

**TERMÉSZETES ÉS ANTROPOGÉN HATÁSOK VIZSGÁLATA A TALAJ  
SZÉN- ÉS NITROGÉNFORGALMÁRA**

DOKTORI ÉRTEKEZÉS

DENCSŐ MÁRTON

Témavezetők:

Dr. Barcza Zoltán  
egyetemi docens

Hubainé Dr. Tóth Eszter  
tudományos főmunkatárs

Eötvös Loránd Tudományegyetem, Környezettudományi Doktori Iskola  
Környezetkémia Program

Doktori Iskola vezető: Dr. Turányi Tamás, egyetemi tanár

Doktori Program vezető: Dr. Turányi Tamás, egyetemi tanár



**ELTE**  
EÖTVÖS LORÁND  
TUDOMÁNYEGYETEM

Eötvös Loránd Tudományegyetem, Természettudományi Kar  
Földrajz- és Földtudományi Intézet, Meteorológiai Tanszék



Agrártudományi Kutatóközpont,  
Talajtani Intézet, Talajfizikai és Vízgazdálkodási Osztály

Budapest  
2023

DOI: 10.15476/ELTE.2023.048

# Tartalom

<b>Rövidítésjegyzék</b> .....	4
<b>1. Bevezetés</b> .....	5
<b>2. Szakirodalmi áttekintés</b> .....	8
2.1. A főbb üvegházhatású gázok bemutatása.....	8
2.2. A talaj C és N-ciklusa, valamint az ÜHG kibocsátásért felelős folyamatok.....	10
2.3. A talajok ÜHG kibocsátását befolyásoló tényezők.....	13
2.3.1. A léghőmérséklet és talajhőmérséklet hatása .....	13
2.3.2. A talajnedvesség-tartalom és a talaj tömörödésének hatása .....	15
2.3.3. A talajélet és a vegetáció hatása.....	17
2.3.4. A talajkémiai jellemzők hatása .....	20
2.4. A mezőgazdasági tevékenységek hozzájárulása a talaj ÜHG kibocsátásához....	21
2.4.1. Különböző földhasználati módok és a földhasználat-váltás hatása .....	21
2.4.2. A műtrágyák, illetve szerves trágyák hatása.....	22
2.4.3. Hagyományos és talajkímélő művelési módok hatása.....	25
2.4.4. A magyarországi szabadföldi kísérletek áttekintése .....	30
2.5. A talajok ÜHG kibocsátásának monitorozási lehetőségei .....	31
2.5.1. Kamrás mintavételi módszerek.....	32
2.5.2. Gázanalizátoros és laboratóriumi műszeres technikák .....	34
2.5.3. Mikrometeorológiai módszerek .....	35
<b>3. Anyagok és módszerek</b> .....	36
3.1. A vizsgálati helyszínek bemutatása.....	36
3.1.1. A Józsefmajori Kísérleti Tangazdaság talajművelési tartamkísérlete .....	36
3.1.2. A martonvásári trágyázási tartamkísérlet.....	39
3.2. Meteorológiai adatok.....	40
3.2.1. Meteorológiai adatok Józsefmajorban .....	40
3.2.2. Meteorológiai adatok Martonvásáron .....	41
3.2.3. A meteorológiai adatok feldolgozása.....	41
3.3. A szabadföldi talajhőmérséklet és talajnedvesség-tartalom vizsgálata.....	41
3.3.1. Talajhőmérséklet és talajnedvesség-tartalom monitoring mérések .....	41
3.3.2. Kézi talajhőmérséklet és talajnedvesség-tartalom mérések.....	42
3.3.3. A talajhőmérséklet és talajnedvesség-tartalom adatsorok feldolgozása .....	43
3.4. Szármadványok vizsgálata .....	44
3.5. A talajkémiai paraméterek vizsgálata .....	45

3.5.1.	A talajkémiai paraméterek rendszeres és alkalmi mérései .....	45
3.5.2.	A talajkémiai adatok feldolgozása .....	46
3.6.	A talaj CO <sub>2</sub> kibocsátásának szabadföldi vizsgálata.....	46
3.6.1.	A statikus kamrás mintavételi eljárás .....	46
3.6.2.	A dinamikus kamrás mérési eljárások .....	47
3.6.3.	A statikus és a dinamikus kamrás mérési módszerek összehasonlítása.....	49
3.6.4.	A talaj CO <sub>2</sub> kibocsátásának mérése Józsefmajorban .....	50
3.6.5.	A talaj CO <sub>2</sub> kibocsátásának mérése Martonvásáron .....	51
3.6.6.	A talaj CO <sub>2</sub> kibocsátás adatsorainak feldolgozása.....	52
3.7.	A talaj N <sub>2</sub> O kibocsátásának szabadföldi vizsgálata .....	54
3.7.1.	A talaj N <sub>2</sub> O kibocsátás mérések dinamikus kamrás módszere .....	54
3.7.2.	A talaj N <sub>2</sub> O kibocsátásának mérése Józsefmajorban .....	55
3.7.3.	A talaj N <sub>2</sub> O kibocsátásának mérése Martonvásáron .....	55
3.7.4.	A N <sub>2</sub> O kibocsátás adatsorainak feldolgozása .....	55
3.8.	A laboratóriumi talajoszlop és mikrokozmosz kísérletek bemutatása .....	56
3.8.1.	Talajművelés hatását vizsgáló oszlopkísérlet .....	58
3.8.2.	Műtrágyázás hatását vizsgáló oszlopkísérlet .....	58
3.8.3.	Szármaradványok hatását vizsgáló oszlopkísérlet.....	59
3.8.4.	Talajhőmérséklet-függést vizsgáló oszlopkísérlet .....	59
3.8.5.	Talajnedvesség-függést vizsgáló oszlopkísérlet .....	59
3.8.6.	Azonos talajnedvesség-tartalmú mikrokozmosz kísérlet.....	60
3.9.	Az adatsorok statisztikai elemzése .....	60
<b>4.</b>	<b>Eredmények .....</b>	<b>62</b>
4.1.	A józsefmajori talajművelési tartamkísérlet eredményei .....	62
4.1.1.	Léghőmérséklet és talajhőmérséklet.....	62
4.1.2.	Csapadékeloszlás .....	63
4.1.3.	A talajművelési kezelések talajnedvesség-tartalma .....	63
4.1.4.	Szármaradvány eredmények .....	66
4.1.5.	A talajművelési kezelések kémia jellemzői .....	67
4.1.6.	A talajrespiráció és a környezeti változók kapcsolata Józsefmajorban .....	70
4.1.7.	A talajművelési kezelések talajrespirációja szabadföldön.....	73
4.1.8.	A józsefmajori vegetációs és növény nélküli időszakok talajrespirációja...	76
4.1.9.	A talajoszlop kísérletek talajnedvesség-tartalma .....	77
4.1.10.	A talajoszlop kísérletek talajrespirációja .....	77
4.1.11.	A talajrespiráció és a környezeti változók kapcsolata laboratóriumban .....	79

4.1.12.	A talaj N <sub>2</sub> O kibocsátása és a környezeti változók közötti kapcsolat .....	80
4.1.13.	A talajművelési kezelések N <sub>2</sub> O kibocsátása szabadföldön .....	82
4.1.14.	A talajoszlop és mikrokozmosz kísérletek talajkémiai jellemzői .....	83
4.1.15.	A talajoszlop kísérletek N <sub>2</sub> O kibocsátása .....	86
4.1.16.	A N <sub>2</sub> O kibocsátás és a környezeti változók kapcsolata laboratóriumban ....	87
4.1.17.	A mikrokozmosz kísérlet N <sub>2</sub> O kibocsátása.....	88
4.2.	A martonvásári trágyázási tartamkísérlet eredményei .....	89
4.2.1.	Léghőmérséklet és csapadékeloszlás .....	89
4.2.2.	A trágyázási kezelések kémia jellemzői .....	90
4.2.3.	A talajrespiráció és a környezeti változók kapcsolata Martonvásáron .....	91
4.2.4.	A trágyázási kezelések talajrespirációja szabadföldön .....	93
4.2.5.	A martonvásári vegetációs és növény nélküli időszakok talajrespirációja ..	95
4.2.6.	A N <sub>2</sub> O kibocsátás és a környezeti változók kapcsolata Martonvásáron .....	96
4.2.7.	A trágyázási kezelések N <sub>2</sub> O kibocsátása szabadföldön .....	97
<b>5.</b>	<b>Az eredmények értelmezése .....</b>	<b>99</b>
5.1.	A talaj ÜHG kibocsátásának környezeti paraméterekkel való összefüggése.....	99
5.2.	A talajművelési kezelések ÜHG kibocsátásának különbsége .....	102
5.3.	A trágyázási kezelések ÜHG kibocsátásának különbsége .....	107
<b>6.</b>	<b>Összefoglalás .....</b>	<b>109</b>
<b>7.</b>	<b>Summary .....</b>	<b>111</b>
<b>8.</b>	<b>Új tudományos eredmények .....</b>	<b>112</b>
	<b>Köszönetnyilvánítás .....</b>	<b>113</b>
<b>9.</b>	<b>Melléklet .....</b>	<b>114</b>
<b>10.</b>	<b>Irodalomjegyzék.....</b>	<b>114</b>

## Rövidítésjegyzék

ÜHG: üvegházhatású gázok

H<sub>2</sub>O: víz, vízgőz

CO<sub>2</sub>: szén-dioxid

CH<sub>4</sub>: metán

OH: hidroxil-gyök

N<sub>2</sub>O: dinitrogén-oxid

NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: nitrát-ion

O<sub>3</sub>: ózon

ppm (parts per million): egész rész milliionoda

ppb (parts per billion): egész rész milliárdoda

SOC (soil organic carbon content): a talaj szerves szénkészlete

SIC (soil inorganic carbon content): a talaj szervetlen szénkészlete

SOM (soil organic matter): a talaj szervesanyag-tartalma

DOM (dissolved organic matter): a talaj oldott szervesanyag-tartalma

CaCO<sub>3</sub>: kalcium-karbonát

Rs (soil respiration): talajrespiráció, azaz a talaj CO<sub>2</sub> kibocsátása

GPP (gross primary productivity): bruttó primer produktivitás

NPP (net primary productivity): nettó primer produktivitás

R<sub>eco</sub>: ökoszisztéma szintű légzés

R<sub>h</sub> (heterotrophic respiration): heterotróf respiráció

R<sub>a</sub> (autotrophic respiration): autotróf respiráció

T<sub>a</sub> (air temperature): léghőmérséklet

T<sub>s</sub> (soil temperature): talajhőmérséklet

SWC (soil water content): talajnedvesség-tartalom

N<sub>2</sub>: elemi nitrogén

N<sub>tot</sub>: a talaj teljes nitrogén tartalma

NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: ammónium-ion

NH<sub>4</sub>-N: ammóniumnitrogén-tartalom

NO<sub>x</sub>: nitrogén-oxidok

NO<sub>2</sub><sup>-</sup>: nitrit-ion

NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: nitrát-ion

NO<sub>3</sub>-N: nitrátnitrogén-tartalom

C:N: szén-nitrogén arány

NO: nitrogén-oxid

NH<sub>2</sub>OH: hirdoxilamin

NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>: ammónium-nitrát

NH<sub>3</sub>: ammónia

## 1. Bevezetés

A földtörténet során a légköri üvegházhatású gázok koncentrációja változó volt, és kölcsönhatásban állt a mindenkori éghajlattal. Az emberi tevékenység hatására az ipari forradalom után a szén-dioxid (CO<sub>2</sub>), a metán (CH<sub>4</sub>) és a dinitrogén-oxid (N<sub>2</sub>O) légköri koncentrációja gyors ütemben emelkedni kezdett emiatt a természetes egyensúly felborult a globális biogeokémiai ciklusokban (elsősorban a szén- és nitrogénciklusban). A biogeokémiai ciklusok módosulása éghajlatváltozást indukált, ami az általános melegedés mellett különböző éghajlati anomáliákat (pl. szélsőségesen száraz időszakokat, vagy extrém csapadékeseményeket) okozott és fog okozni a világ számos területén (Ciais et al., 2013).

A téma relevanciája miatt számos kutatás foglalkozik a légköri üvegházhatású gázok forrásaival és nyelőivel, aktuális légköri mennyiségével, illetve a jövőbeli csökkentésüket illetve stabilizálódásukat célzó mitigációs lehetőségekkel (Xu és Shang, 2016; Haszpra et al., 2018; Barcza et al., 2020; Friedlingstein et al., 2020; Balogh et al., 2022). Az éghajlati rendszer jövőjének megértéséhez elengedhetetlenül fontos a globális és lokális szén- és nitrogénmérlegek becslése, illetve a folyamatok hátterében álló okok megértése. Emiatt ez a tudományterület manapság kiemelten fontos kutatási téma világszerte.

A talajok szén- és nitrogén mérlege igen fontos komponense a globális biogeokémiai ciklusoknak, melyeket az emberi tevékenység befolyásolhat a földhasználat váltás és a különböző talajművelési, trágyázási és egyéb agronómiai technikák alkalmazása során (Post és Kwon, 2000; Francioni et al., 2019). Ezeket a mérlegeket, illetve a talajeredetű kibocsátásokat igen nehéz becsülni, mivel a változatos éghajlati övek és talajtípusok nagyban befolyásolják a helyi kibocsátásokat és nyelőket. A bizonytalanságból fakadó ellentmondásokat minél több és minél hosszabb mérési adatsorral tudjuk feloldani, illetve a matematikai modellszámítások fejlesztésével tudunk a jövőre vonatkozó becsléseket adni (Hidy et al., 2016; 2022).

A különféle modellekkel előállított klímaszcenáriók alapján a közeljövőre valószínűsíthető a Kárpát-medence éghajlatának változása, melynek mértéke a távoli jövőben várhatóan még jelentősebb lesz (Bartholy et al., 2008). A jövőben a hőmérsékleti és csapadék extrémumok számának növekedésére lehet számítani a globális klímaváltozás miatt (Heim, 2015), az extrém időjárási események közül valószínűleg az aszályos időszakok megnövekedett száma lesz a legnagyobb hatással a szárazföldi szén ciklusra

(Frank et al., 2015). A változó éghajlat a mezőgazdasági termelést is befolyásolhatja, illetve ez által az alkalmazott agrotechnikák is módosulhatnak idővel. A szabadföldi vizsgálatok, illetve azokkal szoros kapcsolatban lévő biogeokémiai modellek fontos részét képezik a folyamatok megértésének, és a jövőbeni lehetséges adaptációk kereséséhez is segítséget nyújthatnak a mezőgazdaságban. A biogeokémiai modellek használata és azok fejlesztése (pl. az extrém időjárásra való érzékenységek) elengedhetetlen, melyek tartamkísérletekből és egyéb szabadföldi mérésekből származó hosszú távú adatsorok segítségével fejleszthetők a legkönnyebben (Rasmussen et al., 1998; Lamers et al., 2007; Uzoma et al., 2015).

Munkám során csernozjom talajokon beállított tartamkísérletekben vizsgáltam a talaj üvegházhatású gáz kibocsátását több évet átölelő talajrespiráció (CO<sub>2</sub> kibocsátás), illetve talaj N<sub>2</sub>O emisszió mérések segítségével. A józsefmajori tartamkísérletben a fő cél a **hagyományos szántás és kétféle talajkímélő kezelés hatásának vizsgálata volt a CO<sub>2</sub> és N<sub>2</sub>O kibocsátás vonatkozásában**, kiegészítve talajfizikai és –kémiai, illetve biomassza mérésekkel. Martonvásáron a fő cél a **szerves, illetve műtrágyázás hatásának számszerűsítése volt a talaj CO<sub>2</sub> és N<sub>2</sub>O kibocsátására, a trágyázás nélküli referencia mérés figyelembe vételével**. Ugyancsak célkitűzés volt kontrollált laboratóriumi körülmények között egyfaktoros kísérleteket végezni talajoszlopokon az egyes **környezeti hatások vizsgálatára**. Szántóföldi körülmények között ennek meghatározása igen bonyolult a sokféle, állandóan változó környezeti hatások miatt. Az eredményeket a nemzetközi szakirodalomban megjelent hasonló kutatásokkal, illetve a vizsgált területekről származó már megjelent eredményekkel hasonlítottam össze, és ezek fényében értelmeztem. Jelen kutatásban korlátozott számú és területű kísérletben vizsgáltam a legjellemzőbb, üvegházhatású gáz kibocsátásért felelős folyamatokat, melynek eredményei országos szintre nem tekinthetőek reprezentatívnak, viszont az adott területekről helyi szinten információt szolgáltatnak. A gázmérések jellegükből adódóan (kis számú ismétlés, nem napi rendszerességű mérések) a vizsgált területek abszolút kibocsátásáról csupán becslést adnak, viszont az agrotechnikai kezelések közötti különbségek felderítésére kiválóan alkalmasak. Az adatsorok magyarországi tartamkísérletek vizsgálatával járulnak hozzá a talaj üvegházhatású gáz kibocsátásának lehetséges magyarázataihoz, a bizonytalanságok megadása mellett pedig a különböző folyamat alapú modellek kalibrálására-validálására is lehetőség nyílik. A dolgozat szerves trágyázással foglalkozó adatsorai felhasználásra kerültek egy biogeokémiai modell validációja során (Hidy et al., 2022). A későbbiekben pedig – szigorúan meghatározott előfeltételek teljesítése után –

nemzetközi adatbázisok (Falge et al., 2017) számára is elérhetővé lehet tenni a kutatás eredményeit.

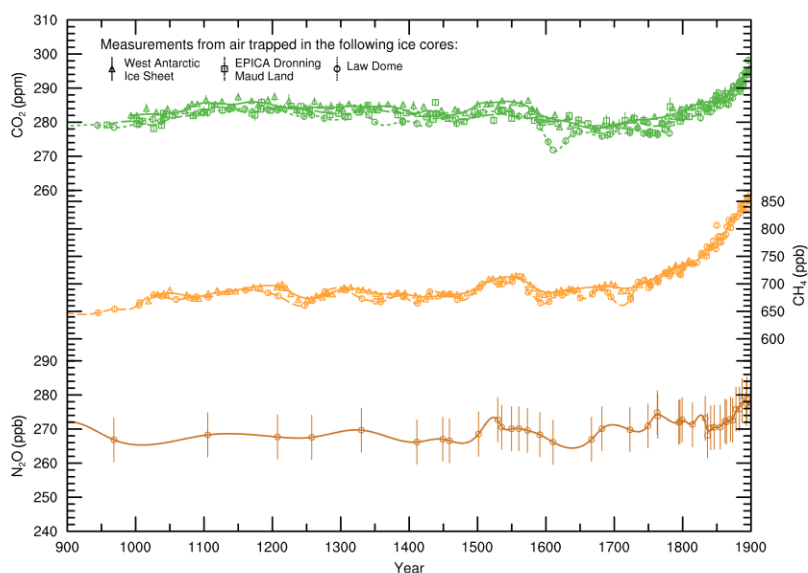


## 2. Szakirodalmi áttekintés

### 2.1. A főbb üvegházhatású gázok bemutatása

A Föld légkörében számos üvegházhatású gáz (ÜHG) van jelen természetes módon. A legjelentősebb ÜHG a légköri vízgőz ( $H_2O$ ), mely a természetes üvegházhatás körülbelül 50%-át okozza (Schmidt et al., 2010). A vízgőz mellett a második legjelentősebb ÜHG a szén-dioxid, majd nagyságrendekkel kisebb, de szintén fontos szerepe van a metánnak és a dinitrogén-oxidnak a légköri üvegházhatás alakításában. Összességében a hosszú tartózkodási idejű ÜHG-ok közül ez a három nyomgáz felel 80%-ban a teljes sugárzási kényszerért (Ciais et al., 2013).

Földtörténeti időskálán az ÜHG-ok légköri koncentrációjában nagyobb mértékű változásokat lehet kimutatni jégfurat minták alapján, viszont ezek a gázok az elmúlt tízezer évben a holocén időszak alatt viszonylag állandó, nagyon lassan növekvő koncentrációban voltak jelen. Az ipari forradalom után a  $CO_2$ ,  $CH_4$  és  $N_2O$  koncentrációi földtörténeti időskálán rövid idő alatt meredeken emelkedni kezdtek, ekkortól egyértelmű az ember okozta koncentrációváltozás és ezzel összefüggő klímaváltozás bekövetkezte (Ciais et al., 2013; 1. ábra).



