109X.2002.tb00539.x
- MOSIER, A., KROEZE, C., NEVISON, C., OENEMA, O., SEITZINGER, S. (1998): Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle inventory methodology. In: *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 52(2), 225–248. p. doi:10.1023/A:1009740530221
- MOYANO, F. E., MANZONI, S., CHENU, C. (2013): Responses of soil heterotrophic respiration to moisture availability: an exploration of processes and models. In: *Soil Biology and Biochemistry*, 59, 72–85. p. doi:10.1016/j.soilbio.2013.01.002
- MSZ-08-0012-6:1987 (1987): Physical, biological and chemical analysis of peat and peat mixes. Determination of organic matter and organic carbon content, Budapest. 4 p.
- NAGY, Z., BARCZA, Z., HORVÁTH, L., BALOGH, J., HAGYÓ, A., KÁPOSZTÁS, N., GROSZ, B., MACHON, A., PINTÉR, K. (2010): Measurements and estimations of biosphere-atmosphere exchange of greenhouse gases – Grasslands. 91–119. p. In: HASZPRA, L. (Ed.): *Atmospheric Greenhouse Gases: The Hungarian Perspective*. Springer, Netherlands, 393 p. doi:10.1007/978-90-481-9950-1_6

- NAGY, Z., PINTÉR, K., CZÓBEL, Sz., BALOGH, J., HORVÁTH, L., FÓTI, Sz., BARCZA, Z., WEIDINGER, T., CSINTALAN, Zs., DINH, NQ., GROSZ, B., TUBA, Z. (2007): The carbon budget of semi-arid grassland in a wet and a dry year in Hungary. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 121(1-2), 21–29. p. doi:10.1016/j.agee.2006.12.003
- NAGY, Z., PINTÉR, K., PAVELKA, M., DARENOVÁ, E., BALOGH, J. (2011): Carbon balance of surfaces vs. ecosystems: advantages of measuring eddy covariance and soil respiration simultaneously in dry grassland ecosystems. In: *Biogeosciences*, 8(1), 2523–2534. p. doi:10.5194/bg-8-2523-2011
- NARDONE, A., RONCHI, B., LACETERA, N., RANIERI, M. S., BERNABUCCI, U. (2010): Effects of climate changes on animal production and sustainability of livestock systems. In: *Livestock Science*, 130(1-3), 57–69. p. doi:10.1016/j.livsci.2010.02.011
- NEWBOLD, J. (2014): Principles of enteric fermentation manipulation of rumen fermentation. In: LIVESTOCK AND CLIMATE CHANGE TRAINING (2014, Gödöllő, Szent István University). AnimalChange (EU-FP7) Training (27-31 October 2014). Available at: www.animalchange.eu
- NIJDAM, D., ROOD, T., WESTHOEK, H. (2012): The price of protein: review of land use and carbon footprints from life cycle assessments of animal food products and their substitutes. In: *Food Policy*, 37(6), 760–770. p. doi:10.1016/j.foodpol.2012.08.002
- NYKÄNEN, H., SILVOLA, J., ALM, J., MARTIKAINEN, P. J. (1996): The effect of peatland forestry on fluxes of carbon dioxide, methane, and nitrous oxide. 325–339. p. In: Trentin, C.C., Jurgensen, M.F., Grigal, D.F., Gale, M.R. and Jørgensen, J.K. (Eds.): *Northern Forested Wetlands: Ecology and Management*. Boca Raton: Lewis Publishers, 487 p.
- O'BRIEN, D., SHALLOO, L., PATTON, J., BUCKLEY, F., GRAINGER, C., WALLACE, M. (2012): Evaluation of the effect of accounting method, IPCC v. LCA, on grass-based and confinement dairy systems' greenhouse gas emissions. In: *Animal*, 6(9), 1512–1527. p. doi:10.1017/S1751731112000316.
- OENEMA, O., OUDENDAG, D., VELTHOF, G. L. (2007): Nutrient losses from manure management in the European Union. In: *Livestock Science*, 112(3), 261–272. p. doi:10.1016/j.livsci.2007.09.007
- OLIPHANT, A. J. (2012): Terrestrial ecosystem-atmosphere exchange of CO₂, water and energy from FLUXNET; review and meta-analysis of a global in-situ observatory. In: *Geography Compass*, 12, 689–705. p. doi:10.1111/gec3.12009
- OPIO, C., GERBER, P., MOTTET, A., FALCUCCI, A., TEMPIO, G., MACLEOD, M., VELLINGA, T., HENDERSON, B., STEINFELD, H. (2013): Greenhouse gas emissions from ruminant supply chains – A global life cycle assessment. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 191 p. Available at: www.fao.org/publications
- OSCHLIES, A., KOEVE, W., RICKELS, W., REHDANZ, K. (2010): Side effects and accounting aspects of hypothetical large-scale Southern Ocean iron fertilization. In: *Biogeosciences*, 7(12), 4014–4035. p. doi:10.5194/bg-7-4017-2010.
- PACALA, S., and SOCOLOW, R. (2004): Stabilization wedges: solving the climate problem for the next 50 years with current technologies. In: *Science*, 305, 968–972. p. doi:10.1126/science.1100103
- PAPP, M. (2009): Gyepökoszisztémák szén-forgalmának komponensei különös tekintettel a klímavédelemre. Diplomamunka. Szent István Egyetem, Növénytani és Ökofiziológiai Intézet. 44. p.