1. ábra: A légkör  $CO_2$ ,  $CH_4$  és  $N_2O$  koncentrációja az elmúlt néhány száz évben (forrás: IPCC AR5(Ciais et al., 2013))

A földi ökoszisztéma szempontjából az egyik legjelentősebb ÜHG a CO<sub>2</sub>. Természetes forrásai a vulkánkitörések, a talaj, illetve a természetes szénmérleget nyelőként és kibocsátóként is befolyásolja a bioszféra. Antropogén forrásai főképp a különböző ipari tevékenységek (cementgyártás, hulladékkezelés, energiatermelés, stb.), a közlekedés és áru fuvarozás (fosszilis tüzelőanyagok égetése), a háztartási energiafelhasználás, valamint a mezőgazdaság (termőföld-hasznosítás, munkagépek üzemanyag felhasználása, talajművelés és trágyázás, állattartás, földhasználatváltás, erdőirtás, stb.). A CO<sub>2</sub> természetes nyelői a vegetáció (fotoszintézis), illetve az óceánok (fotoszintézis, beoldódás) (Musselman és Fox, 1991; Le Quéré et al., 2009; Tian et al., 2016; Friedlingstein et al., 2020). A szárazföld CO<sub>2</sub> megkötése az erdők újratelepítésével növelhető, illetve a földhasználatváltás és megfelelő agrotechnikák segítségével a talaj szénraktározása is serkenthető (Batjes, 1998; Grace, 2004). A CO<sub>2</sub> légköri koncentrációja az ipari forradalom előtt is növekvő tendenciát mutatott az emberiség megjelenésével, viszont ez sokkal kisebb mértékű volt (Ciais et al., 2013). A CO<sub>2</sub> jelenlegi koncentrációja globális átlagértékben 416 ppm (2022. október; (Tans, 2022).

A CH<sub>4</sub> potenciálisan erősebb ÜHG a CO<sub>2</sub>-hoz képest, viszont annál nagyságrendekkel kisebb koncentrációban fordul elő a légkörben. A CH<sub>4</sub> jelenlegi átlagos légköri koncentrációja 1906 ppb (2022. október; Dlugokencky, 2022a). Természetes forrásai a különböző, oxigénben szegény vizes élőhelyek (lápok és mocsarak), antropogén forrásai az ipar (fosszilis tüzelőanyagok égetése), illetve a mezőgazdaság (elsősorban szarvasmarha tartás és a rizstermesztés). A CH<sub>4</sub> természetes nyelői a troposzférikus hidroxil-gyökkel (OH) való reakciói, illetve rétek és szántóföldek talajai lehetnek. Az utóbbi évtizedekben a talajok CH<sub>4</sub> kibocsátása a legnagyobb mértékben a vizes élőhelyeken és rizsföldeken emelkedik, a rizstermesztés területi növekedése és a léghőmérséklet emelkedése következtében (Tian et al., 2015), míg az európai termőföldek a CH<sub>4</sub> kisebb mértékű nyelőiként viselkednek egyes kutatások alapján (Ciais et al., 2010).

A N<sub>2</sub>O a CO<sub>2</sub>-hoz képest szintén potensebb ÜHG (Trogler, 1999), viszont a légköri koncentrációja annál lényegesen kisebb, jelenleg 335 ppb körül alakul (2022. október) (Dlugokencky, 2022b). Természetes forrásai az óceánokban és más vizekben, illetve a talajokban történő különböző nitrifikációs és denitrifikációs mikrobiológiai folyamatok, főbb mezőgazdasági forrásai pedig mezőgazdasági területek trágyázása és a műtrágyagyártás (Trogler, 1999; Sun et al., 2021). A N<sub>2</sub>O kibocsátás az utóbbi évtizedekben a trágyázás révén jelentősen növekszik a világ minden részén, különösen a hegyvidékek mezőgazdasági területein, ami a növekvő hőmérséklettel magyarázható (Tian et al., 2015).

A talajok N<sub>2</sub>O kibocsátásánál jóval kisebb mértékű, de kimutatható jelenség a patakokból, folyókból származó áram, mely a mezőgazdasági területek trágyázásából származó nitrát (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) kimosódás miatt alakulhat ki (Audet et al., 2017). A N<sub>2</sub>O természetes nyelői elég ritkák, a N<sub>2</sub>O főleg légkörkéimiai (fotokéimiai) folyamatok lévén alakul át az atmoszférában, illetve bizonyos körülmények között mikrobiológiai nyelői is lehetségesek (Bates és Hays, 1967; Domeignoz-Horta et al., 2016; Sun et al., 2021; Liu et al., 2022). A N<sub>2</sub>O mellett, hogy üvegházhatással bír, ózon (O<sub>3</sub>) bontó folyamatokban is szerepet játszik, melyet a légkörben jelen lévő CO<sub>2</sub> pufferel (Portmann et al., 2012).

## 2.2. A talaj C és N-ciklusa, valamint az ÜHG kibocsátásért felelős folyamatok

A talaj szénkészlete igen bonyolult rendszert alkot, számos különböző vegyületből áll. Megkülönböztetünk szerves (SOC) és szervetlen (SIC) szénraktárakat. A SOC, ami a talaj teljes szervesanyag-tartalmának (SOM) mindegy 45-60%-át teszi ki, elhalt növényi és állati anyagokból, illetve mikrobiális biomasszából áll (Lal, 2016). A stabil SOC fontos részét képezi a humusz, melyet különféle humuszanyagok (oldhatatlan humin, illetve huminsavak és fulvosavak) alkotnak (Zavarzina et al., 2021). A SIC, azaz a talaj agyag és iszap frakcióban lévő ásványi összetétele leginkább különböző bikarbonátokból és karbonátokból (pl. kalcium-karbonát: CaCO<sub>3</sub>) áll (Christensen, 1996; Lal, 2016). A talaj szerves vegyületei lehetnek oldott (DOM) és szilárd formában is. A szilárd formájú szerves szénkészlet könnyen (labilis) és lassan/nagyon nehezen (stabil) lebomló elemekből áll, ezek a talaj különböző frakcióihoz kapcsolódhatnak. A DOM az egyik legbomlékonyabb SOM komponens, a talaj biotikus és abiotikus faktorai nagyban befolyásolhatják (Al-Graiti et al., 2022). A talaj szervesanyagának könnyen bomló elemei jellemzően a durva iszap és homokfrakcióban vannak, míg a nehezen bomló összetevők a finom iszap és agyag frakcióhoz kapcsolódnak. A talaj oldott és szilárd szervesanyag-tartalmának összetételére befolyással vannak olyan talajkéimiai paraméterek is, mint például a pH, illetve a már említett frakcióknak is van hatása a szervesanyag összetételére (Filep et al., 2022).

A talaj szénkészletének szerves vegyületeit a mikrobiológiai közösség megfelelő körülmények között hasznosítja, és a folyamat során CO<sub>2</sub> kibocsátás megy végbe, illetve a különböző talajlakó élőlények is hozzájárulnak a kibocsátáshoz. A talajnak egész évben mérhető CO<sub>2</sub> kibocsátása van, amit más néven talajrespirációnak (R<sub>s</sub>) is neveznek.

Éghajlatunkon jellemzően tavasztól ősziig a legnagyobb a  $R_s$ , majd télen legtöbbször minimális mértékűre csökken (Shi et al., 2012).

A növények fotoszintézisük által előállított összes szén mennyiségét nevezik bruttó elsődleges produkciónak (GPP), a növények gyökér respirációjukkal ( $R_{\text{root}}$ ), fenntartási, valamint növekedési légzésükkel pedig életműködésüket biztosítják. A biomasszában tárolt anyagmennyiséget nevezzük nettó elsődleges produkciónak (NPP). A teljes ökoszisztéma légzés ( $R_{\text{eco}}$ ) legnagyobb része a talajból ( $R_s$ ) származik. A  $R_s$  a GPP után globálisan a második legnagyobb szénáramnak tekinthető a szárazföld és légkör között, melynek nagy tér- és időbeli változékonysága van, és jól korrelál mind a GPP-vel, mind a NPP-vel (Xu és Shang, 2016). A globális klímaváltozás során a növekvő légköri  $\text{CO}_2$  koncentráció, illetve a növekvő nitrogénülepedés a talajrespirációra is visszacsatoló hatással van. A nagyobb légköri  $\text{CO}_2$  koncentráció miatt a jövőben várhatóan nőni fog a növények  $\text{CO}_2$  felvétele, ezáltal nő a NPP, illetve nitrogén hasznosításuk is jobb lesz. Ezzel együtt a termésátlagok nem feltétlen emelkednek a remélt mértékben (Leakey et al., 2009), és a megnövekedett növényi aktivitás (gyökéraktivitás és gyökérnövekedés) nagyobb talajrespirációval is járhat (Pendall et al., 2001; Keidel et al., 2015). A nagyobb  $\text{CO}_2$  koncentráció miatt bekövetkező növekvő talajrespiráció mellett a talaj növekvő szénraktározásával is számolni lehet, viszont ez nem feltétlen tudja ellensúlyozni a kibocsátásokat. A talaj jövőbeli megnövekedett szénraktározása, vagy szénvesztése vegetációfüggő jelenség (Schlesinger és Andrews, 2000; van Groenigen et al., 2014; Terrer et al., 2021).

A teljes talajrespirációt több összetevőre lehet bontani. A talaj mikrobiális közössége és a talajfauna által okozott  $\text{CO}_2$  kibocsátást heterotróf respirációnak ( $R_h$ ) nevezik, a teljes kibocsátás másik összetevője pedig az autotróf respiráció ( $R_a$ ), azaz a növények gyökérlégzése. Gyökérlégzés során beszélhetünk a rizoszférában a növények gyökerével szoros kapcsolatban élő  $\text{CO}_2$  termelő mikroorganizmusok, illetve a gyökérzet tényleges gázcserejéről. Utóbbi esetén diffúzió során a gyökérzet sejtjeibe a talaj pórusaiból oxigén áramlik, a növény a megtermelt energia egy részét pedig a növekedésre fordítja, eközben a gyökérből  $\text{CO}_2$  kibocsátást lehet megfigyelni. A teljes  $R_s$  változékonyságát az olyan környezeti paraméterek befolyásolják, mint a talajhőmérséklet ( $T_s$ ) és a talajnedvességtartalom (SWC) (Bond-Lamberty et al., 2019), melyek a következő fejezetekben kerülnek kifejtésre.

A talaj szén ciklusának a másik jelentős ÜHG komponense a  $\text{CH}_4$ , kibocsátása leginkább oxigénben szegény területeken, például vizes élőhelyeken vagy vízzel elárasztott

rizsföldeken jellemző, míg a talaj CH<sub>4</sub> nyelése inkább különböző kaszálókon, réteken fordulhat elő (Pennock et al., 2010; Imer et al., 2013; Yao et al., 2013). Oxigénben szegény környezetben metanogén mikroorganizmusok a talaj szervesanyagait lebontják, és CO<sub>2</sub>, valamint CH<sub>4</sub> keletkezik, míg a talajlakó metanotróf szervezetek a CH<sub>4</sub>-t használják fel, így nyelő szerepük van (Le Mer és Roger, 2001). Hazai körülmények között nem jellemző a talaj jelentősebb CH<sub>4</sub> kibocsátása szántóföldi körülmények között, ezért nem képezi szorosan a dolgozat tárgyát.

A talaj nitrogén ciklusának legismertebb folyamataiban különböző nitrogén-formák vesznek részt, melyek mikrobiológiai úton átalakulnak egymásba egy körfolyamatot alkotva. A nitrogénfixáló baktériumok az elemi nitrogénből (N<sub>2</sub>) ammóniumot (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), pontosabban ammónium tartalmú vegyületeket állítanak elő, melyekből a nitrifikáló baktériumok tevékenysége során nitrit (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) és nitrát (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) tartalmú vegyületek keletkeznek. A denitrifikáló baktériumok a NO<sub>3</sub><sup>-</sup> felhasználásával tartják fent életfunkcióikat, így N<sub>2</sub>O és ezzel párhuzamosan újra N<sub>2</sub> keletkezik, ezek a gázok pedig kijuthatnak a légkörbe (Friedl et al., 2016). A talajból a légkörbe jutó N<sub>2</sub>O:N<sub>2</sub> arány a talaj elérhető NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, szerves széntartalmától, pH-jától, oxigén és vízellátottságától függ (Senbayram et al., 2012; Sagggar et al., 2013). A talaj N<sub>2</sub>O kibocsátását nitrifikáló, és nagyobb részt denitrifikáló baktériumok közössége, ritkábban kémiai folyamatok eredményezik (Ma et al., 2008; Hénault et al., 2012; Grave et al., 2018; Pareja-Sánchez et al., 2020). Egy összefoglaló tanulmány mintegy kilenc különféle lehetséges folyamatról számol be (Butterbach-Bahl et al., 2013), melyek eredményeként N<sub>2</sub>O jut a légkörbe. A talajkörnyezet határozza meg, hogy nitrifikáció vagy denitrifikáció áll a talaj N<sub>2</sub>O kibocsátásának hátterében. A különböző nitrogénformákból, műtrágyák hatására NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-vegyületek, illetve ammónia (NH<sub>3</sub>) is keletkezhetnek, melyek szintén bekapcsolódnak a folyamatokba és meghatározhatják a talajban történő mikrobiális folyamatokat.

A nitrogénciklust nem lehet elválasztani a szén ciklustól, azok egymással szoros kapcsolatban vannak a talaj-növény-mikroba rendszer által (Soussana és Lemaire, 2014). A nitrogénciklus vizsgálata során az élőlények tevékenységével, az elhalt növényi és állati szervesanyagok bomlásával is számolni kell. A talajlakó élőlények nitrogén mineralizációs tevékenységükkel (szervesanyag feldarabolás, keverés, kiválasztás stb.) a talajszerkezetre (nitrogén kimosódás elősegítése), illetve a mikrobiótára való hatásukkal járulnak hozzá a körfolyamathoz, a növények pedig a későbbi nitrogén felvételükkel, elhalt szervesanyagaikkal, gyökérnedveikkel, gyökér-mikroba kapcsolataikkal befolyásolják a nitrogénciklust (van Groenigen et al., 2015). Az előzőekben bemutatott nitrogénciklus a

műtrágyázás elterjedésével nagymértékben módosult az utóbbi évtizedekben, ezzel többlet nitrogén kibocsátások jelentkeztek (Powlson, 1993). A mezőgazdasági tevékenységek befolyásolják egy terület laterális nitrogén áramait, illetve a talaj nitrogén kimosódását is elősegíthetik, ezzel a felszíni és felszín alatti víztestekben okozva nitrogén felhalmozást (Ajdary et al., 2007; Sarkar et al., 2011; de Vries et al., 2021). A légkör nitrogén ülepedését szintén befolyásolja az intenzív mezőgazdaság az  $\text{NH}_3$ , és különböző nitrogén-oxidok ( $\text{NO}_x$ ) kibocsátásával. A száraz (szilárd és gázcsepp) és nedves ülepedés (csapadékban oldottan) károsan hat a növényi életre és csökkenti a diverzitást, nehezen visszafordítható károkat okozva (Bobbink et al., 2010; Payne et al., 2017).

A talaj C és N-ciklusához köthető ÜHG kibocsátásoknak nagyon nagy mértékű időbeli változékonysága van, mely többek között az időjárástól (léghőmérséklettől ( $T_a$ ) és a csapadéktól) függ (Barcza et al., 2009), illetve a kibocsátások vizsgálata során térbeli heterogenitással is számolhatunk (Süle et al., 2021). Különösen  $\text{N}_2\text{O}$  esetében úgynevezett kibocsátási „hot-spot”-okat lehet megfigyelni, melyeket jellemzően a talaj legfelsőbb rétegének kémiai, illetve fizikai paraméterei (tömörség,  $T_s$ , SWC) határoznak meg (Christensen et al., 1990; Röver et al., 1999; Pihlatie et al., 2007; Ellert és Janzen, 2008). Az eltérő talajkörnyezetből adódóan a talaj mikrobiológiai közösségének még homogénebb környezet (pl.: szántóföld) esetén is területi heterogenitása van, ami szintén befolyásolhatja az ÜHG kibocsátás területi változékonyságát (Franklin és Mills, 2003).

### 2.3. A talajok ÜHG kibocsátását befolyásoló tényezők

#### 2.3.1. A léghőmérséklet és talajhőmérséklet hatása

Egy terület léghőmérséklete ( $T_a$ ) jól meghatározza a talaj felszíni és mélyebb rétegeiben mérhető hőmérsékletét (Hursh et al., 2017). A talaj  $\text{CO}_2$  kibocsátásának egyik fő környezeti faktora a talaj felszíni hőmérséklete ( $T_s$ ), így az a kibocsátások időbeli menetére hatással van (Fang et al., 1998; Gaumont-Guay et al., 2006; Saiz et al., 2006; Kong et al., 2019). Mivel a  $T_a$  és a  $T_s$  szoros kapcsolatban vannak egymással, az ÜHG kibocsátást mindkettő befolyásolja (Furon et al., 2008), viszont a kibocsátások  $T_s$  függése nagyobb (Kicklighter et al., 1994). Egy terület átlagos lég- és talajhőmérsékletén mért talajrespiráció jól közelíti az évi átlagos talajrespirációt (Jian et al., 2020), viszont a minél pontosabb összefüggések feltárása érdekében a rendszeres monitoring elengedhetetlen.

Szabadföldön végzett kutatások szerint a  $T_s$  földhasználati módoktól függően hozzávetőlegesen 13-46%-ban, klímakamrában akár 35-66%-ban magyarázhatja a talajok  $CO_2$  kibocsátását (Reth et al., 2005). Fűves területeken végzett kísérletek szintén alátámasztják a talajrespiráció nagymértékű talajhőmérséklet-függését, a talajhőmérséklet 65-87%-ban határozhatja meg a talajok kibocsátását (Imer et al., 2013). Ez többek között azért lehet, mert a magasabb talajhőmérséklet elősegíti a talaj szerves anyagának bomlását, illetve a növényi növekedést és a gyökérfejlődést is.

A talaj  $CO_2$  kibocsátásának hőmérsékletfüggése minden biom esetén megfigyelhető, viszont annak érzékenysége eltérő lehet (Carey Joanna et al., 2016). A teljes talajrespiráció napi, illetve éves menetét a talaj hőmérséklete és a vegetáció fejlődése együttesen irányítja, és a kibocsátás egyes komponensei másképp reagálnak a különböző környezeti változókra. Zhao és Shi (2017) szerint a gyökérlégzés éves menete inkább önmagában a talajhőmérséklet dinamikájára érzékenyebb, a mikrobiológiai respiráció menetét pedig a talajhőmérséklet és a talajnedvesség-tartalom együttes hatása irányítja. Lloyd és Taylor (1994) kutatásában a NPP évszakos változása nagyon érzékeny a talajrespiráció és hőmérséklet kapcsolatára. A talajrespiráció hőmérsékletfüggését a növényzet befolyásolja, egy sűrű gyökérszövetű erdőben nagyobb az autotróf talajrespiráció hőmérséklet érzékenysége, mint csupasz talaj esetében mérhető heterotróf kibocsátásé (Boone et al., 1998).

A talajhőmérséklet és a  $CO_2$  kibocsátás között legtöbbször nem lineáris, hanem exponenciális, vagy Arrhenius típusú egyenlettel leírható összefüggést lehet kimutatni (Buchmann, 2000; Jianwen et al., 2004; Schaufler et al., 2010; Zhang et al., 2013b; Han et al., 2014). Fontos megemlíteni, hogy ezek az összefüggések csupán látszólagos kapcsolatot jelentenek a talajrespiráció és talajhőmérséklet között és túl egyszerűek, hogy leírják a változásokat. Ez azzal magyarázható, hogy a már említett vegetáció, a talajélet és egyéb abiotikus faktorok befolyással bírnak a kibocsátásokra és azok hőmérsékleti érzékenységére (Subke és Bahn, 2010). A talajrespiráció és a talajhőmérséklet kapcsolatának leírhatósága az abiotikus faktorok közül többek között a talajnedvesség-tartalomtól és a talajban elérhető szénfrakciók fajtájától is függhet, viszont a talaj típusától kevésbé (Lellei-Kovács et al., 2016; Numa et al., 2021). A különböző befolyásoló tényezők szétválasztására szükséges egyfaktoros laboratóriumi kísérletek beállítása, illetve a hőmérsékleti érzékenység  $Q_{10}$  (10 °C-os hőmérséklet emelkedésre mekkora mértékben változik a kibocsátás) vizsgálata is célszerű (Meyer et al., 2018).

A talaj felszíni hőmérséklete meghatározza annak N<sub>2</sub>O kibocsátását is, azonban az nem tekinthető a kibocsátások legfőbb környezeti faktorának. A kibocsátás és a hőmérséklet között jellemzően pozitív korreláció van, mivel mind a nitrifikációs, mind a denitrifikációs folyamatoknak kedvez a talaj hőmérsékletének emelkedése (Tan et al., 2018; Horák et al., 2020). Elérhető olyan kutatás, mely negatív összefüggésről számol be, ami a magas hőmérsékleteken megfigyelhető kisebb talajnedvesség-tartalom hatásával magyarázható (Bouteldja et al., 2021). A talaj ÜHG kibocsátásának környezeti változóktól való függése laboratóriumi körülmények között sokszor erősebb, mint a szabadföldi vizsgálatok során az egytényezős vizsgálat miatt (Dencső et al., 2021).

### 2.3.2. A talajnedvesség-tartalom és a talaj tömörödésének hatása

A talajnedvesség-tartalomnak fontos szerepe van a Föld éghajlati rendszerében (Seneviratne et al., 2010) és a talaj ÜHG kibocsátásában. Egyes biotopok esetében a talaj CO<sub>2</sub> kibocsátásának fő meghatározója a talajnedvesség- és a szervesanyag-tartalom, viszont globálisan vizsgálva a talajnedvesség-tartalom talajrespirációt befolyásoló szerepe kisebb a talaj hőmérsékleténél. A talajnedvesség-tartalmat általánosan a kibocsátások második legfontosabb környezeti tényezőjeként tartják számon (Buyanovsky et al., 1986; Gaumont-Guay et al., 2006; Saiz et al., 2006; Ding et al., 2007b; Hursh et al., 2017).

A talajnedvesség-tartalom és a talajrespiráció közötti korreláció lehet pozitív (Hou et al., 2016; Insaf et al., 2021) és negatív is (Ussiri és Lal, 2009). Fontos a vizsgálati tartomány megfelelő megválasztása, mivel számos kutatás eredménye arra mutat rá, hogy egy adott talajnedvesség-tartományon belül nő a CO<sub>2</sub> kibocsátás, összességében pedig parabolikus függvény szerint változik a kapcsolat (Davidson et al., 2000; Schaufler et al., 2010). Összességében a talaj ÜHG kibocsátásának maximuma optimális talajnedvesség-tartalom esetén magasabb hőmérsékleten, illetve elegendő szubsztrátum jelenléte során következhet be (Liang et al., 2016). Orchard és Cook (1983) kutatása szerint a mikrobiológiai aktivitásból származó CO<sub>2</sub> kibocsátás és a talajnedvesség-tartalom között lineáris a kapcsolat mindaddig, amíg elegendő szubsztrátum állt rendelkezésre. A talajrespiráció talajnedvesség-tartalom optimumára nem csak az elérhető széntartalom, de a talaj agyagtartalma is hatással lehet (Balogh et al., 2011).

A különböző kémiai és környezeti változók nem csak a talaj ÜHG kibocsátásának mértékét, de annak időbeli menetét is meghatározzák. Hosszan tartó száraz időszakok csökkenthetik a talaj CO<sub>2</sub> kibocsátását, a csapadékesemények után a talaj újranedvesedése,



vagy a tavaszi hóolvadás pedig növelheti azt (Borken et al., 1999; Furon et al., 2008), mivel a talaj mikrobiológiai közösségének aktivitásában pulzusszerű emelkedést eredményez a megemelkedő talajnedvesség-tartalom (Orchard és Cook, 1983; Davidson et al., 2000; Davidson et al., 2012; Moyano et al., 2013). A talajrespiráció száradási-újranedvesedési ciklusokra történő hirtelen reakcióját olyan körülmények befolyásolják, mint a már említett elérhető szénforrás, vagy a talajhőmérséklet (Chatterjee és Jenerette, 2011; Liang et al., 2016). Összességében elmondható, hogy vegetációs és talajkémiai hatásokon felül a talajnedvesség-tartalom és a talajhőmérséklet együttesen akár 70-83%-ban is meghatározhatja talajrespiráció menetét (Zhang et al., 2013a).

A talajnedvesség-tartalom nem csak időben, de térben is befolyásolja a kibocsátásokat, és a két jelenség között akár ellentmondást is felfedezhetünk. Kosugi et al. (2007) szerint kisebb kibocsátást lehet megfigyelni egy terület nedvesebb részein, viszont az időbeliséget vizsgálva a szárazabb időszakokban már csökken a kibocsátás. A nagyobb talajnedvesség-tartalom elősegíti a talajrespirációt, de vannak olyan limitáló faktorok, mint a telített talaj kisebb gázdifúziivitása, illetve a talajbiológiai és kémiai paraméterek változása is. A talajrespiráció területi heterogenitása jobban függhet a talajnedvesség-tartalomtól szárazabb körülmények között, mint nedves talajállapot esetén (Fóti et al., 2014).

A talaj N<sub>2</sub>O kibocsátásának legjelentősebb környezeti faktora a talajnedvesség-tartalom (Choudhary et al., 2001; Jena et al., 2012). Minél nagyobb a talaj nedvességtartalma, annál kisebb az oxigénellátottsága, mely a denitrifikációs potenciált növeli (Heinen, 2006). A talaj N<sub>2</sub>O kibocsátása és nedvessége között egy bizonyos vizsgálati tartományban lineáris vagy exponenciális kapcsolat lehet (Hou et al., 2016; Dencső et al., 2021), illetve sok esetben egy adott talajnedvesség-tartalom (pl. szabadföldi vízkapacitás) felett ugrásszerűen kezdődnek a denitrifikációs folyamatok (Christensen et al., 1990). Bizonyos talajnedvesség-tartalom felett csökkenhet a talaj N<sub>2</sub>O kibocsátása, például a csökkenő gázdifúziivitás miatt (Deepagoda et al., 2019; Deepagoda et al., 2020; Jayarathne et al., 2021). Nem csak az aktuális, de a historikus talajnedvesség-tartalom is befolyásolhatja a talaj mikrobiológiai közösségét, ezáltal a N<sub>2</sub>O kibocsátásokat (Banerjee et al., 2016). A nitrifikációs folyamatok hatékonysága csökken a talaj nedvesség-tartalmának növekedésével, míg a denitrifikáció növekszik az aerob és az oxigénszegény környezet váltakozásának hatására (Tan et al., 2018), így e két folyamat is dinamikusan változhat. A denitrifikációs folyamatok optimum hőmérséklete és talajnedvesség-tartalma jóval magasabb a nitrifikációs folyamatokéhoz képest, ezzel párhuzamosan a N<sub>2</sub>O kibocsátás is jóval magasabb lehet ilyenkor (Ding et al., 2007a).

N<sub>2</sub>O kibocsátás eseményeket lehet detektálni esőzések, vagy hosszan tartó csapadékosabb időszakok, azaz a talaj újranedvesedése során (Li et al., 1992). A kibocsátások éves menete követi a csapadék eloszlását (Haszpra et al., 2018) amellet, hogy a terület változó fizikai-kémiai tulajdonságai is befolyásolhatják. Talajeredetű N<sub>2</sub>O kibocsátást lehet detektálni a tavaszi hóolvadás alkalmával is (Furon et al., 2008; Congreves et al., 2017; Chen et al., 2018), az éves kibocsátás akár 40%-a is a fagyás-olvadás eseményekhez köthető (Baral et al., 2022). Hazánkban ez a jelenség egyre jobban veszít jelentőségéből, egy átfogó analízis szerint a talaj újranedvesedése és a fagyott talajok kiolvadása során megemelkedett ÜHG (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>) kibocsátás legnagyobb mértékben melegebb klimatikus viszonyok között jelentkezik (Kim et al., 2012). A nagy talajnedvesség-tartalom és a talaj száraz időszak utáni újranedvesedése mellett a talaj tömörödése is kedvező körülményeket teremt a talaj N<sub>2</sub>O kibocsátásának (Yamulki és Jarvis, 2002; Ruser et al., 2006; Bessou et al., 2010; Hénault et al., 2012), szintén az oxigénben szegényebb környezet denitrifikációs folyamatokra való jótékony hatása miatt.

### 2.3.3. A talajélet és a vegetáció hatása

A talaj CO<sub>2</sub> kibocsátásának mértékét a vegetáció típusa (erdő, vizes élőhely, szántóföldi növények, vagy növénytársulások) befolyásolhatja (Dyer et al., 2012; Han et al., 2014; Wang et al., 2016), illetve annak éves menetét is meghatározza a növények jelenléte és fejlődése (Lee et al., 2009; Insaf et al., 2021). A növények a talajkémiai paraméterek befolyásolásán keresztül indirekt módon is hatással vannak a kibocsátások mértékére (Varvel és Wilhelm, 2011). Raich és Tufekciogul (2000) szerint, bár a vegetáció befolyásolja a talajrespirációt, de annak fő meghatározói inkább az éghajlati és talajkörnyezeti paraméterek, a hozzáférhető szubsztrát és a növénymaradványok (erdő esetén az avartakaró). Szántóföldi körülmények között a kibocsátás időbeli változékonyságát jelentős részben a már bemutatott abiotikus faktorok, a vetett növények felszín alatti és feletti biomasszája, NPP-jének együttes hatása határozhatja meg. Csak a látszólagos talajhőmérséklet-függéssel számolva alul- esetleg felülbecslés történik a kibocsátás időbeli lefutásának modellezése során (Han et al., 2007).

A talaj teljes CO<sub>2</sub> kibocsátását vizsgálhatjuk a heterotróf és autotróf respirációk elkülönítése segítségével is. Kelting et al. (1998) erdőben végzett kutatása szerint a talajrespiráció egyes elemei különböző mértékben járulnak hozzá a talaj teljes CO<sub>2</sub> kibocsátásához: a gyökér nélküli mikrobiológiai eredetű R<sub>n</sub> kibocsátás 48%-ban, a

rizoszféra mikrobiológiai respiráció 20%-ban, míg a  $R_a$  gyökerrespiráció 32%-ban. Szintén erdőben végzett kutatások alapján a  $R_h$  aránya a teljes talajrespirációban a mérési módszertől függően 42-53%, illetve akár több mint 70% is lehet (Buchmann, 2000; Carbone et al., 2016). Ezekhez képest Zhang et al. (2013b) szerint szántóföldi területen kukorica és búza vetése esetén 29% és 36%-ban az  $R_a$  lehet felelős a talaj teljes  $CO_2$  kibocsátásáért, míg egy másik szántóföldön végzett kutatás a gyökér- és rizoszféralégzés arányát 27-30%-ra becsülte a teljes talajrespirációban (Raich és Mora, 2005). Fűves gyepek esetében a gyökérlégzés 21%, illetve 35-45%-át teheti ki a teljes talajrespirációnak (Silvola et al., 1996; Jauhiainen et al., 2012), hazai kísérletek szerint pedig ez a részarány 36-71% volt és erősen függött a nedvességtől (Balogh et al., 2016). Egyes kísérletek szerint szárazabb időben a növényi gyökérlégzés, míg nedves időben inkább a mikrobiológiai aktivitás a meghatározóbb egy terület  $CO_2$  kibocsátásában (Rochette et al., 1991), más kutatások szerint aszály idején inkább a  $R_h$  a nagyobb mértékű, az  $R_a$  pedig érzékeny a szárazságra (Balogh et al., 2016; Balogh et al., 2019). A szakirodalomban fellelhető ellentmondásokat a különböző földhasználati módok és az eltérő vegetáció környezetre sok esetben gyakorolt különböző reakcióival lehet magyarázni.

A növények gyökerének térbeli eloszlása befolyásolja a talajrespiráció térbeli heterogenitását is (Fang et al., 1998). Erdőben a fáktól távol eső nyílt területeken a gyökerek ritkább eloszlása vagy hiánya miatt nagymértékben lecsökkenhet a talajrespiráció (Tang és Baldocchi, 2005). A növényekhez közel az  $R_a$ , míg tőlük távol a nagyrészt mikrobiológiai eredetű  $R_h$  aránya nő meg a teljes talajrespiráción belül (Jauhiainen et al., 2012; Zhao és Shi, 2017). Szántóföldi területen a talaj  $CO_2$  kibocsátásának területi heterogenitását nemcsak méteres, hanem centiméteres nagyságrendben is értelmezni lehet, például a vetési sor és sorköz különbségei miatt. A sorban és a sorközben a gyökerek eloszlása, illetve a talaj tömörödöttsége eltér egymástól, így az a talajrespiráció heterogenitásához vezet (Rochette et al., 1991). Fontos azt is megemlíteni, hogy az  $R_a$  és  $R_h$  aránya a talaj teljes  $CO_2$  kibocsátásában nem csak területileg változik, de évszakos változékonysága is kimutatható (Saiz et al., 2006).

A talaj szervesanyag-tartalmát befolyásoló növényi maradványok is beleszólnak a heterotróf és autotróf folyamatokba területhasznosítástól függetlenül. Az erdőben felgyülemelő avar és a hajszálgyökérszövet NPP-ja jól korrelál a talaj heterotróf respirációjával (Bond-Lamberty et al., 2004), szántóföldi területeken pedig az aratás után sok esetben a területen hagyott szármaradványok bedolgozása vagy a felszíni mulcstakaró befolyásolja a kibocsátásokat. A mulcstakaró növelheti a talaj nedvességtartalmát, csökkentheti annak

kiszáradásra való hajlamát, illetve csökkentheti a talajhőmérsékletet is (Akhtar et al., 2019). A szántóföldi területeken hagyott szármagok vagy az erdők avartakarója legtöbbször növelik a CO<sub>2</sub> kibocsátásokat, mivel kedvező talajkörülményeket teremtenek a mikrobiológiai folyamatoknak, illetve magának a takarónak is lehet kibocsátása.

A talajlakó élőlények szintén hozzájárulhatnak a talaj CO<sub>2</sub> kibocsátásához a heterotróf respiráció, illetve a talajkörülményekre gyakorolt hatásuk által. Egyes kutatások szerint a talaj ÜHG kibocsátását megemeli a gyűrűsféreg abundanciájának növekedése (Bohlen és Edwards, 1995; Barbosa et al., 2017), mások szerint a talaj mezofaunája (gyűrűsféreg, kollembolák) nincs hatással a kibocsátásokra (Chang et al., 2016a; Frouz et al., 2020). A földigiliszták megnövelhetik a talaj makroaggregátumainak számát, így növelve a szénraktározást, ezzel ellentétesen akár a talaj CO<sub>2</sub> kibocsátást is megemelhetik mineralizációs tevékenységeik során (Bossuyt et al., 2005; Pulleman et al., 2005; Zhang et al., 2013c; Garnier et al., 2022). Nagy szervesanyag-tartalom és C:N arány esetén a földigiliszták jelenléte növelheti az ÜHG (mind CO<sub>2</sub>, mind N<sub>2</sub>O) kibocsátásokat mineralizációs tevékenységük és a talajszerkezetre, illetve a denitrifikáló közösségre való hatásuk miatt (Nebert et al., 2011; Lubbers et al., 2013). A földigiliszták szerepe a talajrespirációban évszakos mintázatot követ, időjárás és a tápanyag-utánpótlás függvénye (Wessells et al., 1997).

A talaj N<sub>2</sub>O kibocsátásáért számos mikroorganizmus felelős. A denitrifikációban részt vehetnek többek között különböző *Pseudomonas* fajok (Jena et al., 2012). A tavaszi hóolvadás során jelentkező 0°C alatti és 0°C feletti hőmérsékletingadozás a kibocsátásokat befolyásoló mikrobiológiai közösség dinamikáját is megváltoztatja. Wertz et al. (2013) szerint 0°C-nál alacsonyabb hőmérsékleten az ammónia-oxidáló baktériumok (AOB) és archeák (AOA), a *Nitrospirák* és egyes denitrifikálók abundanciája alacsony, míg a *Nitrobacter* és más denitrifikálók a hőmérsékletre nem érzékenyek. Németh et al. (2014) szerint hóolvadáskor mind nitrifikálók, mind denitrifikálók jelen lehetnek a talajban, az ekkor jelentkező nagyobb N<sub>2</sub>O kibocsátási események pedig fordítottan arányosak a talajban lévő dinitrogén-oxid reductáz enzim aktivitásával.

A talaj élővilága befolyásolja az ÜHG kibocsátás környezeti paraméterekre való érzékenységét. A vegetáció módosító hatása miatt ezeket az összefüggéseket látszólagos hőmérsékleti érzékenységnek nevezik. A gyökerek réten és szántóföldeken megnövelhetik a talajrespiráció hőmérsékletre való érzékenységét, viszont erdőkben nem mindig van kimutatható hatásuk (Li et al., 2020). Mezőgazdasági területen a vetett növényfaj is befolyásolhatja a talaj N<sub>2</sub>O kibocsátásának környezeti paraméterekre való érzékenységét,

a kibocsátás kukorica esetében a talajnedvesség-tartalomtól, míg búza esetében a talaj hőmérsékletétől függhet jobban (Meng et al., 2005).

#### 2.3.4. A talajkémiai jellemzők hatása

A talaj CO<sub>2</sub> kibocsátását a talaj szerves és szervesetlen szénvegyületei befolyásolják legnagyobb mértékben. A talaj felső rétegében inkább a SOC határozza meg a CO<sub>2</sub> kibocsátást. A talajpórusok CO<sub>2</sub> tartalma a feltalajban 20%-ban eredhet szervesetlen raktárakból, a mélyebb rétegekben viszont ez az érték nőhet (Cardinael et al., 2020). A SOC és CO<sub>2</sub> kibocsátása között sok esetben nehezen lehet kimutatni korrelációt, mivel számos egyéb környezeti hatás is beleszól a kibocsátások alakulásába. Számos kísérletben a talaj nagyobb szerves szén és nitrogéntartalma mellett nagyobb ÜHG kibocsátásokat lehet megfigyelni, ez ok-okozati összefüggésként értelmezhető. Ahol direkt korrelációt vizsgáltak a kutatók, ott pozitív exponenciális kapcsolatot találtak a SOC és a CO<sub>2</sub> kibocsátás között (Gong et al., 2021).

A talaj N<sub>2</sub>O kibocsátása főképp a talaj különböző nitrogéntartalmú összetevőitől függ, a kibocsátásokat pedig az alacsony talajnedvesség-tartalom és a talajhőmérséklet limitálhatja (Oorts et al., 2007; Lee et al., 2009). A talaj nitrogéntartalma mellett a SOC is jelentősen befolyásolhatja a N<sub>2</sub>O kibocsátásokat (Weier et al., 1993; Hénault et al., 2012; Barton et al., 2016). A talaj labilis szerves szénfrakciója módosítja a talaj N<sub>2</sub>O kibocsátásának nitrogénbevitelre való érzékenységét, magasabb SOC növelheti a kibocsátásokat (Abraha et al., 2018). A talajkémiai jellemzők gázkibocsátásokra gyakorolt hatása szorosan összekapcsolódik a talaj nedvességtartalmával. A N<sub>2</sub>O kibocsátásokat száraz időben főleg az elérhető szénforrás befolyásolja, a talaj újranedvesedése során (nagyobb talajnedvesség-tartalomnál) pedig az elérhető nitrogénformák kerülnek előtérbe. A kibocsátások növekedésére ekkor szintén hatással van az SOC. A talaj CO<sub>2</sub> kibocsátására a SOC és a nedvesség együttesen hat (Gelfand et al., 2015). A denitrifikáció mértéke és a N<sub>2</sub>, illetve N<sub>2</sub>O kibocsátás inkább az elérhető szénforrás minőségétől és a szubsztrát-hasznosítás hatékonyságától függ. Megfelelő talajnedvesség-tartalom mellett a talajban zajló nitrifikáció és a talaj elérhető (labilis) szénkészlete szubsztrátot biztosítanak a denitrifikációs folyamatoknak, ezzel elősegítve a talajeredetű N<sub>2</sub>O kibocsátásokat (Brown et al., 2012). A N<sub>2</sub>:N<sub>2</sub>O kibocsátások arányának befolyásoló tényezője a mikrobák növekedése és légzése közötti megoszlás (Giles et al., 2017).