- PAPP, M., BALOGH, J., PINTÉR, K., FÓTI, Sz., KONCZ, P., PAVELKA, M., DARENOVA, E., NAGY, Z. (2014): Homoki gyep CO₂-kibocsátásának vizsgálata új, nyílt rendszerű automata mérőeszközzel. In: *Agrokémia és Talajtan*, 63, 329-340. p. Elérhető: <http://real.mtak.hu/29008/>
- PAUSTIAN, K., BABCOCK, B., HATFIELD, J., LAL, R., MCCARL, B. A., MCLAUGHLIN, S., MOSIER, A., RICE, C., ROBERTSON, G. P., ROSENBERG, N. J., ROSENZWEIG, C., SCHLESINGER, W.J., ZILBERMAN, D. (2004): Agricultural mitigation of greenhouse gases: science and policy options. Ames: Council on Agricultural Science and Technology Report. 120 p.
- PAZSICZKY, I. (2007): Trágyatárolás, -kezelés és hasznosítás. In: *Állattenyésztés és Takarmányozás*, 56, 457-468. p.
- PENKSZA, K., BENYOVSZKY, B. M., és MALATINSZKY, Á. (2005): Legeltetés okozta fajösszetéلبeli változások a bükki nagymezői gyepben. In: *Növénytermelés*, 54, 53–64. p.
- PENKSZA, K., SZENTES, Sz., LOKSA, G., DANNHAUSER, CH., HÁZI, J. (2010): A legeltetés hatása a gyepre és természetvédelmi vonatkozásai a Tapolcai- és a Káli-medencében. In: *Természetvédelmi Közlemények*, 16, 25–49. p. Elérhető: http://www.mbt-biologia.hu/gen/pro/mod/let/let_fajl_kiiras.php?i_faj_azo=737 (2014. március 10.)
- PETERSEN, S. O., BLANCHARD, M., CHADWICK, D., DEL PRADO, EDOUARD, N., MOSQUERA, J., SOMMER, S. G. (2013): Manure management for greenhouse gas mitigation. In: *Animal: An International Journal of Animal Bioscience*, 7(2), 266–282. p. doi:10.1017/S1751731113000736
- PINTÉR, K. (2009): Fátlan természetes vegetáció szénmérlegének meghatározása eddy-kovariancia módszerrel éves skálán. Doktori értekezés, SZIE-Mezőgazdasági és Környezettudományi Kar, Gödöllő. 86. p.
- PINTÉR, K., BARCZA, Z., BALOGH, J., CZÓBEL, Sz., CSINTALAN, Zs., TUBA, Z., NAGY, Z. (2008): Interannual variability of grasslands' carbon balance depends on soil type. In: *Community Ecology*, 9, 43-48. p. doi: <http://dx.doi.org/10.1556/ComEc.9.2008.S.7>
- PINTÉR, K., BALOGH, J., KONCZ, P., HIDY, D., CSERHALMI, D., PAPP, M., FÓTI, Sz., NAGY, Z. (2014): Carbon sink activity of grasslands may be stronger under grazing than under mowing: results from a paired eddy flux towers experiment. In: LIVESTOCK, CLIMATE CHANGE AND FOOD SECURITY CONFERENCE (2014) (Madrid). Conference Abstract Book. Madrid, p. 79. Available at: <http://adsabs.harvard.edu/abs/2014EGUGA..1614542P>
- PRATHER, M., DERWENT, R., EHHALT, D., FRASER, P., SANHUEZA, E., ZHOU., X. (1996): Radiative forcing of climate change: other trace gases and atmospheric chemistry. In: HOUGHTON, J.T., FILHO, L.G.M., CALLENDER, B.A., HARRIS, N., KATTENBERG, A., MASKELL, K. (Eds.): *Climate Change 1995: The Science of Climate Change*. New York: Cambridge University Press, 1-80. p.
- PYKÄLÄ, J. (2005): Plant species responses to cattle grazing in mesic semi-natural grassland. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 108(2), 109–117. p. doi:10.1016/j.agee.2005.01.012
- RAICH, J., and TUFEKCIÖGUL, A. (2000): Vegetation and soil respiration: correlations and controls. In: *Biogeochemistry*, 48(1), 71–90. p. doi:10.1023/A:1006112000616