Egyértelmű, hogy a talaj nitrogén- és szén ciklusának összekapcsolódása fontos tényező a talaj ÜHG kibocsátásában. A szén- és nitrogén ciklus alapvetően a SOM, az avartakaró és a talaj ásványi nitrogénkészletének kölcsönhatásai, illetve a növényi szén- és nitrogén-asszimiláció révén köthető össze. A talaj magas C:N arányánál jellemzően a nitrifikációs folyamatok kerülnek előtérbe, míg alacsony érték esetén a denitrifikáció a jelentős (Das és Adhya, 2014). A talaj N<sub>2</sub>O kibocsátása erős negatív korrelációt mutathat a talaj C:N arányával. Ahol ez az arány alacsony, ott a terület klimatikus viszonyai, a talaj pH-ja és a talajvízszint is szerepet játszanak a kibocsátások alakulásában (Klemedtsson et al., 2005). A talajhoz extra szénforrást juttatva az a CO<sub>2</sub> kibocsátást növeli, míg a N<sub>2</sub>O kibocsátást esetenként akár csökkentheti is. Az extra nitrogénforrás viszont a N<sub>2</sub>O kibocsátást emelheti meg (Liang et al., 2016).

A talaj nitrogén- és széntartalma mellett annak pH-ja is jelentősen befolyásolhatja a N<sub>2</sub>O kibocsátást kiváltóképp, ha az denitrifikációs folyamatok eredménye (Russenes et al., 2016). Összességében a kisebb pH értékek nagyobb kibocsátásokat indukálhatnak. A kibocsátások és a pH érték között sokszor nincs egyértelmű kapcsolat, viszont a pH hatással van a talaj NO<sub>3</sub>-N változására (Van Den Heuvel et al., 2011; Žurovec et al., 2021).

## 2.4. A mezőgazdasági tevékenységek hozzájárulása a talaj ÜHG kibocsátásához

### 2.4.1. Különböző földhasználati módok és a földhasználat-váltás hatása

Egy területen a helyi környezeti, talajtani és történelmi adottságoktól függően a természetes és természetközeli vegetáció mellett különböző területhasznosítások létezhetnek, úgy mint szántóföld/rizsföld, rét/kaszáló, gyümölcsös/szőlőültetvény, iparifa ültetvény stb. A földhasználat módja és a földhasználat-váltás befolyásolja a talaj szerves szénkészletét (Post és Kwon, 2000), így egy terület hasznosítása a talajok ÜHG kibocsátására is hatással lehet (Chang et al., 2016b). Erdőirtás után létrehozott másodlagos erdő, ültetvény és szántóföld esetén csökkenhet a talajrespiráció a szénkészlet, a gyökérbiomassza, a mikrobiológiai aktivitás és a szerves törmelék csökkenése miatt, míg a gyepekről szántóföldekre váltás szintén csökkenheti a talajrespirációt hasonló okok következtében (Arevalo et al., 2010; Sheng et al., 2010; Daniel et al., 2015; Francioni et al., 2019). Egyes modellszámítások alapján a mezőgazdasági területek szénmérleg szempontjából kibocsátóként viselkednek Magyarországon, füves területek esetén nem

egyértelmű a tendencia, az erdők pedig nyelő szerepet viselnek (Barcza et al., 2009). Más kutatások szerint, ha a növényi szénfelvételt számításba vesszük az ÜHG mérleg vizsgálata során, egy szántó föld összességében szénnyelőként is funkcionálhat a légkör szempontjából a CO<sub>2</sub> áramok tekintetében. A terület teljes szén mérlegét vizsgálva (laterális szénmozgás) inkább kibocsátóként tekinthetünk a szántóra a számítások szerint (Balogh et al., 2022). Vegyes mezőgazdasági területek szintén funkcionálhatnak nyelőként egyes években, viszont ha a N<sub>2</sub>O kibocsátásokat is figyelembe vesszük, akkor a teljes ÜHG mérleg már negatív irányú lesz, azaz összességében kibocsátóként viselkedik a terület (Haszpra et al., 2018; Barcza et al., 2020).

Egy természetközeli terület mezőgazdasági művelés alá vonása megnövelheti a talaj ÜHG kibocsátását, például a műtrágyázás által indukált N<sub>2</sub>O kibocsátások miatt is (Ren et al., 2020). A nagy talajnedvesség-tartalmú és oxigénben szegényebb vizes élőhelyek esetében jelentősebb CH<sub>4</sub> és N<sub>2</sub>O kibocsátás mérhető különösképp, ha azokon mezőgazdasági tevékenységet folytatnak vagy folytattak (Merbach et al., 2002). A korábban lecsapolt mezőgazdasági területek vizes élőhellyé való helyreállítása során a terület ÜHG egyensúlya eltolódhat pozitív és negatív irányba is, azaz nyelőként és kibocsátóként is viselkedhet a terület. Míg a CH<sub>4</sub> kibocsátás megnőhet, a CO<sub>2</sub> kibocsátás csökkenhet (Knox et al., 2015). A talaj hidrológiai változásai befolyásolhatják a kibocsátásokat, azok függenek a vizes élőhely elöntésének időtartamától, területétől, és dinamikájától is. Lecsapolás során sokszor nagyobb kibocsátásokat lehet kimutatni, mint egy terület természetes hidrológiai viszonyai között (Pennock et al., 2010; Tangen et al., 2015). A természetes és helyreállított vizes élőhelyek talajának fizikai és kémiai tulajdonságai is eltérhetnek (Marton et al., 2014), mely szintén befolyásolhatja az ÜHG kibocsátást.

#### 2.4.2. A műtrágyák, illetve szerves trágyák hatása

A különböző szerves- és műtrágyák kijuttatásának ideje befolyásolja a talajok ÜHG kibocsátását, a kibocsátások mértéke pedig jellemzően a terület időjárásától, a csapadék mennyiségétől függ. Szárazabb időszak esetén műtrágyázás után sem lehet nagyobb N<sub>2</sub>O kibocsátásokra számítani, viszont a talaj újranedvesedése során a bejuttatott tápanyag már elősegíti a kibocsátások megemelkedését (Dambreville et al., 2008; Gelfand et al., 2015). A N<sub>2</sub>O kibocsátások jellemzően a trágyázás után, megfelelően nagy talajhőmérséklet és talajnedvesség-tartalom mellett jelentkeznek (Lee et al., 2009; Yonemura et al., 2014; Forte

et al., 2017; Campanha et al., 2019). Ezen feltételek teljesülésével akár a trágyázást követő napon nagymértékű emelkedés lehetséges a kibocsátásokban (Yamulki és Jarvis, 2002; Herr et al., 2019). A kijuttatott trágya típusa szintén befolyásolhatja a kibocsátások időbeli menetét, viszont az ezzel kapcsolatos kutatások eredményei ellentmondásosak. Egyes kutatások szerint a szerves trágyázást követően a kibocsátások rövid időn belül megnövekednek, műtrágyázás esetén azonban hosszabban tartó hatással lehet számolni (Dambreville et al., 2008), más kutatások ezzel ellentétes eredményeket közöltek (Zhai et al., 2011; De Rosa et al., 2018). A szerves trágyázás azonnali hatása a szerves trágya műtrágyához képest nagyobb nedvességtartalma miatt lehetséges (Herr et al., 2019), a műtrágyázás hatását pedig a talajban hirtelen megnövekedő, elérhető ásványi nitrogéntartalommal lehet magyarázni (Das és Adhya, 2014).

A szakirodalomban számos kísérlet eredménye megtalálható, amelyekben a mű- és szerves trágyázás ÜHG kibocsátásra gyakorolt hatását hasonlítják össze. A kutatási eredmények ezeknél a vizsgálatoknál is ellentmondásosak. A kísérletekben különféle műtrágyákat és szerves trágyákat használnak mezőgazdasági területek tápanyagutánpótlása érdekében. A trágyáknak nagyban eltérhet a szén- és nitrogéntartalma, C:N aránya és pH értéke (Velthof et al., 2003), ezért a kijuttatott trágya típusa befolyásolhatja a talaj kémiai jellemzőit, ezzel a mikrobiológiai közösséget és az ÜHG kibocsátást is (Cui et al., 2016; Perego et al., 2016; Grave et al., 2018). Szerves trágyázás esetén a talaj szén- és nitrogéntartalma, pH-ja, illetve a mikrobiális biomasszája nagyobb lehet, mint műtrágyázott talajon (Dambreville et al., 2008; Zhai et al., 2011), ezzel szemben vannak olyan kutatások, melyek szerint a talajkémiai jellemzőkben történt változás nem magyarázza a nitrifikáló és denitrifikáló közösség számában történt változást (Kong et al., 2010). Egyes kutatások szerint a műtrágyázás és a műtrágya dózisének megemelése növelheti a talaj CO<sub>2</sub> kibocsátását is (Ball et al., 1999; Baggs et al., 2003; Jianwen et al., 2004; Shahidi et al., 2014; Yuan et al., 2017; Akhtar et al., 2020), mások szerint nincs arra hatással (Alvarez et al., 1998; Al-Kaisi et al., 2008; Cheng-Fang et al., 2012), vagy akár csökkenés is megfigyelhető a szerves trágyázott, vagy trágyázás nélküli kontroll kezelésekkel összehasonlítva (Ding et al., 2007b; Al-Kaisi et al., 2008; Guo et al., 2019). A műtrágyázás utáni csökkenő mértékű CO<sub>2</sub> kibocsátás a talaj pH-értékének csökkenésével magyarázható (Al-Kaisi et al., 2008), emellett a kisebb kicserélhető Ca<sup>2+</sup> tartalom szintén befolyásolhatja a kibocsátásokat (Zhang et al., 2013a). A szerves és kombinált trágyázás az extra szén és az elérhető nitrogén bejuttatásával, illetve a mikrobák megnövekedett



abundanciája miatt növelheti a talajrespirációt (Chirinda et al., 2010; Zhai et al., 2011; de Urzedo et al., 2013; Zhang et al., 2013a; Dhadli, 2016; Guo et al., 2019).

A trágyázási kezelések hatásának eredményei  $N_2O$  kibocsátás szempontjából is ellentmondásosak. A műtrágyázás, illetve a kombinált kezelések sokszor megnövelik a talaj  $N_2O$  kibocsátását is a szerves trágyához képest (Ding et al., 2013; Zhang et al., 2014; Perego et al., 2016; Yoo et al., 2016; Krauss et al., 2017; Westphal et al., 2018; Fenglian et al., 2020), míg más kísérletekben a szerves trágya hatása bizonyult nagyobbak (van Groenigen et al., 2004; Li et al., 2013; Herr et al., 2019), vagy összességében nem volt különbség (Dambreville et al., 2008; Omirou et al., 2020). A szerves trágyázás kibocsátásokra való hatása nagyban függ a szerves trágya C:N arányától (Li et al., 2013; Das és Adhya, 2014). A nagyobb szerves nitrogéntartalmú szerves trágyák nagyobb kibocsátásokat indukálhatnak, emellett a közepes széntartalom, illetve 10-15 közötti C:N aránynál várható a legkisebb kibocsátás. Alacsony arány esetén a nitrifikációs és denitrifikációs folyamatoknak optimális a nitrogén ellátottsága, míg magas értékek mellett a mikrobiológiai aktivitás újra nő, ezzel oxigénben szegényebb körülményeket indukálva, mely következtében megemelkedhet a denitrifikációs potenciál (Xia et al., 2020). A trágya halmazállapota szintén hatással lehet a kibocsátások alakulására; a hígtrágyák jobban növelhetik a kibocsátásokat a szilárd halmazállapotú szerves trágyákkal szemben (Aguilera et al., 2013; Lazcano et al., 2016). A műtrágyák esetében a talaj nitrogén formáinak megnövekedésével lehet magyarázni a kibocsátások emelkedését. A  $N_2O$  kibocsátás főképp a talaj teljes nitrogén és  $NO_3^-$  tartalmától függ (Ding et al., 2013; Xie et al., 2018), illetve egyes esetekben (nitrifikációs folyamatok során) annak  $NH_4^+$  tartalmával is korrelálhat (Loick et al., 2016; Volpi et al., 2017; Zhang et al., 2018a; Omirou et al., 2020; Ren et al., 2020). A műtrágyadózisok és a talaj  $N_2O$  kibocsátása között nem feltétlenül lineáris a kapcsolat (van Groenigen et al., 2004), bár a nagyobb műtrágyadózisok növelhetik a vetett növény hozamát. Ezzel párhuzamosan a talaj fel nem használt nitrogén tartalma megemelheti a talajeredetű kibocsátásokat (Bordoloi et al., 2016; Ozlu és Kumar, 2018; Bordoloi et al., 2019; Maaz et al., 2021), illetve a különböző talajművelések hatásai is felerősödhetnek túltrágyázás esetén (Pareja-Sánchez et al., 2020). Elmondható, hogy a különböző trágyázások hatása nagyban függ az éghajlati viszonyoktól, a csapadéktól, a talajtípustól. Mediterrán körülmények között a szerves trágya alkalmazása kisebb  $N_2O$  kibocsátással járhat a műtrágyázással összehasonlítva, a talaj kisebb  $NO_3^-$  raktározása miatt. A szerves- és műtrágya hatása az  $N_2O$  kibocsátásra a talaj típusától is függhet.

Agyagos talajon jellemzően nagyobb kibocsátásokat lehet mérni, annak homoktalajhoz képest kisebb  $\text{NO}_3^-$  kimosódása miatt (van Groenigen et al., 2004).

A dolgozatban feldolgozott 23 db tanulmány különböző kémiai összetételű és halmazállapotú műtrágyák és szerves-trágyák hatását hasonlította össze, szármadaradványos és anélküli kiegészítésekkel. Összességében, ha szerves-trágyázott és műtrágyázott kezelésekként kategorizáljuk a kezeléseket, 91%-ban a szerves trágyázott, 9%-ban pedig műtrágyázott területeken volt nagyobb a talaj  $\text{CO}_2$  kibocsátása. Az  $\text{N}_2\text{O}$  kibocsátás a feldolgozott irodalmak 52%-ában a szerves-trágyázott parcellákban, 29%-ában a műtrágyás kezeléseken volt nagyobb, a publikációk 19%-ában nem volt különbség a kezelések között (9.1. melléklet)

#### 2.4.3. Hagyományos és talajkímélő művelési módok hatása

A szántóföldi területeket különböző talajművelési módok segítségével lehet megművelni, melyek egyik legelterjedtebb módja a hagyományos szántás. A hagyományos művelés után közvetlenül rövidtávú hatások jelentkeznek. A művelés időpontja után megemelkedő  $\text{CO}_2$  kibocsátásokra lehet számítani (Abdalla et al., 2014; Yonemura et al., 2014; Tóth et al., 2018). Ennek a pár órás, esetleg napos hatásnak a mértékét meghatározhatja a választott hagyományos művelési mód fajtája (La Scala et al., 2001; Al-Kaisi és Yin, 2005; La Scala et al., 2006), a művelési mélység növekedésével magasabb talajrespiráció jelentkezhet (Reicosky et al., 2005; Silva-Olaya et al., 2013; Krištof et al., 2014). Ezeket az ideiglenes kiugró kibocsátási csúcsokat a művelés okozta oxigénellátottság megnövekedése, és a labilis szénfrakciók felszabadulása okozza. A művelés után esetenként igen rövid távon meredek esést mutat a kibocsátás (Bilandžija et al., 2017; Tóth et al., 2018), viszont a hatás akár hetekig is tarthat (különösen öntözött területeken) a mikrobiológiai aktivitás késleltetett emelkedése miatt (Eugster et al., 2010). A művelés utáni kibocsátások vizsgálata önmagában nem alkalmas egy terület szénmérlegének hosszú távú jellemzésére (Prior et al., 2000; Dong et al., 2017).

A már bemutatott hagyományos szántás mellett léteznek talajkímélő művelések is, mint például a kultivátoros kezelések, a csökkentett mélységű művelések vagy a művelés nélküli (esetleg magágy húzásos) direktvetés. Ezek kisebb mélységben vagy nem változtatják meg a talaj eredeti szerkezetét. A talajkímélő mezőgazdaság alá vont területek nagysága (beleértve a talajkímélő művelések alkalmazását, a szerves mulcsozást és a haszonnövények diverzifikálását) a kilencvenes évek óta világszinten növekvő tendenciát

mutat. Alkalmazásuk az észak- és dél-amerikai kontinensen, illetve Ausztráliában a legelterjedtebb, míg Európában, Ázsiában és Afrikában arányuk elenyészőnek mondható. Észak-Amerikában a termőföldek mintegy 60%-án talajkímélő mezőgazdasági termesztés folyik, míg Európában ez csupán ~1%-ra tehető, globálisan pedig hozzávetőlegesen 10% az arány (Kassam et al., 2015). Hazánkban az összes mezőgazdasági terület 85%-a hagyományos művelés alatt áll, 9%-át talajkímélő módszerekkel művelik, ~1% a direktvetés aránya és ~5%-a a területeknek nincs művelés alatt (Eurostat, 2020).

A különböző művelési módok hosszú távon befolyásolják a talajok fizikai (tömörödés, eketalp, átlevégőzés, vízháztartás, mechanikai összetétel), kémiai (szervesanyag) és biológiai (mikrobióta és mezofauna) tulajdonságait (Birkás et al., 2014), ezáltal befolyásolhatják a talajok ÜHG kibocsátásait. A talajkímélő művelések, különösképpen a direktvetés esetén általában nagyobb térfogattömegeket lehet mérni, mint a hagyományosan szántott területeken (Franzluebbers et al., 1995; Mangalassery et al., 2014; Bogunovic et al., 2018; Alskaf et al., 2021; Yuan et al., 2022), de egyes kutatások nem találtak különbségeket az eltérő kezelések térfogattömeg értékei között (Ismail et al., 1994; Blanco-Canqui és Ruis, 2018). A talaj tömörödöttsége is változik, művelés után idővel el is tűnhet a kezelések kezdeti különbsége (Varvel és Wilhelm, 2011). A talajkímélő művelések tömörebb talajkörnyezete befolyásolja egy talaj vízháztartását is. A szakirodalomban jellemzően a különböző talajkímélő művelésekkel hasznosított területeken nagyobb a talajnedvesség-tartalom és a talaj kiszáradása is lassabb a hagyományos technikákkal művelt talajokhoz képest (Franzluebbers et al., 1995; Bauer et al., 2006; Čopec et al., 2015; Lampurlanés et al., 2016; Dong et al., 2017; Alskaf et al., 2021). A talajművelés a talaj szervesanyag-tartalmát is befolyásolja. A művelt talajoknak nagyobb lehet a szervesanyag felhalmozása és raktározása a csapadék könnyebb infiltrációjára és a mélyebb rétegek fagyása miatt, ami a kalcium sók (pl.  $\text{CaCO}_3$ ) könnyebb kicsapódásához vezet (Cihacek és Ulmer, 2002). A talajkímélő művelések során nőhet a talaj stabil makroaggregátumainak száma (Gupta et al., 2014), ehhez kapcsolódóan pedig annak szervesanyag-tartalma is a hagyományos szántáshoz képest (Fuentes et al., 2012; Madarász et al., 2021). Ezzel szemben a hagyományos művelés a talaj aggregátum stabilitását csökkenti és a szerves szén- és nitrogéntartalmának degradációját növeli (Panettieri et al., 2013; Wei et al., 2014). Az alkalmazott művelési technikák hosszú távon leginkább a talaj labilis szén- és nitrogénkészletét befolyásolják. Számos publikáció szerint a talajkímélő művelések növelik a talaj szén- és nitrogénkészletét a hagyományos művelésekhez képest (Ismail et al., 1994; Oorts et al., 2007; Ussiri és Lal, 2009; Álvaro-

Fuentes és Cantero-Martínez, 2010; Jia et al., 2016; Bongiorno et al., 2019; Alskaf et al., 2021) a talaj típusától függetlenül (Yang et al., 2008). A legtöbb esetben felszíni tápanyag felhalmozódás mutatható ki, a talaj mélyebb rétegeiben azonban a talajkímélő művelések nagyobb szerves szén- és nitrogén tartalma akár le is csökkenhet a hagyományos technikákhoz képest (Deen és Katakai, 2003; Jia et al., 2016; Du et al., 2017). A talajkímélő művelések kezdeti tápanyag felhalmozódása, amiért többek között a területen hagyott szármadaradványok és a mikrobióta felelős, az idő előrehaladtával jellemzően egyre lassul és fluktuál (Corbeels et al., 2016; Wang et al., 2021). A különböző művelési módok a talajok mikrobiológiai közösség szerkezetét és aktivitását, illetve a gyűrűsférgék abundanciáját szintén befolyásolják, legtöbbször a talajkímélő kezelések esetében a talajélet szempontjából pozitív irányban (Bádonyi, 2006; Jia et al., 2016; Jakab et al., 2017). Emellett a talajkímélő kezelések csökkenthetik a területen vetett növények terméshozamát, gyökérmélységét és gyökérbiomasszáját a tömörebb talajszerkezet miatt (Guan et al., 2015; Ren et al., 2018). A vetésforgó és a vetett növények befolyásolják a szármadaradványok minőségét (C:N arányát), ezzel a talaj szénkészletét, hosszú távon akár a talajművelésnél is nagyobb mértékben (Laudicina et al., 2014).

Kutatások sora arról számol be, hogy a hagyományos műveléshez képest a talajkímélő technikák nagyobb CO<sub>2</sub> kibocsátással járnak (Hendrix et al., 1988; Oorts et al., 2007; Dong et al., 2017), viszont mások ennek ellentmondó eredményre jutnak (Ussiri és Lal, 2009; Jia et al., 2016; Forte et al., 2017; Wang et al., 2022), illetve sokszor nem találnak különbséget a kezelések között (Aslam et al., 2000; Omonode et al., 2007; Lee et al., 2009; Bilandžija et al., 2016). A direktvetéssel művelt talajok nagyobb CO<sub>2</sub> kibocsátásának egyik magyarázata az itt mérhető nagyobb szerves széntartalom lehet (Oorts et al., 2007; Shi et al., 2012; Alskaf et al., 2021). Található olyan kutatás, mely a folyamatokat úgy vezeti le, hogy a talajkímélő kezelés miatt nő a talajok szénraktározása, azaz szén nyelő, nem pedig kibocsátó a talaj, míg a hagyományosan művelt talajokon alacsonyabb széntartalmat mérhetünk, aminek oka a magasabb kibocsátás (Kumar et al., 2014). A talajkímélő kezelésekben mérhető szántáshoz képest nagyobb talajrespirációt a nagyobb tápanyagtartalom melletti aktívabb és nagyobb számú mikrobiológiai élet, illetve eltérő közösségi összetétel is magyarázhatja (Singh, 2007; Perez-Brandán et al., 2012).

A különböző talajművelési kezelések N<sub>2</sub>O kibocsátásáról szintén ellentmondó publikációk érhetőek el. Sok esetben a talajkímélő technikák nagyobb N<sub>2</sub>O kibocsátással járnak (Almaraz et al., 2009; Bhatia et al., 2010; Abdalla et al., 2014; Pareja-Sánchez et al., 2020), míg más esetekben kisebbek a kibocsátások a hagyományos művelésekhez képest

(Deng et al., 2015; Huang et al., 2015; Yeboah et al., 2016; Wang et al., 2019b), vagy nem mutatható ki kezeléshatás (Horák et al., 2020; Alskaf et al., 2021). A talajkímélő kezelésekben megfigyelhető nagyobb  $N_2O$  kibocsátás többek között a tömörebb talaj és nagyobb talajnedvesség-tartalom miatt lehet, a denitrifikációt növelő oxigénben szegényebb állapotok miatt (Badagliacca et al., 2018; Yuan et al., 2022). A talajkímélő kezelések nagyobb kibocsátását azok szántáshoz képest nagyobb nitrogén tartalma szintén magyarázhatja (Lognoul et al., 2017; Yuan et al., 2022). Jól átlevégző (pl. homok) talajok esetében gyakoribb a talajművelési kezelések különbségének elmaradása, vagy akár a hagyományos módszerek során mérhető nagyobb kibocsátás, mivel az ilyen talajok esetében kisebb lehet a talajnedvesség-tartalomban mérhető eltérés, a jobb gázdifúzió pedig kedvez a gázok talajból való kijutásának. Kötöttebb, agyagosabb talajoknál nagyobb az eltérő kezelések tömörödésében és talajnedvesség-tartalmában mérhető különbség, ez magyarázza a talajkímélő kezelésekben nagyobb  $N_2O$  kibocsátást (Perego et al., 2016; Pelster et al., 2021). A talajkímélő kezelések kisebb  $N_2O$  kibocsátását a talajkörnyezet által előidézett eltérő talajmikrobiológia is okozhatja (Wang et al., 2019b). A direktvetés  $N_2O$  kibocsátást csökkentő hatása száraz éghajlaton, illetve alkáli talajok során jellemzőbb mérsékeltébb nitrogénutánpótlás mellett, a kezelést hosszabb távon alkalmazva (van Kessel et al., 2013; Zhao et al., 2016; Feng et al., 2018).

Egyes eredmények szerint a vetésforgó vagy monokultúra alkalmazása szintén szerepet játszik mind a  $CO_2$ , mind a  $N_2O$  kibocsátások alakulásában, ugyanis a kibocsátásokat a növény faja is befolyásolja (Omonode et al., 2007; Bayer et al., 2015; Xiaoxiao és Li, 2019). Monokultúra esetén nagyobb lehet a különbség a talajművelési kezelések között vetésforgóhoz hasonlítva (Shi et al., 2012). Ezzel szemben elérhető olyan kutatás is, mely szerint a  $N_2O$  vonatkozásában vetésforgó esetében lehet nagyobb kibocsátásokra számítani (Machado et al., 2021). A vetett növény a nitrogén felvétele és annak hasznosítási hatékonysága által befolyásolhatja a talaj  $N_2O$  kibocsátását, egyes kutatások szerint azzal negatív lineáris kapcsolatban van (Omonode és Vyn, 2019). Az olyan gyökérgümős, N-fixáló rhizóbium baktériumokkal szimbiózisban élő növények, mint a szója kitüntetett szereppel bírnak a  $N_2O$  kibocsátás szempontjából. Szója vetése esetén megnövekedett kibocsátásokkal számolhatunk, a gümők lebomlása miatt (Yang és Cai, 2005; Sánchez és Minamisawa, 2019; Ikezawa et al., 2022). A haszonnövények aratása után a hátrahagyott szármagadványok pozitívan befolyásolják egy szántó föld vízkészletét, növelik a talaj aggregátum stabilitását, szerves szén tartalmát, a makro- és mikrotápanyagok mennyiségét, kedvezően hatnak a talaj gyűrűsféreg és mikrobiológiai közösségére, illetve csökkentik a

talaj hőmérséklet ingadozását (Lal, 1995; Malhi és Lemke, 2007; Farkas et al., 2008; Blanco-Canqui és Lal, 2009; Nawaz et al., 2017; Wu et al., 2017; Singh et al., 2018). A mulcstakaró CO<sub>2</sub> kibocsátásra gyakorolt hatásáról a szakirodalmi eredmények nem egységesek. A mulcstakaró a talaj CO<sub>2</sub> kibocsátását a legtöbb esetben növeli (Patiño-Zúñiga et al., 2009; Liu et al., 2019; Wang et al., 2019a) a mikrobiológiai aktivitásnak kedvező abiotikus körülmények (talajnedvesség-tartalom, szerves szén utánpótlás) miatt, viszont egyes tanulmányok szerint nincs szignifikáns hatással a kibocsátásokra (Nawaz et al., 2017), illetve mások szerint a növényi maradványok talajba forgatása segíti elő a CO<sub>2</sub> kibocsátást (Laudicina et al., 2014; Jia et al., 2016). A szármaradványok területen hagyása a talaj N<sub>2</sub>O kibocsátása szempontjából kevésbé fontos befolyásoló tényező (Shan és Yan, 2013), ugyanakkor vannak olyan kísérletek ahol a mulcstakaró növelte a kibocsátásokat (Yonemura et al., 2014; Nawaz et al., 2017; Jahangir et al., 2021; Yangjin et al., 2021). A hatás nagyban függ a növényfajtól, a talaj nedvességtartalmától és a textúrától, illetve a C:N aránytól, a földhasználatától, a műtrágyahasználatától és a kezelés módjától (mulcstakaróként vagy beforgatva) (Baggs et al., 2003; Chen et al., 2013; Shan és Yan, 2013). Nem csak az aratás utáni mulcstakaró, de az aratás és vetés közötti takarónövények (pl. árpa, bükköny, repce, retek, perje) termesztése is befolyásolhatja a talaj ÜHG kibocsátását, növelhetik, de akár csökkenthetik is időjárástól és növényfajtól függően (Abdalla et al., 2014; Guardia et al., 2016; Behnke és Villamil, 2019).

A talajművelés és az ÜHG kibocsátás kapcsolatában a kutatási eredmények rendkívül változatosak a talaj-növény-éghajlat rendszer bonyolult kölcsönhatásaiból fakadóan. A kutatási terület több évtizede kurrens témának számít, azonban sok esetben nem állapíthatóak meg egyértelmű összefüggések nagy bizonyossággal, emiatt igen fontos a minél több szabadföldi kísérlet vizsgálata. Összességében elmondható, hogy különböző éghajlati övek talajtípusain és különböző növények esetén merőben eltérő eredményekre juthatunk a művelési módok és a talaj ÜHG kibocsátása közötti kapcsolat tekintetében (Franzluebbers et al., 1995; Shi et al., 2012; Badagliacca et al., 2018; Huang et al., 2018). A jelenségek általános értelmezését elősegítik a sok kísérletet górcső alá vevő összefoglaló tanulmányok, meta-alalízisek. Ezek alapján világszinten inkább a direktvetésben mérhetőek nagyobb CO<sub>2</sub> és N<sub>2</sub>O kibocsátások a hagyományos szántáshoz képest, kiemelve a trópusi területek jelentőségét (Mei et al., 2018; Shakoor et al., 2021). A jelen dolgozatban feldolgozott mintegy 61 db műveléssel foglalkozó publikációt összesítve a CO<sub>2</sub> kibocsátást vizsgáló 42 db kísérlet 38%-ában a talajkímélő, 36%-ában a hagyományos művelésben volt nagyobb a talajeredetű CO<sub>2</sub> kibocsátás, illetve 26%-ban nem volt különbség a kezelések

között. Az összesen 51 db N<sub>2</sub>O kibocsátást vizsgáló kísérlet során 41,2%-ban a talajkímélő kezelésekben, 29,4%-ban a hagyományos művelések során volt magasabb a kibocsátás, míg 29,4%-ban nem volt különbség a kezelések között. A különböző talajműveléseket, illetve szerves és műtrágyázást összehasonlító szabadföldi kísérletek időtartama jellemzően 1-2 év volt, 4-5 évnél hosszabb talajrespirációs tanulmányok igen korlátozottan állnak rendelkezésre (9.1. melléklet).

#### 2.4.4. A magyarországi szabadföldi kísérletek áttekintése

Az eddig bemutatott, nagyobb részt külföldi szabadföldi kísérletekhez hasonló számos hazai vizsgálat is elérhető, melyet ebben a fejezetben tekintek át. A hazai kísérletekben született publikációk jellemzően erdők és füves területek ÜHG kibocsátásával, a környezeti faktorokkal, illetve szén mérlegével foglalkoznak.

Számos kutatás érhető el, mely a talajrespirációt vagy a teljes ökoszisztéma respirációt, valamint azok biotikus és abiotikus faktorait vizsgálja magyarországi erdőkben vagy erdőtalajokon (Fekete et al., 2014; Kotroczó et al., 2023). Az eredmények szerint a talajhőmérséklet, a nedvesség tartalom, az avartakaró és a SOC határozza meg a kibocsátásokat. Más kutatások az erdőtalajok labilis szénraktárainak kémiai összetételét és a talaj pH-értékének szerepét vizsgálják, illetve a talaj ásványi összetételének (agyagtartalmának) szervesanyag-bomlást gátló hatását mutatják be (Filep et al., 2022; Zacháry et al., 2022). Egyes munkák erdős-sztyepp vegetációs területen végzett mérésekkel és modellezéssel mutatják be a területek respirációját, melyet az eredmények szerint főleg a hőmérséklet és ennél kisebb mértékben a talajnedvesség-tartalom befolyásol klimatikus viszonyoktól függően (Lellei-Kovács et al., 2011; Lellei-Kovács et al., 2016). Hasonló területek talajrespirációjának térbeli heterogenitását vizsgáló kísérletek szerint a topográfia és a növények szerepe jelentős a kibocsátások alakulásában (Süle et al., 2021).

Füves területek talajrespirációjával foglalkozó tanulmányok mérések és modellezés segítségével, a talajhőmérséklettel, talajnedvesség-tartalommal, SOC mintázattal és vegetációs hatásokkal magyarázzák a talaj CO<sub>2</sub> kibocsátását. Esetenként a talajrespirációs mérések mellett ökoszisztéma szintű vizsgálatok is rendelkezésre állnak (Nagy et al., 2011; Balogh et al., 2019; Fóti et al., 2020).

Hazai szántóföldeken és kevert mezőgazdasági területeken beállított talajrespirációs és ökoszisztéma szintű respirációs kísérletek az emissziós faktorokat, illetve a szántóföldek kibocsátását számszerűsítik (Haszpra et al., 2019). A szántóföldi kísérletek megerősítik a

talajhőmérséklet, talajnedvesség-tartalom hatását a talajrespirációra, illetve a vegetáció fontosságát az abiotikus korrelációk megállapításánál, értelmezésénél (Insaf et al., 2021). Ritkaság számba mennek a különböző talajművelési kezelések ÜHG kibocsátásával foglalkozó munkák. Az elérhető kísérletek szerint a csökkentett művelésű kezelés növeli a talajrespirációt, a kezeléshatás viszont függ a talajnedvesség-tartalomtól (Zsembeli és Kovács, 2007). További kutatások foglalkoznak a talajművelési kezelések erózióra való hatásával, illetve a talaj szervesanyag-tartalmának és művelési kezelések mélységének fordított kapcsolatával (Bádonyi, 2006; Madarász et al., 2021; Jakab et al., 2023).

N<sub>2</sub>O kibocsátással foglalkozó hazai kutatások korlátozottabban érhetőek el a talajrespirációs vizsgálatokhoz képest. Erdős területek N<sub>2</sub>O kibocsátását hazai munkák a talaj nagy nedvesség-tartalmával és alacsony C:N arányával magyarázzák (Horváth et al., 2006). Fűves területek N<sub>2</sub>O kibocsátását vizsgáló kísérletek szerint a kibocsátásoknak hőmérsékleti és talajnedvesség optimuma van, túl nagy értékeknél csökkenhet a kibocsátás (Czóbel et al., 2010; Horváth et al., 2010). Elérhetőek kísérletek, melyek a teljes nitrogén egyensúlyt (nitrogéntartalmú gázok kibocsátása, nitrogén-ülepedés) vizsgálták mérések és modellezés segítségével (Machon et al., 2010), illetve kevert mezőgazdasági területeken léteznek ökoszisztéma szintű monitoring állomások is (Haszpra et al., 2018; Haszpra et al., 2022). Hazai szántóföldi kísérletek megállapították, hogy a nagy talajnedvesség-tartalom és a műtrágyázás együttesen N<sub>2</sub>O csúcsokat okozhat, amellett hogy a vegetációnak is szerepe van a kibocsátásokban (Bouteldja et al., 2021).

## 2.5. A talajok ÜHG kibocsátásának monitorozási lehetőségei

A különféle szabadföldi kísérletekben beállított ÜHG méréseket különböző módszerekkel és mérés technikákkal lehet kivitelezni. A talajok ÜHG monitorozásának egyik legelterjedtebb technikája a különféle kamrás módszerek (statikus vagy dinamikus, zárt vagy nyílt rendszerű), melyek segítségével a talajból származó ÜHG kibocsátásokat lehet feltérképezni. A kamrás módszerek mellett léteznek különböző mikrometeorológiai megközelítések is (pl. eddy-kovarianca, eddy-akkumuláció, fluxus-gradiens, integrált horizontális fluxus), melyek inkább egy terület teljes ökoszisztéma-szintű mérlegét vizsgálják. A kisebb léptékű kamrás módszerekkel korlátozottan lehet becsülni egy terület nagyobb léptékű teljes kibocsátását a területi heterogenitások miatt (Myklebust et al., 2008; Schrier-Uijl et al., 2010).



### 2.5.1. Kamrás mintavételi módszerek

A talaj ÜHG kibocsátásának mérésére széles körben elterjedtek a különböző kamrás technikák, melyek világszinten nem standardizáltak, amellettt hogy kezdeményezések léteznek erre vonatkozóan (Pavelka et al., 2018). A különböző kamrás módszerekkel amellettt, hogy azok eredményei igen jól korrelálhatnak egymással (Pumpanen et al., 2004), nagymértékű eltérés is mutatkozhat a mérési eredményekben, ezért az eltérő módszerekkel vizsgált kibocsátások összehasonlítása szintén korlátozott és elővigyázatosságot igényel. Az eredmények összehasonlítása akkor lehetséges, ha a szisztematikus eltéréseket korrekciókkal kiküszöböljük (Janssens et al., 2000). A kamrák légterének keverése (ventillátor, analizátorból származó levegőáramlás), a kamra formája és alsó kerete is befolyásolhatja a kibocsátást, alul- vagy felülbecslést okozva (Hutchinson és Mosier, 1981; Pumpanen et al., 2004; de Klein et al., 2020). Keverés nélkül vertikálisan rétegződhetnek az ÜHG-ok, míg a túlzott turbulencia a talajból mesterségesen légáramot okozhat a szívó hatás miatt (Pumpanen et al., 2004). Egy terület abszolút kibocsátásának becslése során nagyon fontos a mérési intenzitás, illetve a vizsgálati évek száma (Bouwman, 1996). A mintavételt befolyásoló tényezők ellenére a kamrás módszerek a kibocsátások abszolút becslésére korlátozottabban, a háttér folyamatok és a kezelés-hatások kimutatására viszont kiválóan alkalmasak (Hensen et al., 2013).

A kamrás módszerek lényege, hogy a talajból kiáramló ÜHG-okat a talajfelszínre helyezett akkumulációs, más néven inkubációs kamrák segítségével lehet nyomon követni. A kamrák telepítése történhet a növényzet gyökerének kizárásával, vagy a gyökérhatás meghagyásával, így még a heterotróf-autotróf respirációt is szét tudjuk választani a lehető legegyszerűbb technikával (Epron, 2010; Balogh et al., 2016). A kamrák alatti légterben a kamrák lehelyezésének pillanatában és a meghatározott inkubációs idő letelte után mért koncentrációból lehet a kibocsátásokat becsülni (Hutchinson és Mosier, 1981). Az inkubációs idő néhány perctől akár fél órás-órás tartományba is eshet, a kamra méretétől, az ÜHG fajtájától és egyéb kísérleti paramétereiktől függően. A módszer során sok esetben nem csak egy kezdeti és egy végkoncentráció kerül meghatározásra, hanem köztes időpontokban is történik mintavétel vagy mérés. Ezekre a pontokra illesztett függvényekkel lehet becsülni az adott mérési hely ÜHG kibocsátását. Egyes kutatások szerint a lineáris egyenlet a legjobb megközelítés CO<sub>2</sub> kibocsátás esetén, mivel a nem lineáris egyenletek esetleg túlbecsülhetik azt (Jassal et al., 2012). A N<sub>2</sub>O kibocsátásokra is elterjedt a lineáris

egyenletek alkalmazása, viszont a nem lineáris (pl. exponenciális) közelítések jobb eredményre vezethetnek (Kroon et al., 2008).

A kamrás módszerek lehetnek egyrészt a szabadföldi területekre telepített automata rendszerek, melyek az év bármely szakában nagy rendszerességgel szolgáltatnak adatokat (Görres et al., 2016), másrészt manuális rendszerek, melyek a kutatók aktív beavatkozását igénylik (Rapson és Dacres, 2014). Az automatikus kamrák jóval több adatot szolgáltatnak a manuálishoz képest (Lee, 2018), viszont kiépítésük speciális követelményeket igényel és költségigényük is jóval nagyobb.

Az inkubációs kamráknak több változata is létezik, azok statikus és dinamikus elven működhetnek (Heinemeyer és McNamara, 2011). A statikus kamrás eljárás alkalmazása során a kamrát légmentesen helyezik le a talajfelszínre és benne abszorbens anyagot (CO<sub>2</sub> esetén szóda-meszet) helyeznek el a talajból származó ÜHG elnyelése érdekében (Janssens et al., 2000), melyeket utólagosan laboratóriumban elemeznek nedveskémiai eljárásokkal. További lehetőség gázanalizátor csatlakoztatása a kamrához, vagy gázmintavétel a kamra alatti légtérből gázbiztos mintavételi fecskendő segítségével egy légmentesen záródó, szeptummal ellátott kivákuumozott fiolába (Pihlatie et al., 2013). Gázbiztos fecskendővel való mintavétel után műszeres analitikai eljárásokkal lehet meghatározni a fiolákba töltött minták koncentrációit.