- REEVES, S., and WANG, W. (2015): Optimum sampling time and frequency for measuring N₂O emissions from a rain-fed cereal cropping system. In: *Science of the Total Environment*, 530–531, 219–226. p. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.117>
- REICHSTEIN, M., FALGE, E., BALDOCCHI, D., PAPALE, D., AUBINET, M., BERBIGIER, P., BERNHOFER, C., BUCHMANN, N., GILMANOV, T., GRANIER, A., GRUNWALD, T., HAVRANKOVA, K., ILVESNIEMI, H., JANOUS, D., KNOHL, A., LAURILA, T., LOHILA, A., LOUSTAU, D., MATTEUCCI, G., MEYERS, T., MIGLIETTA, F., OURCIVAL, J.M., PUMPANEN, J., RAMBAL, S., ROTENBERG, E., SANZ, M., TENHUNEN, J., SEUFERT, G., VACCARI, F., VESALA, T., YAKIR, D., VALENTINI, R. (2005): On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: review and improved algorithm. In: *Global Change Biology*, 11, 1424–1439. p. doi: 10.1111/j.1365-2486.2005.001002.x
- REYER, C. P., LEUZINGER, S., RAMMIG, A., WOLF, A., BARTHOLOMEUS, R. P., BONFANTE, A., DE LORENZI, F., DURY, D.M., GLONING, P., JAOUDE, R.A., KLEIN, T., KUSTER, T.M., MARTINS, M., NIEDRIST, G., RICCARDI, M., WOHLFAHRT, G., DE ANGELIS, P., DE DATO, G., FRANÇOIS, L., MENZEL, A., PEREIRA, M. (2013): A plant's perspective of extremes: terrestrial plant responses to changing climatic variability. In: *Global Change Biology*, 19(1), 75–89. doi: 10.1111/gcb.12023
- RIBAUDO, M., GREENE, C., HANSEN, L., HELLERSTEIN, D. (2010): Ecosystem services from agriculture: steps for expanding markets. In: *Ecological Economics*, 69(11), 2085–2092. p. doi:10.1016/j.ecolecon.2010.02.004
- RICHARDSON, A. D., HOLLINGER, D. Y., BURBA, G. G., DAVIS, K. J., FLANAGAN, L. B., KATUL, G. G., WILLIAM MUNGER, J., RICCIUTO, D. M., STOY, P. C., SUYKER, A. E., VERMA, S. B., WOFSY, S. C. (2006): A multi-site analysis of random error in tower-based measurements of carbon and energy fluxes. In: *Agricultural and Forest Meteorology*, 136, 1–18, doi:10.1016/j.agrformet.2006.01.007
- RICHARDSON, A.D., AUBINET, M., BARR, A.G., HOLLINGER, D.V., IBROM, A., LASSLOP, G., REICHSTEIN, M. (2012): Uncertainty Quantification. 173–209 p. In: Aubinet, M., Vesala, T., Papale, D. (Eds.): *Eddy covariance*. Springer, 438 p.
- RIPPLE, W. J., SMITH, P., HABERL, H., MONTZKA, S., MCALPINE, C., BOUCHER, D. H. (2014): Ruminants, climate change and climate policy. In: *Nature Climate Change*, 4(1), 2–5. p. doi:10.1038/nclimate2081
- RUMPEL, C., CRÈME, A., NGO, P. T., VELÁSQUEZ, G., MORA, M. L., CHABBI, A. (2015): The impact of grassland management on biogeochemical cycles involving carbon, nitrogen and phosphorus. In: *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 15(2), 353–371. p. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-95162015005000034>
- SAKAMOTO, T., GITELSON, A. A., NGUY-ROBERTSON, A. L., ARKEBAUER, T. J., WARDLOW, B. D., SUYKER, A. E., VERMA, S.B., SHIBAYAMA, M. (2012): An alternative method using digital cameras for continuous monitoring of crop status. In: *Agricultural and Forest Meteorology*, 154–155, 113–126. p. doi:10.1016/j.agrformet.2011.10.014
- SALA, O. E., LAUENROTH, W. K., MCNAUGHTON, S. J., RUSCH, G., ZHANG, X. (1996): Biodiversity and ecosystem functioning in grasslands. 129–149. p. In: MOONEY, H.A.,

- CUSHMAN, J.H., MEDINA, E., SALA, O.E., SCHULZE, E. D. (Eds.): *Functional roles of biodiversity: a global perspective*. Chichester: Wiley, UK, 518 p.
- SCHERR, S. J. and STHAPIT, S. (2009): Mitigating climate change through food and land use. Washington DC: Worldwatch Institute. 49 p. Available at: <http://www.worldwatch.org>
- SCHRUMPF, M., SCHULZE, E. D., KAISER, K., SCHUMACHER, J. (2011): How accurately can soil organic carbon stocks and stock changes be quantified by soil inventories? In: *Biogeosciences*, 8, 1193-1212. p. doi:10.5194/bg-8-1193-2011
- SCHULZE, E.D., LUYSSAERT, S., CIAIS, P., FREIBAUER, A., JANSSENS, I.A., SOUSSANA, J.F., SMITH, P., GRACE, J., LEVIN, I., THIRUCHITTAMPALAM, B., HEIMANN, M., DOLMAN, A.J., VALENTINI, R., BOUSQUET, P., PEYLIN, P., PETERS, W., RÖDENBECK, C., ETIOPE, G., VUICHARD, N., WATTENBACH, M., NABUURS, G.J., POUSSI, Z., NIESCHULZE, J., GASH, J.H.SCHULZE, E. D., LUYSSAERT, S., CIAIS, P., FREIBAUER, A., JANSSENS I. A. (2009): Importance of methane and nitrous oxide for Europe's terrestrial greenhouse-gas balance. In: *Nature Geoscience*, 2(12), 842–850. p. doi:10.1038/ngeo686
- SCHWARZER, S. (2012): Growing greenhouse gas emissions due to meat production. UNEP GEAS Releases Alert on GHG Emissions from Meat Consumption. UNEP GEAS Bulletin, October, 1-40 p. Available at: http://na.unep.net/geas/getunepagewitharticleidscript.php?article_id=92
- SENAPATI, N., CHABBI, A., GASTAL, F., SMITH, P., MASCHER, N., LOUBET, B., CELLIER, P., NAISSE, C. (2014): Net Ecosystem Carbon Balance measured in a mowed and grazed temperate sown grassland shows potential for carbon sequestration under grazed system. In: *Carbon Management*, 5(2), 131–144. p. doi:10.1080/17583004.2014.912863
- SERES, A., NAGY, P. I., SZAKÁLAS, J., BOROS, G., ÓNODI, G., KRÖEL-DULAY, Gy. (2015): Extrémaszály-kezelés hatása egy homokpusztagyep domináns fűfajainak a lebomlására. In: MAGYAR ÖKOLÓGUS KONGRESSZUS (10.) (2015)(Veszprém). Program és összefoglalók. Veszprém, Pannon Egyetem, p. 124.
- SETTELE, J., R. SCHOLLES, R. BETTS, S. BUNN, P. LEADLEY, D. NEPSTAD, J.T. OVERPECK, M.A.T. (2014): Terrestrial and inland water systems. 271–359. p. In: FIELD, C.B., BARROS, V.R., DOKKEN, D.J., Mach, K.J., MASTRANDREA, M.D., BILIR, T.E., CHATTERJEE, M., EBI, K.L., ESTRADA, Y.O., GENOVA, R.C., GIRMA, B., KISSEL, E.S., LEVY, A.N., MACCRACKEN, S., MASTRANDREA, P.R., White, L.L. (Eds.): In: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, New York: Cambridge University Press, 1131. p.
- SEWELL, H. B. (1993): Vitamins for beef cattle. University of Missouri Extension. Available at: <http://extension.missouri.edu/p/G2058> (2th December 2013.)
- SHAHZAD, T., CHENU, C., REPINÇAY, C., MOUGIN, C., OLLIER, J. (2012): Plant clipping decelerates the mineralization of recalcitrant soil organic matter under multiple grassland species. In: *Soil Biology and Biochemistry*, 51, 73–80. p. doi:10.1016/j.soilbio.2012.04.014
- SHAO, C., CHEN, J., LI, L. (2013): Grazing alters the biophysical regulation of carbon fluxes in a desert steppe. In: *Environmental Research Letters*, 8(2), 14. p. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/8/2/025012>