A dinamikus kamrás eljárások alkalmazása során a kamra és a hozzá csatlakoztatott gázanalizátor között egy cirkulációs kör jön létre, ekkor egy kamrába bemenő és egy onnan kijövő ága van a gázanalizátornak (Sutitarmontr et al., 2012). A zárt dinamikus kamrás eljárásnál a légkörtől légmentesen zárt cirkulációs rendszerről beszélhetünk, a nyílt dinamikus kamrás módszer ettől abban különbözik, hogy a kamrán van egy nyílás, így a kamra légtere bizonyos mértékig kapcsolatban van a légkörrel (Pape et al., 2009). Míg a statikus kamrás mintavételi eljárás széles körben elterjed, akár házilag is kivitelezhető, olcsó módszer, addig a zárt dinamikus kamrás eljárás során kevesebb hibalehetőséggel, pontosabb méréssel számolhatunk. A nyílt dinamikus kamrás eljárás esetén pedig a kamrán belüli esetlegesen megnövekedett nyomást lehet kiküszöbölni, illetve a területen tapasztalható légmozgások is érvényesülhetnek.

## 2.5.2. Gázanalizátoros és laboratóriumi műszeres technikák

A kamrás mintavételi módszerekkel vizsgált ÜHG kibocsátásokat gázanalizátorokkal vagy laboratóriumi műszerekkel lehet elemezni.

A gázanalizátorok széles köre alkalmazható szabadföldi vagy akár laboratóriumi körülmények között is. Az egy specifikus gáz, pl. CO<sub>2</sub> meghatározására alkalmas infravörös (IR, NDIR) technológián alapuló módszerek igen elterjedtek számítanak (pl.: PPSystems EGM sorozat, LI-COR LI-870 sorozat), mivel megfelelő pontosságú és relatíve olcsóbb készülékekről van szó (Le Dantec et al., 1999; Harmon et al., 2015). A talaj ÜHG kibocsátását Fourier-transzformációs infravörös spektroszkópia (FTIR) segítségével is nyomon lehet követni (Lam et al., 2015). Előnye, hogy alkalmas több gáz (pl.: CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>) egyidejű meghatározására (pl.: Gasmeter DX/GT sorozat) (Rapson és Dacres, 2014). Hasonlóan több gáz egyidejű meghatározására alkalmas módszer az üregrezonátoros lecsengési spektroszkópia (CRDS) (pl.: Picarro G sorozat) (Diefenderfer et al., 2018). A CRDS technológiánál bizonyos szempontból még újabb módszer az OA-ICOS technikája (pl.: Los Gatos Research). A lézeres technológián alapuló multigáz analizátorok egy harmadik képviselője az OF-CEAS (pl.: LI-COR LI-7810 sorozat). A multigáz analizátorok nagy pontosságúak, ritkábban kell kalibrálni őket, viszont hátrányuk, hogy jóval drágábbak az egyszerűbb gázanalizátorokhoz vagy akár a laboratóriumi berendezésekhez viszonyítva (Rapson és Dacres, 2014).

A statikus kamrás eljárások során sok esetben utólagosan, laboratóriumi körülmények között elemzik a mintavételi fiolákba gyűjtött levegőben található nyomgázok koncentrációit. A különböző ÜHG-ok minőségi és mennyiségi kimutatásához leginkább különféle gázkromatográfias eljárásokat alkalmaznak. A mérni kívánt gáz tulajdonságai meghatározzák a műszeren beállítandó mérési paramétereket (nyomás, különböző részegységek hőmérséklete, mérési idő, injektálás típusa stb.), valamint az alkalmazott gázkromatográf olyan fizikai részegységeinek típusát, mint a kolonna (kapilláris vagy töltetes), illetve a detektor lángionizációs (FID) elektronbefogós (ECD), tömegspektrométer (MS), izotóp frakcionációs tömegspektrométer (IRMS). A gázkromatográfias eljárások egyik hátránya a gyakori kalibrációigényük (Rapson és Dacres, 2014).

A szabadföldről származó minták CO<sub>2</sub> koncentrációjának meghatározása metanizátorral ellátott FID gázkromatográfjal és töltetes (Porapak Q) oszloppal, míg a N<sub>2</sub>O

tartalmának elemzése inkább ECD detektorral vagy MS/IRMS-el és kapilláris oszloppal történik leggyakrabban (Röckmann et al., 2003; Rapson és Dacres, 2014; Giuliani et al., 2015).

A gázkromatográfiás és CRDS technikával elemzett ÜHG kibocsátások mértéke eltérhet egymástól a műszerek érzékenysége miatt (Brannon et al., 2016), viszont a különböző módszerek a kezelések közötti különbségeket képesek konzekvensen kimutatni (Christiansen et al., 2015).

### 2.5.3. Mikrometeorológiai módszerek

Az ÜHG-ok ökoszisztéma-légkör cseréjének vizsgálata történhet mikrometeorológiai módszerrel is. Ezek legelterjedtebb képviselője az eddy-kovariancia technika, mely folyamatos adatsort biztosít szabadföldi mérések esetén (Huang et al., 2014; Haszpra et al., 2018). E technika során a vertikális gázáramok monitorozását egy toronyra szerelt gyors válaszidejű gázanalizátor és egy szónikus anemométer végzi (Christensen et al., 1996; Rapson és Dacres, 2014). A ÜHG mérleg monitorozása mellett a torony csatolt részegységei különböző meteorológiai paraméterek (szélsebesség, szélirány, hőmérséklet, csapadék) monitorozásával egészíti ki a vizsgálatokat (Huang et al., 2014).

### 3. Anyagok és módszerek

#### 3.1. A vizsgálati helyszínnek bemutatása

A talaj ÜHG kibocsátásával foglalkozó szabadföldi kísérleteket két helyszínen végeztük egy kutatócsoport keretein belül. Vizsgálatokat folytattunk a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem (MATE; jogelőd: Szent István Egyetem) Hatvan közelében található Józsefmajori Kísérleti Tangazdaságának talajművelési tartamkísérletében, és az Agrártudományi Kutatóközpont (ATK) martonvásári trágyázási tartamkísérletében (1.6-os kísérlet).

##### 3.1.1. A Józsefmajori Kísérleti Tangazdaság talajművelési tartamkísérlete

A Józsefmajori Kísérleti Tangazdaság talajművelési tartamkísérlete Heves megyében, Hatvan közelében található (é.sz. 47,688°, k.h. 19,605°, 100 m tszf.). A területen 2002 óta hat különböző talajművelési módot (kezelések) alkalmaznak: szántás (SZ, 28-30 cm), sekély kultivátor (SK, 18-20 cm), mély kultivátor (22-25 cm), szántás lazítással (40-45 cm), tárcsázás (12-14 cm) és direktvetés (DV, nincs művelés) (Birkás et al., 2004; Dekemati et al., 2019). A kezeléseket egyenként 13x105 m területű parcellákon, négy ismétlésben véletlen sávos elrendezésben állították be. A kísérlet talajtípusa erdőmaradványos csernozjom, WRB szerint Haplic Kastanozem (Aric, Pantoloamic, Pachic, Bathycalcic). A jellemző éghajlat kontinentális, az éves csapadék átlagosan 560 mm, a középhőmérséklet pedig 10,3 °C (Gelybó et al., 2022). A kísérletben vetésforgót alkalmaznak, illetve a vetett növények igényeinek megfelelően állítják be a kijuttatandó műtrágya dóziséját. Az aratás után keletkező növényi maradványokat a területen hagyják minden parcellán és az őszi művelés során bedolgozzák a talajba, kivéve a DV kezelésben, ahol azok a felszínen maradnak. Az elmúlt évek művelésre, trágyázásra, illetve a vetésre és aratásra vonatkozó információit az *1. táblázat* tartalmazza.

1. táblázat: A vetési, aratási, trágyázási és talajművelési események időpontja a józsefmajori vizsgálataink időtartama alatt

Év	Vetett növény	Talajművelés időpontja	Műtrágyázás időpontja	Műtrágya dózisa (kgN ha <sup>-1</sup> )	Magágykészítés időpontja	Vetés időpontja	Aratás időpontja
2014-2015	őszi búza	2014.10.02.	2014.10.07.	28,5	2014.10.08.	2014.10.08.	2015.09.08.
			2015.04.16.	35			
			2015.05.29.	15			
2016	kukorica	2015.10.28.	2015.10.28.	42	2016.04.12.	2016.04.18.	2016.10.24.
			2016.04.16.	72			
2016-2017	őszi zab	2016.10.28.	2016.10.27.	24	2016.11.01.	2016.11.01.	2017.07.12.
			2017.03.03.	100			
2018	szója	2017.09.11.	2018.03.20.	60	2018.04.26.	2018.04.26.	2018.09.17.
2018-2019	őszi búza	2018.10.10.	2018.10.10.	20	2018.10.10.	2018.10.10.	2019.07.18.
			2019.02.11.	30			
2019-2020	őszi zab	2019.10.02.	2019.10.02.	20	2019.10.09.	2019.10.09.	2020.07.18
			2020.02.20.	60			
2021	napraforgó	2020.10.08.	2021.03.31.	32,4	2021.04.23.	2021.04.23.	2021.09.12.
			2021.10.03.	27			

A józsefmajori talajművelési kísérletben azt vizsgáltuk, hogy a különböző művelési módok hosszú távon hogyan befolyásolják a talaj fizikai és kémiai jellemzőit, illetve a talaj eredetű CO<sub>2</sub> és N<sub>2</sub>O kibocsátásokat. A vizsgálathoz egy hagyományos (SZ) és két talajkímélő, avagy értékmegeőrző (SK, DV) művelési módot választottunk (2. ábra).



2. ábra: A szántás, sekély kultivátor és direktvetés talajművelési kezelések a Józsefmajori Kísérleti Tangazdaság talajművelési tartamkísérletében (fotók: Dencső Márton)

A területen szabadföldi méréseket végzünk 2013 óta, illetve laboratóriumban különféle talajozslop és mikrokozmosz kísérleteket is beállítottunk (2. táblázat). Jelen dolgozatban a 2015-2021 közötti időszak kerül bemutatásra.

2. táblázat: A józsefmajori talajművelési tartamkísérlet szabadföldi és laboratóriumi vizsgálatainak felépítése. Dőlt betűkkel olvasható a kísérletek célkitűzése

<b>Szabadföldi mérések:</b>			<b>Laboratóriumi mérések:</b>		
<b>Környezeti</b>	<b>paraméterek</b>	<b>mérése</b>	<b>Környezeti</b>	<b>paraméterek</b>	<b>mérése</b>
(talajhőmérséklet, talajnedvesség-tartalom)			(talajhőmérséklet, talajnedvesség-tartalom)		
-	<i>A</i>	<i>kezelések különbségének vizsgálata monitoring mérések alapján</i>	-	<i>A talaj CO<sub>2</sub> és N<sub>2</sub>O kibocsátásának környezeti paramétereiktől való függése egyfaktoros talajoszlop kísérletek alapján</i>	
-	<i>A talaj CO<sub>2</sub> és N<sub>2</sub>O kibocsátásának környezeti paramétereiktől való függése kéziműszeres mérések alapján</i>				
<b>Szármaradványok tömegének mérése</b>			<b>Talajkémiai paraméterek mérése</b>		
(szerves és szervetlen szén, pH, illetve különböző nitrogénformák)			(különböző nitrogénformák)		
-	<i>A</i>	<i>kezelések különbségének vizsgálata</i>	-	<i>A</i>	<i>kezelések különbségének vizsgálata talajoszlop és mikrokozmosz kísérletek alapján</i>
			-	<i>A talaj CO<sub>2</sub> és N<sub>2</sub>O kibocsátásával való összefüggés</i>	
<b>Talajkémiai paraméterek mérése</b>			<b>Talajeredetű üvegházhatású gáz kibocsátás (CO<sub>2</sub> és N<sub>2</sub>O) meghatározása</b>		
(szerves és szervetlen szén, pH, illetve különböző nitrogénformák)			(különböző nitrogénformák)		
-	<i>A</i>	<i>kezelések különbségének vizsgálata</i>	•	Talajoszlop kísérletek (kezelések különböző talajnedvesség-tartalommal)	
-	<i>Összefüggés a talaj CO<sub>2</sub>, illetve N<sub>2</sub>O kibocsátása és a talajkémiai jellemzők között</i>		-	<i>Talajművelés hatása</i>	
			-	<i>Műtrágyázás hatása</i>	
			-	<i>Szármaradványok hatása</i>	
			•	Mikrokozmosz kísérlet (kezelések azonos talajnedvesség-tartalommal)	
-	<i>A talajművelés hosszú távú hatásának vizsgálata (a hagyományos és a talajkímélő művelések összehasonlítása)</i>		-	<i>A</i>	<i>kezelések N<sub>2</sub>O kibocsátásának összehasonlítása talajbankból származó minták segítségével</i>

### 3.1.2. A martonvásári trágyázási tartamkísérlet

A martonvásári 1.6-os trágyázási tartamkísérletben (é.sz. 47,327°, k.h. 18,789°) szerves trágyát (szarvasmarha istállótrágyát), NPK műtrágyát (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> és K<sub>2</sub>O összetételű) és ezek kombinációját alkalmazzák azonos talajművelés (szántás) mellett 1955 óta. A trágyázott kezeléseken kívül trágyázásmentes kontroll kezelést is beállítottak. Összesen 24 különböző kezelés van a kijuttatott trágya típusától (szerves, szervesetlen) és hatóanyag tartalmának összetételétől (N, P, K és azok kombinációja) függően, kezelésenként 4 ismétlésben, azaz összesen 96 db 7,5x6,5 m területű parcella található a kísérleti területen. A műtrágyázott kezelések alap hatóanyagtartalma egységesen 80+80= 160 kgN ha<sup>-1</sup> (őszi és tavaszi kijuttatás), 80 kg ha<sup>-1</sup> foszfor (P) (őszi kijuttatás) és 80 kg ha<sup>-1</sup> kálium (K) (őszi kijuttatás), a szervestrágya dózisa pedig 35 kg ha<sup>-1</sup>. A szervestrágya kijuttatása 1975-ig évente történt valamennyi kezelésben, azóta pedig egyes műtrágyás kezeléseknél és a csak szerves trágyát tartalmazó kezeléseknél a kijuttatás négyévente történik. A kísérlet talaja kilúgzott csernozjom, WRB szerint Endocalcic Chernozem (Aric, Pantoloamic, Pachic, Bathyglyeyic), a jellemző éghajlat pedig kontinentális. A területen kukorica-búza bikultúrát alkalmaznak kétéves váltásokban (3. táblázat).

3. táblázat: A martonvásári trágyázási tartamkísérlet vetési, aratási, trágyázási és talajművelési eseményei a mérési időtartam alatt

Év	Vetett növény	Műtrágyázás időpontja	Szerves-trágyázás időpontja	Vetés időpontja	Aratás időpontja	Talajművelés időpontja
2019-2020	kukorica	2019.11.25. 2020.03.20.	2019.11.26.	2020.04.08.	2020.10.30.	2019.11.26.
2020-2021	kukorica	2020.11.25. 2021.03.24.	-	2021.04.23.	2021.10.05.	2020.12.02.

A trágyázási tartamkísérlet vizsgálata során a 24 kezelésből kiválasztottunk négyet, és ezek hatását vizsgáltuk a talaj kémiai paramétereire, valamint a CO<sub>2</sub> és N<sub>2</sub>O kibocsátására vonatkozóan. Mivel célunk a mű- és szervestrágya hatásának összehasonlítása volt, ezért vizsgálatunk során a szervestrágyázott (SZT), az NPK műtrágyázott (MT), a kombinált szerves és műtrágyázott (KO), valamint a trágyázás nélküli kontroll (K) kezeléseknél végeztük méréseinket 2020 és 2021 folyamán (4. táblázat).



4. táblázat: A martonvásári trágyázási tartamkísérlet szabadföldi vizsgálatainak felépítése. Dőlt betűkkel jelöltük a kísérletek célkitűzését

---

### Szabadföldi mérések

---

#### Környezeti paraméterek mérése

(talajhőmérséklet és talajnedvesség-tartalom)

- *A talaj  $CO_2$  és  $N_2O$  kibocsátásának környezeti paramétereiktől való függése kéziműszeres mérések alapján*

#### Talajkémiai paraméterek mérése

(szerves és szervetlen szén, pH, illetve különböző nitrogénformák)

- *A kezelések különbségének vizsgálata*
- *Összefüggés a talaj  $CO_2$  és  $N_2O$  kibocsátásával*

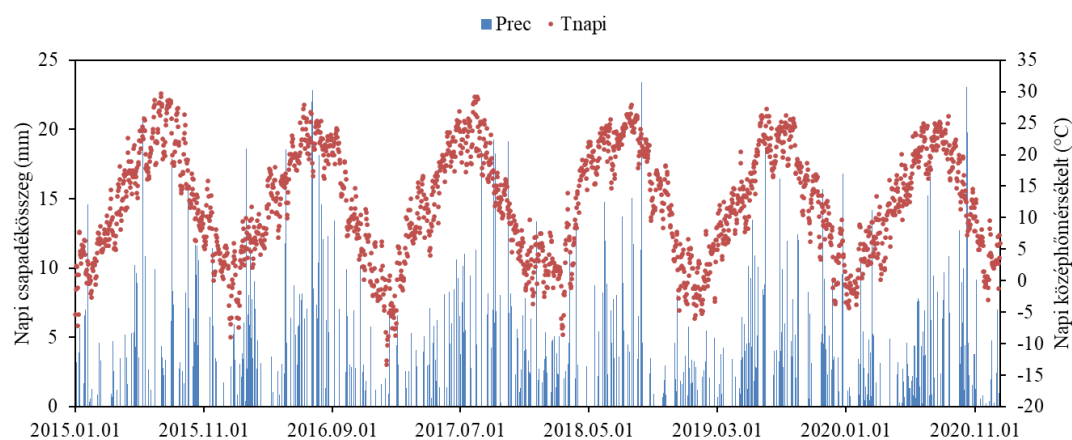
#### Talajeredetű üvegházhatású gáz kibocsátás mérések ( $CO_2$ és $N_2O$ )

- *A trágyázási technikák hatásának összehasonlítása*
- 

## 3.2. Meteorológiai adatok

### 3.2.1. Meteorológiai adatok Józsefmajorban

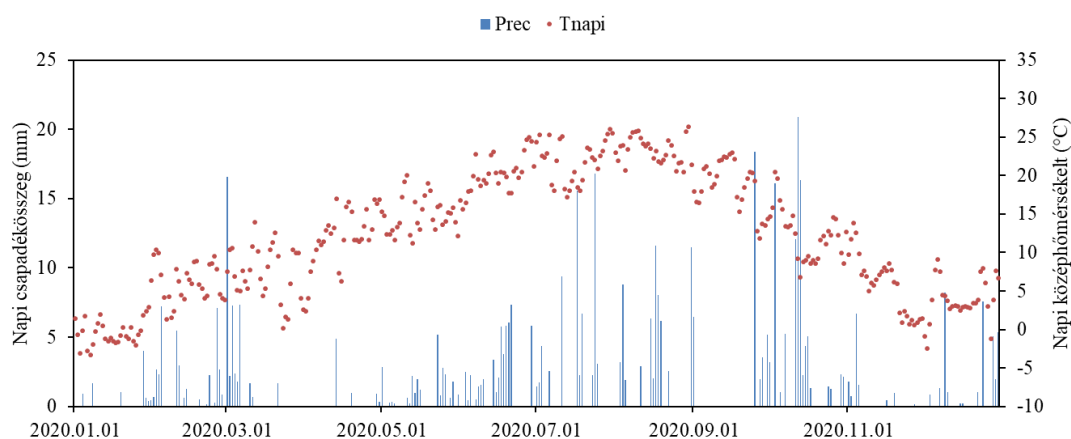
A meteorológiai adatok a FORESEE adatbázis (Dobor et al., 2015) 4.0 verziójából származnak, és a Heréd-Hatvan térségének rácspontjára vonatkoznak (é. sz. 47,72144°, k. h. 19,55247°). A 2015-2020 évekre vonatkozó adatok megfigyelésen alapulnak. A terület jellemzésére napi középhőmérsékletet (°C) és napi csapadékösszeget (mm) használtunk. A 3. ábra a józsefmajori meteorológiai paraméterek menetét mutatja be a 2015-2020 időszakra vonatkozóan.