- SILLEOS, N. G., and ALEXANDRIDIS, T. K. (1996): Vegetation indices: advances made in biomass estimation and vegetation monitoring in the Last 30 years. In: *Geocarto International*, 21, 21–28. p. doi:10.1080/10106040608542399
- SMITH, P., MARTINO, D., CAI, Z., GWARY, D., JANZEN, H., KUMAR, P., MCCARL, B., OGLE, S., O'MARA, F., RICE, C., SCHOLLES, B., SIROTENKO, O., HOWDEN, M., MCALLISTER, T., PAN, G., ROMANENKOV, V., SCHNEIDER, U., TOWPRAYOON, S., WATTENBACH, M., SMITH, J. (2008): Greenhouse gas mitigation in agriculture. In: *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 363(1492), 789–813. p. doi:10.1098/rstb.2007.2184
- SMITH, P., M. BUSTAMANTE, H. AHAMMAD, H. CLARK, H. DONG, E. A. ELSIDDIG, H. HABERL, R. HARPER, J. HOUSE, M. JAFARI, O. M., MBOW, N. H. RAVINDRANATH, C. W., RICE, C., ROBLEDO ABAD, A. ROMANOVSKAYA, F. SPERLING, F. T. (2014): Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU). 811–922. p. In: EDENHOFER, O., R. PICHES-MADRUGA, Y. SOKONA, E. FARAHANI, S. KADNER, K. SEYBOTH, A. ADLER, A., BAUM, I., BRUNNER, S., EICKEMEIER, P., KRIEMANN, B., SAVOLAINEN, J., SCHLÖMER, S., VON STECHOW, C., ZWICKEL, T., MINX, J.C. (Eds.): *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 1435 p.
- SOCHER, S. A., PRATI, D., BOCH, S., MÜLLER, J., BAUMBACH, H., GOCKEL, S., HEMP, A., SCHÖNING, I., WELLS, K., BUSCOT, F., KALKO, E. KV., LINSENMAIR, K.E., SCHULZE, E.D., WEISSER, W. W., FISCHER, M. (2013): Interacting effects of fertilization, mowing and grazing on plant species diversity of 1500 grasslands in Germany differ between regions. In: *Basic and Applied Ecology*, 14, 126–136. p. doi:10.1016/j.baae.2012.12.003
- SOCHER, S. A., PRATI, D., BOCH, S., MÜLLER, J., KLAUS, V. H., HÖLZEL, N., FISCHER, M. (2012): Direct and productivity-mediated indirect effects of fertilization, mowing and grazing on grassland species richness. In: *Journal of Ecology*, 100(6), 1391–1399. p. doi:10.1111/j.1365-2745.2012.02020.x
- SOUSSANA, J. F. (2008): The role of the carbon cycle for the greenhouse gas balance of grasslands and of livestock production systems. 12-15. In: ROWLINSON, P., STEELE, M., NEFZAOU, A. (Eds.): *Proceedings of the international conference on livestock and global climate change of the british society of animal science*. Hammamet, 12–15. p.
- SOUSSANA, J. F., ALLARD, V., PILEGAARD, K., AMBUS, P., AMMAN, C., CAMPBELL, C., CESCHIA, E., CLIFTON-BROWN, J., CZÓBEL, Sz., DOMINGUES, R., FLECHARD, C., FUHRER, J., HENSEN, A., HORVATH, L., JONES, M., KASPER, G., MARTIN, C., NAGY, Z., NEFTEL, A., RASCHI, A., BARONTI, S., REES, RM, SKIBA, U., STEFANI, P., MANCA, G., SUTTON, M., TUBA, Z., VALENTINI, R. (2007a): Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) budget of nine European grassland sites. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 121(1-2), 121–134. p. doi:10.1016/j.agee.2006.12.022
- SOUSSANA, J.-F., FUHRER, J., JONES, M., VAN AMSTEL, A. (2007b): The greenhouse gas balance of grasslands in Europe. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 121(1-2), 1–4. p. doi:10.1016/j.agee.2006.12.001

- SOUSSANA, J. F., and LEMAIRE, G. (2013): Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 190, 9-17. p. doi:10.1016/j.agee.2013.10.012
- SOUSSANA, J. F., LOISEAU, P., VUICHARD, N., CESCHIA, E., BALESSENT, J., CHEVALLIER, T., ARROUAYS, D. (2004): Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. In: *Soil Use and Management*, 20(2), 219–230. p. doi: 10.1079/SUM2003234
- SOUSSANA, J. F., TALLEC, T., BLANFORT, V. (2010): Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. In: *Animal: An International Journal of Animal Bioscience*, 4(3), 334–50. p. doi:10.1017/S1751731109990784
- STARK, S., TUOMI, J., STRÖMMER, R., HELLE, T. (2003): Non-parallel changes in soil microbial carbon and nitrogen dynamics due to reindeer grazing in northern boreal forests. In: *Ecography*, 26(1), 51–59. p. doi:10.1034/j.1600-0587.2003.03336.x
- STEHFEST, E., BOUWMAN, L., VUUREN, D. P., ELZEN, M. G. J., EICKHOUT, B., KABAT, P. (2009): Climate benefits of changing diet. In: *Climatic Change*, 95(1-2), 83–102. p. doi:10.1007/s10584-008-9534-6
- STEINBEISS, S., BEBLER, H., ENGELS, C., TEMPERTON, V.M., BUCHMANN, N., ROSCHER, CH., KREUTZIGER, Y., BAADE, J., HABEKOST, M., GLEIXNER, G. (2008): Plant diversity positively affects shortterm soil carbon storage in experimental grasslands. In: *Global Change Biology*, 14, 2937–2949. p. doi:10.1111/j.1365-2486.2008.01697.x.
- STEINKAMP, R., BUTTERBACH-BAHL, K., PAPEN, H. (2001): Methane oxidation by soils of an N limited and N fertilized spruce forest in the Black Forest, Germany. In: *Soil Biology and Biochemistry*, 33(2), 145–153. p. doi:10.1016/S0038-0717(00)00124-3
- STRINGER, L. C., DYER, J. C., REED, M. S., DOUGILL, A. J., TWYMAN, C., MKWAMBISI, D. (2009): Adaptations to climate change, drought and desertification: local insights to enhance policy in southern Africa. In: *Environmental Science and Policy*, 12(7), 748–765. p. doi:10.1016/j.envsci.2009.04.002
- SUYKER, A. E., and VERMA, S. B. (2001): Year-round observations of the net ecosystem exchange of carbon-dioxide in a native tallgrass prairie. In: *Global Change Biology*, 7(3), 279–289. p. doi:10.1046/j.1365-2486.2001.00407.x
- SWATANTRAN, A., DUBAYAH, R., ROBERTS, D., HOFTON, M., BLAIR, J. B. (2011): Mapping biomass and stress in the Sierra Nevada using lidar and hyperspectral data fusion. In: *Remote Sensing of Environment*, 115(11), 2917–2930. p. doi:10.1016/j.rse.2010.08.027
- SZEMÁN, L. (2006). Gyepgazdálkodási ismeretek. Gödöllő: Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Gyepgazdálkodási Tanszék, Szent István Egyetem. 89 p.
- SZENTES, Sz., CHRIS, D., ROELF, C., PENKSZA, K. (2011): Nedves fekvésű gyep botanikai összetételének, produkciójának és beltartalmi értékeinek növedékenkénti változása szürkemarha legelőn a Tapolcai-medencében. In: *Animal Welfare, Etológia és Tartástechnológia*, 7(2), 180–198. p.
- THOMSON, A. J., GIANNOPOULOS, G., PRETTY, J., BAGGS, E. M., RICHARDSON, D. J. (2012): Biological sources and sinks of nitrous oxide and strategies to mitigate emissions. In: *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 367(1593), 1157–1168. p. DOI:10.1098/RSTB.2011.0415