3. ábra: Napi csapadékösszeg (Prec) és középhőmérséklet (Tnapi) a Józsefmajori Kísérleti Tangazdaság talajművelési tartamkísérletében a 2015-2020 időszakra vonatkozóan a FORESEE v4.0 adatbázis alapján

### 3.2.2. Meteorológiai adatok Martonvásáron

A martonvásári meteorológiai adatokat ugyancsak a FORESEE v4.0 adatbázis szolgáltatta a 2020 évre. Az adatbázis é. sz. 47,4167°, k. h. 18,7500° rácsára vonatkozó adatait használtuk fel. A 4. ábra a martonvásári napi csapadékösszeg és napi középhőmérséklet menetét mutatja be 2020-ban.



4. ábra: Napi csapadékösszeg (Prec) és középhőmérséklet (Tnapi) Martonvásáron 2020-ban a FORESEE v4.0 adatbázis alapján

### 3.2.3. A meteorológiai adatok feldolgozása

A dolgozatban bemutatásra kerül a teljes vizsgálati időszak (2015-2020) átlagos léghőmérsékletéhez képest hűvösebb, illetve melegebb évek átlaghőmérséklete. Meghatároztuk az éves, illetve az éven belüli vegetációs és növény nélküli részidőszakok csapadékösszegét, hogy bemutassuk a csapadékeloszlást és az évek közötti változékonyságot.

## 3.3. A szabadföldi talajhőmérséklet és talajnedvesség-tartalom vizsgálata

### 3.3.1. Talajhőmérséklet és talajnedvesség-tartalom monitoring mérések

2015-től az ÜHG-ok mérésére szolgáló pontok környezetében talajművelési kezelésként egy ismétlésben telepítettünk kombinált talajhőmérséklet és talajnedvesség-tartalom szondákat 5- 10, 15-20, 30-35 és 40-45 cm mélységekben. A szondák 10 percnként gyűjtötték az adatokat, ideiglenes eltávolításuk csak az aratás előtt, illetve

talajművelési munkák során történt meg. A talajhőmérséklet és talajnedvesség-tartalom monitoringot a dielektromos állandó elvén működő Decagon 5TM (*Decagon Devices, Inc., USA, jogutód: METER Group, Inc., USA*) szondákkal biztosítottuk. A műszerek mérési tartománya a talajhőmérsékletre  $-40$ - $+60$  °C, mérési pontossága pedig  $\pm 1$  °C. A talajnedvesség-tartalomra vonatkozó mérési tartomány  $0$ - $50$  (V/V)%, a mérési pontosság pedig  $\pm 3$  (V/V)%.

A folyamatos monitoring célja az egyes talajművelési kezelések közötti talajhőmérséklet és talajnedvesség-tartalom különbségek, illetve az egy kezeléson belüli vertikális heterogenitás vizsgálata volt. Rendszeres talajtömörödöttség és porozitás mérések nem állnak rendelkezésre a vizsgálati időszak alatt, ami egy limitációja a dolgozatnak. Ideális lenne a kezelések talajnedvesség-tartalmának minél jobb értelmezése szempontjából a porozitás ismerete, viszont az egyes talajművelési kezelések összehasonlítását enélkül is el lehet végezni. Folyamatos szabadföldi monitoring mérésekre nem volt lehetőség a martonvásári kísérlet során.

### 3.3.2. Kézi talajhőmérséklet és talajnedvesség-tartalom mérések

A 2019-2021 évek során a talajhőmérséklet és talajnedvesség-tartalom monitoring mellett kézi talajhőmérő és talajnedvesség-mérő segítségével is megvizsgáltuk a talaj felső tíz centiméterének hőmérsékletét és nedvességtartalmát. A méréseket az ÜHG mérésekkel párhuzamosan, minden kibocsátást vizsgáló pont közvetlen környezetében végeztük mindkét szabadföldi kísérletben. Ezzel a módszerrel területileg reprezentatívabb adatsorokat kaptunk a kibocsátásokra vonatkozóan a monitoring adatokhoz képest. A talajhőmérsékletet STP2 talajhőmérő (*PP Systems, Inc., USA*), illetve Brannan talajhőmérő (*S. Brannan & Sons Ltd., UK*) segítségével mértük. A talajhőmérők mérési bizonytalansága rendre  $25$  °C-on  $\pm 0,3$ °C, illetve  $-10$ - $100$ °C-on  $\pm 1$ °C. A pontonkénti talajnedvesség-tartalom mérést refraktometriás mérésen alapuló Campbell Hydrosense II (*Campbell Scientific, Inc., USA*) műszerrel végeztük, melynek mérési bizonytalansága  $< 3\%$ .

A mérések célja az ÜHG-ok talajhőmérséklet és talajnedvesség-tartalom függésének minél pontosabb vizsgálata volt. Az összefüggések erősségének értelmezését Schober et al. (2018) munkája alapján végeztük.

### 3.3.3. A talajhőmérséklet és talajnedvesség-tartalom adatsorok feldolgozása

A folyamatos talajhőmérséklet és talajnedvesség-tartalom mérések adataiból kiszűrtük a szondák hibáiból fakadó értékeket (pl. száradási repedések, szondahibák okozta rendellenes adatok). A szondákat a minél pontosabb talajnedvesség-tartalom eredmények érdekében kalibrálni szükséges (Kinzli et al., 2012), ezért szondáinkat a józsefmajori talajra vonatkozóan kalibráltuk (Seyfried et al., 2005) (9.2. melléklet). A 2015-2020 évi kalibrált adatsorokból napi átlagot számítottunk, a kezelések talajhőmérséklet és talajnedvesség-tartalom állapotának összehasonlító statisztikai elemzését pedig a napi átlagok alapján végeztük mind a négy szintben. A SZ, SK és DV adatsorait szinkronizáltuk a következetes összehasonlítás érdekében, azaz minden esetben kiszűrtük azokat a napokat, amikor bármelyik kezelésben adathiány volt.

A kezelések talajhőmérséklet és talajnedvesség-tartalom adatainak összehasonlítását többféle módon végeztük:

1. A teljes 2015-2020 időszakban (hosszú távú hatás)
2. Az egyes években külön (naptári évek jellemzése)
3. A vegetációs és növény nélküli részidőszakokban (vegetációs hatás)

A vegetációs időszak az adott növény vetésétől az aratásig tartó időszakot, a növény nélküli időszak pedig az aratástól a vetésig tartó periódust jelentette.

A talajművelési kezelések adatainak egymással való összehasonlítása után egy kezelés talajhőmérséklet és talajnedvesség-tartalom adatait önmagában is megvizsgáltuk:

1. A kezelés éveinek egymással történő összehasonlítása a legfelső, 5-10 cm-es mélységben (évek közötti eltérés)
2. A kezelés vegetációs és növény nélküli részidőszakainak egymással történő összehasonlítása (vegetáció időbeli hatása)
3. Egy kezelés vertikális heterogenitása a vizsgálata

A teljes időszakra vonatkozó talajhőmérséklet adatsorok 5-10, 15-20, 30-35 és 40-45 cm-es mélységekben rendre 1746, 1675, 1258 és 822 adatot (vagyis napi átlagot), a talajnedvesség-tartalom adatsorok pedig 1596, 1593, 1261 és 792 adatot tartalmaztak kezelésenként. A talajhőmérséklet és talajnedvesség-tartalom kezelésen belüli vertikális heterogenitásának vizsgálata során szintén szinkronizáltuk az adatsorokat és kiszűrtük azokat a napokat, amikor adathiány lépett fel bármelyik mélységben.

A talaj ÜHG kibocsátásának méréseihez időzített, több ismétlésben, kézi műszerekkel végzett talajhőmérséklet és talajnedvesség-tartalom mérések napi átlagértékeit az adott napra vonatkozó CO<sub>2</sub> és N<sub>2</sub>O kibocsátás átlagértékeivel korreláltattuk éves időléptékben, illetve a CO<sub>2</sub> kibocsátás esetében a részidőszakokra vonatkozóan is. Józsefmajorban a SZ, SK és DV kezelésekben így rendre 54, 45, 54 CO<sub>2</sub> és talajhőmérséklet, emellett 28, 29, 59 CO<sub>2</sub> és talajnedvesség-tartalom adatpár volt. A N<sub>2</sub>O és talajhőmérséklet adatpárok száma rendre 16, 17, 16, míg a N<sub>2</sub>O és talajnedvesség-tartalom esetén 28, 27, 38 volt. A N<sub>2</sub>O kibocsátás esetében ritkább volt az talajhőmérséklet adatsor, ezért nem határoztuk meg a korrelációkat külön a részidőszakokban. Martonvásáron kezeléstől és ÜHG-től függetlenül 22 darab adatpár állt rendelkezésünkre. Itt szintén csak a teljes évet vizsgáltuk, mivel a növény nélküli időszakokból kevés adatpár állt rendelkezésre.

#### 3.4. Szármaradványok vizsgálata

A vizsgálat során a zab aratása és talajművelési munkák után 2020.10.29.-én maradéktalanul eltávolítottuk a talajfelszínen található szármaradványokat 20x20 cm nagyságú négyzet alakú kereteken belül a SZ, SK és DV kezelésekben, kezelésenként kilenc ismétlésben. A növénymaradványokat 60°C-on 24 óra alatt tömegállandóságig szárítottuk, majd analitikai mérleg (*Sartorius AG, Germany*) segítségével meghatároztuk a minták tömegét. A vizsgálat célja a három kezelés mulcsborítottságának felmérése a szármaradványok tömegének mérésével (5. ábra).



5. ábra: A szántás, sekély kultivátor és direktvetés mulcsborítottsága a Józsefmajori Kísérleti Tangazdaság talajművelési tartamkísérletében (fotók: Dencső Márton)

### 3.5. A talajkémiai paraméterek vizsgálata

#### 3.5.1. A talajkémiai paraméterek rendszeres és alkalmi mérései

Rendszeres talajmintavételt végeztünk józsefmajori munkánk során a C és N-ciklushoz köthető legfőbb talajkémiai paraméterek meghatározása céljából. A mintákat 2016-tól 2018-ig a talaj CO<sub>2</sub> kibocsátásának mérésére szolgáló pontok közeléből, 2019-től pedig a talaj N<sub>2</sub>O kibocsátásának mérési pontjai mellől vettük a SZ, SK és DV kezelésekből. A mintavétel talajművelési kezelésként jellemzően három ismétlésben történt, egymástól 3-4 m távolságra a talaj 0-10 cm mélységéből. 2016-tól 2018-ig havonta egy alkalommal mintavételeztünk, majd 2019-ben a kezeléskénti mintavételek száma és térbeli elhelyezkedése megegyezett a talaj N<sub>2</sub>O kibocsátás mérési pontok számával és helyével. 2020-ban és 2021-ben kisebb intenzitással tudtunk haladni; tavasztól ősziig három mintavételt végeztünk. Ezekből a mintákból nitrogénformák: teljes nitrogén (N<sub>tot</sub>), ammónium-nitrogén (NH<sub>4</sub>-N) és nitrát-nitrogén (NO<sub>3</sub>-N) kerültek meghatározásra. A talaj szerves széntartalmát a nitrogénformákhoz képest ritkább időközönként vizsgáltuk (évi egy-három alkalommal), mivel ennek a paraméternek nincs nagyobb mértékű éves változékonysága. A talajkémiai mérések különböző nedveskémiai, gőzdesztillációs eljárásokkal (Tyurin-módszer, ISO 11261:1995, illetve MSZ 20135:1999) történtek (Jankauskas et al., 2006; Akhtar et al., 2011). A vizsgálattal a három kezelést hasonlítottuk össze talajkémiai szempontból.

A rendszeres méréseket alkalmi talajmintavételekkel egészítettük ki, ezekből a mintákból a talaj pH-értéke és CaCO<sub>3</sub> tartalma kerültek meghatározásra. A talaj 0-10 cm mélységben mérhető pH-értékét H<sub>2</sub>O talajszuszpenzió segítségével vizsgáltuk 2016 és 2017 során összesen három alkalommal, kezelésként 3 ismétlésben. A MultiLine P4 pH/vezetőképesség mérő (WTW Multi 350i) elektródot alkalmaztuk a MSZ-08-0206-

2:1978 szabvány szerint. A talaj  $\text{CaCO}_3$  tartalmát hasonló mintaszámmal Scheibler-féle kalciméter segítségével vizsgáltuk.

Józsefmajorban 2016-ban a kezelések felső talajrétegének vertikális kémiai heterogenitás vizsgálata céljából kiegészítő méréseket végeztünk a SOC és N-formák vonatkozásában. Kezelésenként három ismétlésben talajmintákat vettünk a 0-5, 5-10, 10-15 és 15-20 cm mélységekből egymástól 3-4 m távolságra februártól szeptemberig összesen öt alkalommal. Ennek a kísérletnek a célja egy-egy kezeléson belül a talajkémiai jellemzők változásának nyomon követése volt a talaj felső 20 cm-es rétegében.

Martonvásáron 2020-ban a vegetációs időszak közepén, 2021-ben pedig a műtrágyázás előtt és utáni, valamint ősszel történt mintavétel az összes gázmérési pontból. A talaj 0-10 cm-es rétegét vizsgáló mintavétel célja az egyes trágyázási kezelések SOC és N-formáinak összehasonlítása volt. Alkalmi mintavétel során, Martonvásáron is meghatározásra került a kezelések pH-értéke, illetve  $\text{CaCO}_3$  tartalma kezelésenként hét ismétlésben. A talajminták kémiai analízisét a Talajtani Intézet laboratóriumának munkatársai végezték.

### 3.5.2. A talajkémiai adatok feldolgozása

Az egyes kezelések talajkémiai paramétereit a kísérlet teljes időtartamára vonatkozóan hasonlítottuk össze. A talaj felső 20 cm-es rétegeinek 2016 évi elemzését egy-egy kezeléson belül végeztük el. Az adatsorok statisztikai összeállításához a nyers adatokat használtuk fel, nem készítettünk napi átlagértékeket. A talajkémiai mintavételek nem voltak elég rendszeresek a kellően megalapozott időbeli korrelációk megállapításához, ezért inkább a kezeléshatás kimutatására szolgálnak. A talajkémiai adatok darabszámát az *9.3. melléklet* tartalmazza.

## 3.6. A talaj $\text{CO}_2$ kibocsátásának szabadföldi vizsgálata

### 3.6.1. A statikus kamrás mintavételi eljárás

Józsefmajori méréseinkhez 2013-2017 között 20x30x10 cm térfogatú, két részből álló statikus kamrákat használtunk. A kamra alsó részeként szolgáló fém keretet a talajba szúrtuk le 5-10 cm mélyen, illetve minden kerethez tartozott egy gumi szeptummal ellátott 10 cm magas fémből készített fedél. A kamrákat csak a vetés, az aratás, illetve a talajművelés idejére távolítottuk el, ideiglenesen (*6. ábra*).





6. ábra: A statikus mintavételi kamrák elhelyezkedése a Józsefmajori Kísérleti Tangazdaság talajművelési tartamkísérletében (fotók: Dencső Márton, Hubainé Tóth Eszter, Gelybó Györgyi)

A mintavétel során a keretek tetején kiképzett vályút vízzel töltöttük meg, így a fedelekkal légmentesen tudtuk lezárni a keretek által határolt talajfelszínt. A szeptumon keresztül közvetlenül a kamra lehelyezése után ( $c_0$ ), majd 20 perc inkubációs idő elteltével ( $c_{20}$ ) 10 ml-es gáztömör fecskendővel (*Hamilton, Inc., USA*) előre kivákuumozott fiolákba levegőmintát vettünk. A kezdeti és a végső gázminta  $\text{CO}_2$  koncentrációjából lineáris közelítéssel becsültük a talaj  $\text{CO}_2$  kibocsátását  $\text{mgCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  mértékegységben (9.4. melléklet). A 2015 évi adatsorokat megvizsgálva, a  $c_0$  kezdeti koncentrációk éves átlaga  $456 \pm 53$  ppm, a  $c_{20}$  végső koncentrációk átlaga pedig  $744 \pm 187$  ppm volt. Az inkubációs idő alatt végbemenő átlagos koncentrációnövekedés valószínűleg nem befolyásolta érdemben a mért áramokat. A gázminták  $\text{CO}_2$  koncentrációját a mintavétel után FISOONS 8000 gázkromatográfjal (*Fisons, UK*) elemeztük (Gelybó et al., 2022).

### 3.6.2. A dinamikus kamrás mérési eljárások

A józsefmajori szabadföldi kísérletben 2018-tól az EGM-5 (*PP Systems, Inc., USA*) infravörös terepi gázanalizátort használtunk a talaj  $\text{CO}_2$  kibocsátásának mérésére, mely zárt dinamikus kamrás mérési eljárás alapján alapul. A műszer mérési tartománya 0-5000 ppm, a mérési pontossága pedig  $<1\%$ .

Hasonlóan a statikus kamrás módszerhez, kereteket helyeztünk le a talajfelszínbe 10 cm mélységig, így biztosítva a mérési pontok térbeli állandóságát. Az EGM-5 gyári, 10 cm átmérőjű, kör alakú műanyag kereteit (*PP Systems, Inc., USA*) használtuk, a bennük fejlődő növényeket pedig ez esetben is kigyomláztuk. A keretek szélén kiképzett horonyba helyeztük a gázanalizátor 10 cm magas henger alakú SRC2 talajrespirációs kamráját (*PP Systems, Inc., USA*), így alkotva a légmentesen zárt, inkubációs térrészt (7. ábra).





7. ábra: A dinamikus kamrás talaj CO<sub>2</sub> kibocsátás mérés EGM-5 analizátor segítségével a Józsefmajori Kísérleti Tangazdaság talajművelési tartamkísérletében (fotók: Dencső Márton)

Az inkubációs időt előzetes tesztek alapján két percre állítottuk. Egy-egy mérés közben az inkubációs kamrában emelkedő CO<sub>2</sub> koncentrációt négy másodpercenként detektálta a műszer, majd egy algoritmus segítségével CO<sub>2</sub> kibocsátást számított lineáris és kvadratikus közelítésekkel gCO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> óra<sup>-1</sup> mértékegységben. A lineáris és a kvadratikus közelítés erős lineáris korrelációt mutatott ( $r^2=0,83-0,92$ ); munkánk során a kvadratikus modellt alkalmaztuk.

A martonvásári trágyázási tartamkísérletben szintén dinamikus kamrás módszerrel végeztük a talaj CO<sub>2</sub> kibocsátásának vizsgálatát, a Picarro G2508 (Picarro Inc., USA) típusú multigáz analizátorral. A készülék mérési tartománya CO<sub>2</sub>-ra vonatkoztatva 380-5000 ppm, a mérési bizonytalansága pedig  $\pm 192$  ppb. A Picarro készülékhez 3 mm átmérőjű, 15 m hosszú csőrendszerrel csatlakoztatott henger alakú dinamikus kamra (Eosense, Inc., USA) átmérője 16,5 cm, magassága pedig 26 cm volt. A kamra lehelyezése és az emelkedő gázkoncentrációk detektálása között körülbelül fél-1 perces eltérés volt. A kamrához nem tartozott a talaj felszínébe szúrható előre letelepített keret, így a kamrát közvetlenül a talajra helyeztük előre megjelölt pontokra (8. ábra).



8. ábra: A dinamikus kamrás talaj CO<sub>2</sub> kibocsátás mérés Picarro G2508 analízátor segítségével a Martonvásári trágyázási tartamkísérletben (fotók: Dencső Márton)

Az inkubációs idő 10 perc volt, a talaj CO<sub>2</sub> kibocsátását pedig lineáris közelítéssel becsültük a kezdeti és végkoncentrációk alapján.

### 3.6.3. A statikus és a dinamikus kamrás mérési módszerek összehasonlítása

A józsefmajori statikus és EGM-5 analízátorral végzett dinamikus kamrás mérési eredményeket a módszerváltás alkalmával összehasonlítottuk. 2017-ben májustól szeptemberig 16 alkalommal végeztünk méréseket a SZ és a DV kezelésekben. Mindkét módszer esetén hét-hét ismétlésben végeztünk méréseket, az eltérő módszerek kamrapárjait egymás közvetlen közelébe telepítettük, azonban azok nem ugyanazon a ponton voltak elhelyezve (9. ábra).