- THORNTON, P.K., ERICKSEN, P.J., HERRERO, M., CHALLINOR, A.J. (2014): Climate variability and vulnerability to climate change: a review. In: *Global Change Biology*, 20, 3313–3328. p. doi: 10.1111/gcb.12581
- TILMAN, D., CASSMAN, K.G., MATSON, P.A., NAYLOR, R., POLASKY S. (2002): Agricultural sustainability and intensive production practices. In: *Nature*, 418, 671–677.
- TILMAN, D., REICH, P. B., ISBELL, F. (2012): Biodiversity impacts ecosystem productivity as much as resources, disturbance, or herbivory. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(26), 10394–10397. p. doi: 10.1073/pnas.1208240109
- TÓTHMÉRÉSZ, B. (2002): A diverzitás jellemzésére szolgáló módszerek evolúciója. 607–638. p. In: SLAMON-ALBERT, É. (Szerk.): *Magyar Botanikai Kutatások Az Ezredfordulón Tanulmányok Borhidi Attila 70. Születésnapja Tiszteletére*. Pécs: Pécsi Tudományegyetem Növénytan Tanszék, 710 p.
- UNFCCC [2015] http://unfccc.int/national_reports/annex_i_ghg_inventories/national_inventories_submissions/items/8812.php Letöltés; 2016. január 20.
- VELTHOF, G. L., and OENEMA, O. (1997): Nitrous oxide emission from dairy farming systems in the Netherlands. In: *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 45, 347–360. p. Available at: <https://library.wur.nl/ojs/index.php/njas/article/viewFile/510/224>.
- VINCZEFFY, I. (1993). *Legelő és gyepgazdálkodás*. Budapest: Mezőgazda Kiadó. 400 p.
- VIRÁGH, K., BARTHA, S., BOTTA-DUKÁT, Z. (2000): Fine-scale coalition structure in *Brachypodium* grassland. In: IAVS SYMPOSIUM (2000)(Uppsala). Proceedings IAVS Symposium. Uppsala, Opulus Press, 365–368.
- WAN, S., and LUO, Y. (2003): Substrate regulation of soil respiration in a tallgrass prairie: results of a clipping and shading experiment. In: *Global Biogeochemical Cycles*, 17(2), 1–12. p. doi:10.1029/2002GB001971
- WANG, W. J., ZU, Y. G., WANG, H. M., HIRANO, T., TAKAGI, K., SASA, K., KOIKE, T. (2005): Effect of collar insertion on soil respiration in a larch forest measured with a LI-6400 soil CO₂ flux system. In: *Journal of Forest Research*, 10(1), 57–60. p. doi:10.1007/s10310-004-0102-2
- WEISS, F., and LEIP, A. (2012): Greenhouse gas emissions from the EU livestock sector: A life cycle assessment carried out with the CAPRI model. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 149, 124–134. p. doi:10.1016/j.agee.2011.12.015
- WOHLFAHRT, G., HAMMERLE, A., HASLWANTER, A., BAHN, M., TAPPEINER, U., CERNUSCA, A. (2008): Seasonal and inter-annual variability of the net ecosystem CO₂ exchange of a temperate mountain grassland: effects of weather and management. In: *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 113(8), 1–14. p. doi:10.1029/2007JD009286
- XU, X., NIU, S., SHERRY, R. A., ZHOU, X., ZHOU, J., LUO, Y. (2012): Interannual variability in responses of belowground net primary productivity (NPP) and NPP partitioning to long-term warming and clipping in a tallgrass prairie. In: *Global Change Biology*, 18(5), 1648–1656. p. doi: 10.1111/j.1365-2486.2012.02651.x
- ZHANG, L., BRUCE, K., WYLIE, B.K., JI, L., GILMANOV, T.G., TIESZEN, L.L. (2010): Climate-driven interannual variability in net ecosystem exchange in the northern Great Plains grasslands. In: *Rangeland Ecology and Management*, 63, 40–50. p. <http://dx.doi.org/10.2111/08-232.1>

ZHANG, G., KANG, Y., HAN, G., MEI, H., SAKURAI, K. (2011): Grassland degradation reduces the carbon sequestration capacity of the vegetation and enhances the soil carbon and nitrogen loss. In: *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science*, 61(4), 356–364. p. doi:10.1080/09064710.2010.495079

10. MELLÉKLETEK

1. melléklet: A fajok gyakorisága (%) és szórása a legelt és a kaszált területen a mikrocönológiai felvételezés alapján (2011-2014 átlagok, Bugac)

Sorszám	Fajok	Legelt	szórás	Kaszált	szórás
1-3.	<i>Achillea</i> spp.; <i>A. setacea</i> , <i>A. collinea</i> , <i>A. pannonica</i>	21,48	24,80	18,95	20,52
4.	<i>Alopecurus pratensis</i>	0,19	0,33	0,00	0,00
5.	<i>Alyssum alyssoides</i>	1,33	1,95	0,10	0,18
6.	<i>Anchusa officinalis</i>	0,00	0,00	0,26	0,59
7.	<i>Anthemis ruthenica</i>	0,71	1,68	0,71	1,75
8.	<i>Arenaria serpyllifolia</i>	34,17	19,81	38,52	14,61
9.	<i>Asteraceae</i> spp.	0,07	0,17	0,00	0,00
10.	<i>Astragalus cicer</i>	0,10	0,23	0,38	0,93
11.	<i>Astragalus onobrychis</i>	0,00	0,00	0,02	0,06
12.	<i>Berteroa incana</i>	0,52	1,28	0,55	1,20
13.	<i>Boraginaceae</i> Sp.	0,00	0,00	0,02	0,06
14.	<i>Brachythecium</i> spp.	1,98	4,08	0,90	1,96
15.	<i>Bromus hordeaceus</i>	5,31	5,27	14,81	12,49
16.	<i>Bromus inermis</i>	0,00	0,00	0,05	0,12
17.	<i>Bryophytes</i>	6,71	10,57	2,02	3,97
18.	<i>Buglossoides arvensis</i>	0,31	0,76	0,21	0,28
19.	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	0,00	0,00	0,07	0,17
20.	<i>Carduus nutans</i>	0,00	0,00	0,14	0,29
21-24.	<i>Carex</i> spp.; <i>Carex stenophylla</i> , <i>C. divisa</i> , <i>C. liparicarpos</i> , <i>C. praecox</i>	42,02	28,64	39,62	25,53
25.	<i>Caryophyllacea</i> spp.	1,38	3,31	0,79	1,49
26.	<i>Centaurea</i> spp.	0,05	0,07	0,00	0,00
27.	<i>Cerastium</i> spp.; <i>C. pumilum</i> , <i>C. semidecandrum</i>	2,19	2,72	0,74	0,67
28-29.	<i>Chenopodium album</i>	0,07	0,12	0,07	0,17
30.	<i>Cirsium arvense</i>	0,07	0,12	0,07	0,17
31.	<i>Cirsium</i> spp. seedling	0,05	0,12	0,00	0,00
32.	<i>Convolvulus arvensis</i>	1,95	2,30	2,60	3,52
33.	<i>Conyza canadensis</i>	0,07	0,17	0,02	0,06
34.	<i>Crepis tectorum</i>	0,00	0,00	0,02	0,06
35.	<i>Cruciata ciliata</i>	0,05	0,12	0,00	0,00
36.	<i>Cruciata pedemontana</i>	2,21	4,29	8,62	8,33
37.	<i>Cynodon dactylon</i>	37,98	26,23	50,62	9,29
38.	<i>Dactylis glomerata</i>	1,88	3,48	0,60	1,46
39.	<i>Descurainia sophia</i>	0,05	0,12	0,00	0,00
40.	<i>Draba nemorosa</i>	0,24	0,39	0,07	0,13
41.	<i>Elymus repens</i>	24,33	22,61	26,10	15,71
42.	<i>Erigeron canadensis</i>	0,00	0,00	0,64	1,26
43.	<i>Erodium cicutarium</i>	2,10	4,72	5,36	11,33

44.	<i>Erophila verna</i>	0,02	0,06	0,10	0,23
45.	<i>Eryngium campestre</i>	2,74	3,51	6,36	12,11
46.	<i>Erysimum diffusum</i>	0,52	1,23	0,43	0,87
47.	<i>Euphorbia cyparissias</i>	0,07	0,17	0,00	0,00
48.	<i>Fabaceae</i> spp.	0,14	0,29	0,02	0,06
49.	<i>Falcaria vulgaris</i>	1,57	3,85	1,60	3,16
50.	<i>Festuca arundinacea</i>	0,50	1,22	0,00	0,00
51.	<i>Festuca pratensis</i>	0,02	0,06	0,00	0,00
52.	<i>Festuca pseudovina</i>	40,55	24,81	34,50	31,33
53.	<i>Galium verum</i>	14,05	16,43	6,93	8,02
54.	<i>Geranium pusillum</i>	3,40	3,50	5,05	7,86
55.	<i>Herniaria incana</i>	0,45	1,11	0,00	0,00
56.	<i>Holosteum umbellatum</i>	0,00	0,00	0,05	0,12
57.	<i>Inula britannica</i>	2,93	6,97	0,10	0,23
58.	<i>Knautia arvensis</i>	0,02	0,06	0,00	0,00
59.	<i>Koeleria cristata</i>	0,48	1,05	0,07	0,17
60.	<i>Lamium amplexicaule</i>	0,10	0,23	0,10	0,23
61.	<i>Lamium purpureum</i>	0,05	0,12	0,00	0,00
62.	<i>Leontodon hispidus</i>	0,17	0,41	0,05	0,12
63.	<i>Lepidium draba</i>	0,00	0,00	0,12	0,29
64.	<i>Marrubium peregrinum</i>	0,62	1,35	0,00	0,00
65.	<i>Medicago falcata</i>	19,93	17,49	18,38	24,22
66.	<i>Medicago lupulina</i>	0,43	0,98	1,24	1,70
67.	<i>Medicago minima</i>	5,50	6,79	3,36	5,09
68.	<i>Medicago</i> spp.	0,12	0,29	0,38	0,93
69.	<i>Medicago</i> spp. seedling	0,62	1,45	0,14	0,35
70.	<i>Ornithogalum umbellatum</i>	0,02	0,06	0,00	0,00
71.	<i>Plantago lanceolata</i>	0,19	0,47	3,55	6,42
72-74.	<i>Poa</i> spp.; <i>P. angustifolia</i> , <i>P. bulbosa</i> , <i>P. humilis</i>	45,02	27,58	38,29	21,32
75.	<i>Podospermum canum</i>	0,05	0,12	0,12	0,24
76.	<i>Polygonum aviculare</i> agg.	0,02	0,06	0,14	0,25
77.	<i>Polygonum bellardii</i>	0,00	0,00	0,02	0,06
78.	<i>Potentilla arenaria</i>	0,90	2,10	0,88	1,77
79.	<i>Potentilla argentea</i> agg.	1,05	2,57	2,57	5,73
80.	<i>Potentilla</i> spp.	3,52	7,85	0,24	0,58
81.	<i>Rhinanthus</i> spp.	0,00	0,00	0,07	0,12
82.	<i>Rumex acetose</i>	0,00	0,00	0,02	0,06
83.	<i>Rumex crispus</i>	0,05	0,12	0,00	0,00
84.	<i>Salvia nemorosa</i>	0,00	0,00	0,02	0,06
85.	<i>Scirpoides holoschoenus</i>	0,00	0,00	0,24	0,58
86.	<i>Securigera varia</i>	0,21	0,52	0,00	0,00
87.	Seedlings	8,81	9,56	8,26	7,93
88.	<i>Silene alba</i>	0,81	1,68	2,45	3,94
89.	<i>Silene conica</i>	0,10	0,12	0,10	0,12
90.	<i>Silene otites</i>	0,00	0,00	0,02	0,06

91.	<i>Stellaria media</i>	0,29	0,70	0,00	0,00
92.	<i>Taraxacum laevigatum</i> agg.	0,19	0,38	0,17	0,35
93.	<i>Taraxacum officinale</i>	0,43	0,63	1,24	1,51
94.	<i>Teucrium chamaedrys</i>	0,00	0,00	0,07	0,17
95.	<i>Thlaspi perfoliatum</i>	0,02	0,06	0,07	0,17
96.	<i>Tortula ruralis</i>	9,33	15,42	1,14	1,91
97.	<i>Trifolium arvense</i>	0,07	0,17	0,00	0,00
98.	<i>Trifolium campestre</i>	16,79	14,43	10,95	12,90
99.	<i>Trifolium repens</i>	1,14	2,17	0,00	0,00
100.	<i>Trifolium spp.</i>	0,07	0,17	0,95	2,00
101.	<i>Verbascum phoeniceum</i>	0,00	0,00	0,40	0,89
102.	<i>Veronica arvensis</i>	1,69	2,40	1,90	2,46
103.	<i>Veronica prostrata</i>	3,05	3,55	1,29	1,69
104.	<i>Veronica spp.</i>	0,38	0,93	0,12	0,24
105.	<i>Veronica spp. seedling</i>	0,00	0,00	0,64	1,57
106.	<i>Veronica triphyllos</i>	0,31	0,37	0,05	0,12
107.	<i>Vicia angustifolia</i>	2,26	3,58	0,24	0,44
108.	<i>Vicia spp.</i>	0,00	0,00	0,05	0,12
109.	<i>Viola arvensis</i>	0,60	0,74	1,52	3,32

11. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A kutatást az „AnimalChange” Európai Unió program (FP7, 2007-2013, n° 266018), a Szent István Egyetem Biológia Doktori Iskolája, a TÁMOP program (4.2.2/B-10/1-2010-011, 4.2.2.A-11/1/KONV-2012-0007), a Kutató Kari Kiválósági Támogatás (8526-5/2014/TUDPOL), illetve az MTA-Támogatott Kutatócsoportok Irodája finanszírozta.

Külön köszönöm a Kiskunsági Nemzeti Park dolgozóinak, Sípos Ferencnek, Krix Róbertnek, Klucsai Dávidnak, Ludnai Tündének, Illésné Papp Máriának, Hollósiné Arankának, Szűcs Zoltánnak és Vízhányó Jánosnak az általuk nyújtott gazdálkodási adatokat és segítségüket.

A jelen dolgozatban található elemzések a szerző véleményét, interpretációját tükrözik és nem a dolgozat elkészítéséhez segítséget nyújtó Kiskunsági Nemzeti Parknak, illetve a támogató MTA-nak a véleménye.

A kutatáshoz az MTA-SZIE Növényökológiai Kutatócsoport (<http://nofi.szie.hu/content/mta-szie-növényökológiai-kutatócsoport>) tagjai, illetve a SZIE-Növénytani és Ökofiziológiai Intézet (<http://nofi.szie.hu/>) dolgozói jelentős mértékben járultak hozzá. Külön köszönöm a nettó ökoszisztéma csere, illetve a meteorológiai állomás adatokat Pintér Krisztinának. Köszönettel tartozom továbbá az intenzív talaj és biomassza minták feldolgozásában nyújtott segítségükért Nagy Tiborné Déri Helgának, Lucsik Zsófiának, Surányi Bernadettnek, Guba Erikának, Berta Robertának, Sipőcz Viviennek, és Maraffai Ildikónak.

A cönológiai munkában nyújtott segítségükért köszönettel tartozom Besnyői Verának, Bartha Sándornak, Csathó András Istvánnak, Nagy Jánosnak, Tóth Zsuzsának, Szerdahelyi Tibornak, valamint Kálmán Nikolettának, Komoly Cecéliának, Vadkerti Ágnesnek, Szigeti Viktornak, Esztergályos Ivettnek és Kocsis Tibornak. A talajlégzés vizsgálatokban nyújtott segítségükért köszönettel tartozom Papp Mariannának, Balogh Jánosnak és Fóti Szilviának. Ugyancsak köszönöm Horváth László és Hidy Dóra segítségét a dinitrogén-oxid és a metán-fluxusok elemzésében, illetve Kertész Péter segítségét a műholdas adatok feldolgozásában.

Köszönöm Dr. Koncz Gábor, Koncz Gertrúd, Koncz Éva, Koncz Balázs és Steinhauser Rozália gyakorlati tanácsait.

Végül pedig köszönettel tartozom témavezetőmnek, Dr. Nagy Zoltánnak, a kutatási feltételek megteremtéséért és a szakmai segítségért.