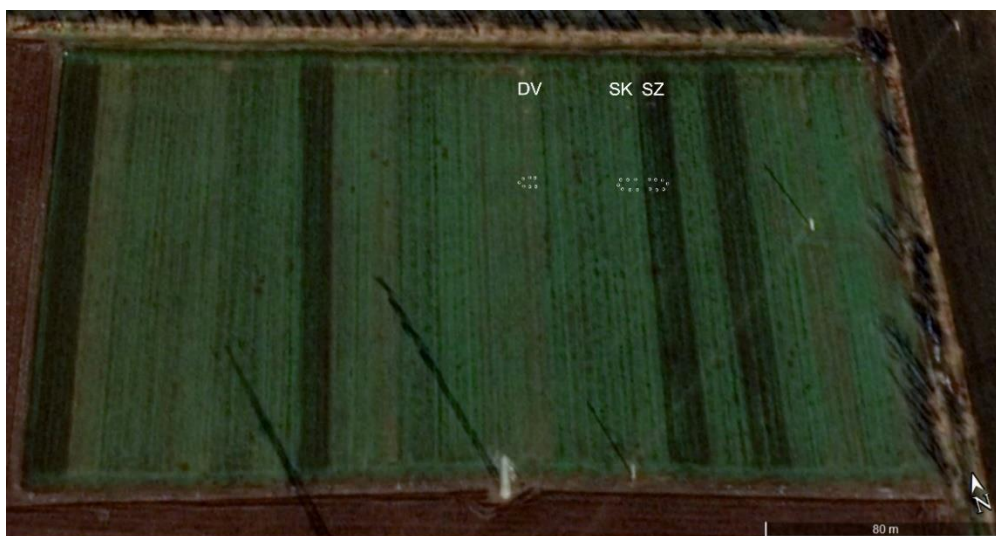


9. ábra: A statikus kamrás mintavételi eljárás (téglalap alakú) és a dinamikus kamrás mérési módszer (kör alakú) kereteinek elhelyezkedése (fotó: Dencső Márton)

A kiértékelés során a különböző módszerek mérési pontjainak napi átlagait hasonlítottuk össze egymással. A két módszer összehasonlítása alapján lineáris közelítéssel a SZ-ban közepes ( $r^2=0,40$ ), a DV esetén pedig erős ( $r^2=0,82$ ) korrelációt kaptunk (9.5. melléklet). Ezt az eredményt elfogadtuk, tekintve, hogy a két módszerrel nem volt alkalmunk ugyanazon pontokban mérni a talaj CO<sub>2</sub> kibocsátását, illetve a kísérleti célunk inkább a kezelések viszonyának összehasonlítása volt, nem pedig az abszolút kibocsátások vizsgálata.

#### 3.6.4. A talaj CO<sub>2</sub> kibocsátásának mérése Józsefmajorban

A józsefmajori talajművelési tartamkísérletben kutatócsoportunk 2013 óta vizsgálja a talajrespirációt a kiválasztott három kezelésben. Minden évben a kezelések ugyanazon parcellájában, parcellánként hét ismétlésben mértük a talaj CO<sub>2</sub> kibocsátását egy körülbelül 20 m<sup>2</sup>-es területen (10. ábra)



10. ábra: A talajművelési kezelések helyzete és a rendszeres CO<sub>2</sub> kibocsátás mérési pontok térbeli elhelyezkedése (fehér pontok) egy talajművelési kezelésen belül Józsefmajorban (forrás: Google Maps, SZ: szántás, SK: sekély kultivátor, DV: direktvetés)

A mérések időkerete nem engedte meg, hogy több parcellaismétléssel dolgozzunk. A méréseket tavasztól ősziig hetente egy alkalommal, a téli hónapokban pedig kétheti, havi rendszerességgel végeztük, lehetőség szerint délelőtt 9 és 12 között. Ennek az időintervallumnak a kiválasztása azért történt, mert a kibocsátás napi átlagát a délelőtti órák (8-10 óra között nyáron és 9-12 óra között egyéb időszakokban) jellemzik a legjobban (Zhang et al., 2013a).



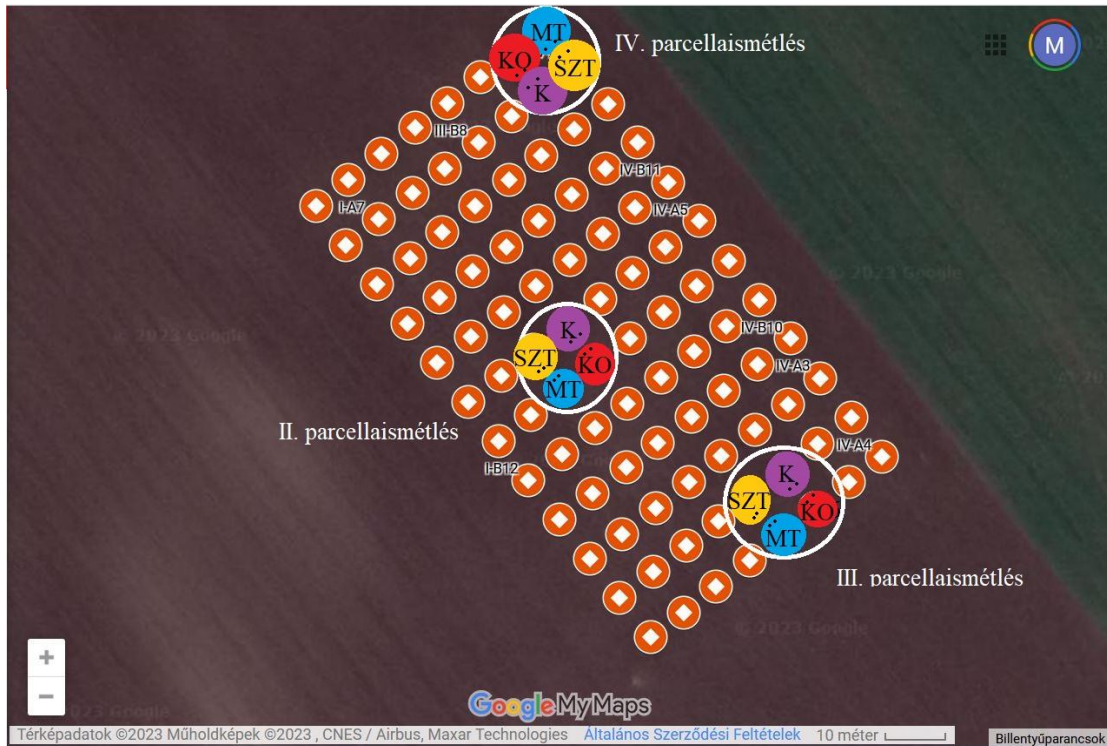
### 3.6.5. A talaj CO<sub>2</sub> kibocsátásának mérése Martonvásáron

A martonvásári trágyázási tartamkísérletben 2020-tól mértük a talaj CO<sub>2</sub> kibocsátását a dinamikus kamrás módszeren alapuló Picarro G2508 gázanalizátor segítségével (11. ábra).



11. ábra: A dinamikus kamrás talaj CO<sub>2</sub> kibocsátás mérés Picarro analizátor segítségével a martonvásári trágyázási tartamkísérletben (fotó: Dencső Márton)

Méréseinket 2020-ban kétheti rendszerességgel, 2021-ben pedig annál ritkábban végeztük a K, SZT, MT és KO kezelésekben. A martonvásári kísérletben a kisebb parcellaméret miatt lehetőség nyílt egy trágyázási kezelés három parcellájában (parcellaismétlés) vizsgálni a talajrespirációt. A méréseket egy kezelés parcelláján belül kettő, azaz összesen kezelésként hat ismétlésben végeztük. Fontos megemlíteni, hogy a martonvásári parcellák jóval kisebb területűek voltak a józsefmajori parcellákhoz képest. Naponta összesen 24 mérést végeztünk az időigényesebb N<sub>2</sub>O mérésekkel párhuzamosan. A martonvásári kísérletben reggel 8 órakor kezdtük vizsgálatainkat és azok a nagy mintaszám és hosszas N<sub>2</sub>O mérés miatt délutánig tartottak. A méréseket úgy időzítettük, hogy egy parcellaismétlésen belül lemértük mind a négy kezelésben a kezelésként 2-2 pontot, majd folytattuk a második parcellaismétléssel, végül a harmadik ismétlés kezelésével. A parcellák sorrendjének figyelembevételével minden kezelés esetében mértünk délelőtt, délben és délután is, ezzel kiküszöbölve a CO<sub>2</sub> kibocsátás napi menetének befolyásoló hatását (12. ábra).



12. ábra: A martonvásári kísérletek parcellái (narancssárga körökkel jelölve), és a vizsgált parcellák ismétlései (II., III., IV. ismétlés), illetve a kezeléseken belüli mérési pontok térbeli helyzete (fekete pontok). K: kontroll, SZT: szerves trágyázott, MT: műtrágyázott, KO: kombinált szerves és műtrágyázott kezelések (Forrás: Google Maps)

### 3.6.6. A talaj CO<sub>2</sub> kibocsátás adatsorainak feldolgozása

Jelen dolgozatban a 2015-2020-ig tartó időszak, szűrés utáni nyers (nem napi átlagolt) adatait elemeztük a Józsefmajorban kiválasztott három talajművelési kezelésben. A talajrespiráció rendszeres méréseinek adatsorában a negatív kibocsátást mérési hibaként értelmeztük, mely adódhatott az inkubációs kamrák elégtelen záródásából, a nem megfelelő kigyomlálásából, illetve a száradási repedések hatásából. A talaj negatív CO<sub>2</sub> kibocsátásának értelmezése vitatott a téma kutatói között. Olyan szélsőséges időjárással rendelkező területeken figyeltek meg negatív kibocsátásokat, mint a sivatagok (Cueva et al., 2019), vegetáció nélküli száraz területek (Wang et al., 2015), magas sótartalmú talajokon található száraz területek (Xie et al., 2009), illetve olyan speciális élőhelyeken, mint a tőzeglápok (Windham-Myers et al., 2018), folyótorkolati vizes élőhelyek (Han et al., 2014). Egy kontinentális éghajlatú mezőgazdasági területen nagyobb valószínűséggel adódik negatív CO<sub>2</sub> kibocsátás a mérés hibájából fakadóan, ezért ezeket az értékeket kiszűrtük mind a statikus, mind a dinamikus kamrás módszerrel gyűjtött adatsorok esetében.

A statikus kamrás módszer bizonytalanságát egyéb tényezők is befolyásolhatták, ezért ez esetben további szűrést alkalmaztunk. Bizonytalanságok adódhattak a kamra elégtelen záródásán kívül a mintavételi fecskendők hibáiból, a fecskendőt kezelő kutatók gázmintavételi módszerében történő különbségekből, illetve a mintavételi fiolák nem megfelelő vákuumozásából. Az utólagos gázkromatográfiás mintaelemzés során ugyancsak felléphetnek mérési bizonytalanságok az alkalmazott standard gázok és a mérési módszer alkalmoszerű hibáiból fakadóan. Mivel a légköri CO<sub>2</sub> koncentráció egy jól meghatározható érték (Tans, 2022), ezért a mérések kezdeti CO<sub>2</sub> koncentrációi alapján szűrtük a talaj CO<sub>2</sub> kibocsátásának évekre lebontott adatsorait. Meghatároztuk egy adott évben végrehajtott összes mérés kezdeti CO<sub>2</sub> koncentrációinak alsó és felső percentilisét egy-egy talajművelési kezelésen belül, és kiszűrtük azokat a CO<sub>2</sub> kibocsátás értékeket, melyekhez tartozó kezdeti CO<sub>2</sub> koncentráció értékek az intervallumon kívül estek.

A szabadföldi CO<sub>2</sub> kibocsátások statisztikai elemzése során a három talajművelési mód szűrt, nem napi átlagolt adatsorait hasonlítottuk össze egymással, a környezeti paraméterekhez hasonlóan a teljes időszakra vonatkozóan, egy naptári évben, illetve a vegetációs és növény nélküli időszakokban. A három talajművelési kezelés adatsorainak egymással való összehasonlítása után a SZ, SK és DV kezelés adatsorát önmagában is vizsgáltuk. Az elemzést ez esetben is többféleképpen végeztük el:

1. Egy kezelés naptári éveinek egymással történő összehasonlítása, a CO<sub>2</sub> kibocsátás kezelésen belüli hosszú távú változékonyságának vizsgálata céljából (évek különbsége)
2. Egy kezelés részidőszakainak egymással történő összehasonlítása, a CO<sub>2</sub> kibocsátás kezelésen belüli éves változékonyságának vizsgálata céljából (vegetáció hatása)

A talaj CO<sub>2</sub> kibocsátásának martonvásári 2020-2021 évi adatsorait ugyanazzal a módszerrel dolgoztuk fel, mint a józsefmajori dinamikus kamrás adatsorok esetében. A CO<sub>2</sub> kibocsátások teljes darabszámát a 9.3. *melléklet* tartalmazza.



### 3.7. A talaj N<sub>2</sub>O kibocsátásának szabadföldi vizsgálata

#### 3.7.1. A talaj N<sub>2</sub>O kibocsátás mérések dinamikus kamrás módszere

A dinitrogén-oxid mérésekhez a már bemutatott Picarro G2508 típusú gázanalizátort használtuk. A készülék mérési tartománya N<sub>2</sub>O-ra vonatkoztatva 0,300-200 ppm, az adott készülék mérési bizonytalansága nyers koncentrációmérés esetén  $\pm 10,4$  ppb, az egy perces csúszó átlagra vonatkozva pedig  $\pm 2,1$  ppb. A N<sub>2</sub>O mérések a CO<sub>2</sub> mérésekkel párhuzamosan történtek (13. ábra).



13. ábra: A talaj N<sub>2</sub>O kibocsátásának mérése Picarro analízator segítségével a Józsefmajori Kísérleti Tangazdaság talajművelési tartamkísérletében és a martonvásári trágyázási tartamkísérletben (fotók: Dencső Márton)

A talaj N<sub>2</sub>O kibocsátásának mérése során a kamra nagy térfogata, a csőrendszer hossza, a N<sub>2</sub>O gáz mérésének nagyobb bizonytalansága és annak CO<sub>2</sub>-től eltérő tulajdonságai miatt 15 percre állítottuk az inkubációs időt a 2019-es első mérési évben, majd a tapasztalatok alapján a második évtől 10 percre csökkentettük azt. A műszer másodpercenként detektálta a kamrában lévő N<sub>2</sub>O koncentrációt, a kibocsátás értékeket pedig utólagosan lineáris közelítéssel becsültük (9.6. melléklet). Az inkubációs kamrában felhalmozódó N<sub>2</sub>O gáznak jóval nagyobb a változékonysága a CO<sub>2</sub> gázhoz képest, ezért további korrekciókra volt szükség, hogy megbízhatóan ki tudjuk mutatni a talajeredetű N<sub>2</sub>O kibocsátást. A kibocsátások számítása során egy mérés első 20 másodpercének átlagértékét tekintettük a kezdeti koncentrációnak ( $c_0$ ), a végső koncentrációt ( $c_{10}$ ) pedig a nyers koncentráció görbe

három perces csúszó átlagolásával simított érték adta. A nyers adatok elméleti bizonytalansága <25 ppb volt, ami a csúszó átlagolással <10 ppb-re csökkent.

### 3.7.2. A talaj N<sub>2</sub>O kibocsátásának mérése Józsefmajorban

Józsefmajorban 2019-ben az őszi búza aratása után kezdtünk N<sub>2</sub>O kibocsátás méréseket végezni dinamikus kamrás módszerrel a SZ és a DV kezelésekben - a mérési módszer nagy időigénye miatt - kezelésként három ismétlésben, majd a következő évtől a SK kezelésben is elkezdtek vizsgálni a kibocsátást. 2019-ben kezdetben ritkábban, majd az őszi csapadékos időszakban és a műtrágyázás után hetente, illetve kéthetente időzítettük méréseinket, 2020-ban pedig az év nagy részében kéthetente végeztük vizsgálatainkat. A 2020-as nagyobb gyakoriságú vizsgálatok tapasztalatai alapján, 2021-ben havi két alkalommal végeztük méréseinket, a tavaszi és őszi nagyobb erősségű csapadékeseményekhez időzített kampányszerű kiegészítő alkalmak beiktatásával. A talaj N<sub>2</sub>O kibocsátásának méréseit egyszerre kezdtük az EGM-5 analizátoros CO<sub>2</sub> mérésekkel, azok közelében.

### 3.7.3. A talaj N<sub>2</sub>O kibocsátásának mérése Martonvásáron

Martonvásáron a talajeredetű N<sub>2</sub>O kibocsátás méréseket 2020-ban kéthetente, majd 2021-ben havi két alkalommal, illetve csapadékeseményekhez kötötten időzítettük. A talajrespiráció vizsgálatához hasonlóan a K, MT, SZT, valamint a KO kezelésekben mértünk összesen hat ismétlésben. A talaj N<sub>2</sub>O kibocsátás mérési pontok megegyeztek a talaj CO<sub>2</sub> kibocsátását vizsgáló pontokkal, a Picarro műszer párhuzamosan mérte a két gáz koncentrációit.

### 3.7.4. A N<sub>2</sub>O kibocsátás adatsorainak feldolgozása

Józsefmajorban a 2019-2021 évek, Martonvásáron pedig a 2020-2021 évek szűrt, nem átlagolt adatsorait dolgoztuk fel az egyes évekre és a teljes vizsgálatra vonatkozóan. A mérések során jelentkező negatív N<sub>2</sub>O kibocsátás adatokat 0 értékeknek vettük, mivel azok kivétel nélkül erősen közelítettek 0-hoz, így feltehetően a N<sub>2</sub>O koncentrációk mérési bizonytalanságból adódtak. Szakirodalmi adatok alapján elmondható, hogy mezőgazdasági területek negatív N<sub>2</sub>O kibocsátásai túlnyomó részt a mérési módszer bizonytalanságából,

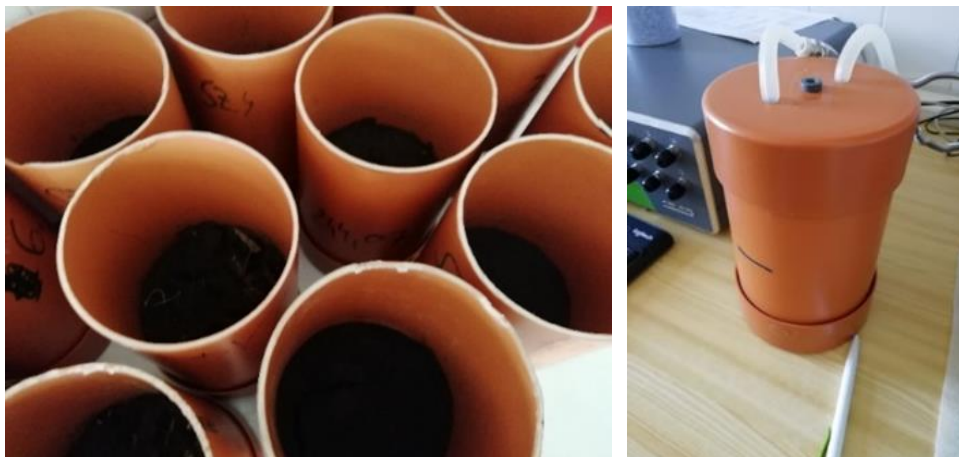


mintsem a mikrobiológiai aktivitás  $N_2O$  nyeléséből származhatnak (Cowan et al., 2014). A  $N_2O$  kibocsátások teljes darabszámát a 9.3. melléklet tartalmazza.

### 3.8. A laboratóriumi talajoszlop és mikrokozmosz kísérletek bemutatása

Laboratóriumi körülmények között a különböző összefüggések könnyebben és pontosabban kimutathatók, ezért a szabadföldi méréseket laboratóriumi kísérletekkel is kiegészítettük.

A józsefmajori kezelésekből gyűjtött talajoszlopokon öt laboratóriumi kísérletet állítottunk be. A mintavételeket a laborkapacitáshoz és az általános munkamenethez időzítettük, a kísérleteket pedig 2019 augusztusától 2020 februárjáig végeztük egymás után. A mintavételek során 10 cm átmérőjű, 20 cm magas műanyag hengereket szűrtünk a talaj felszíni rétegének 10 cm mélységébe. A mintavételt követően az oszlopok alját lezártuk, és laboratóriumba szállítottuk a mintákat (14. ábra).



14. ábra: A laboratóriumi talajoszlopok

Kísérleteink célja a talajművelés, a különböző műtrágya dózisok, a szármaradványok hatásának vizsgálata volt a talaj  $CO_2$  és  $N_2O$  kibocsátására, illetve a talaj ÜHG kibocsátásának talajhőmérséklet és talajnedvesség-függését is megvizsgáltuk.

A laboratóriumi talajoszlop kísérletek során - hogy megőrizzük az egyes kezelések eredeti szerkezetét - bolygatatlan mintákat vettünk a hagyományos SZ és a talajkímélő DV kezelésekből. A nagy mintaszám és az ésszerű kezelhetőség miatt a laboratóriumi kísérleteket alapvetően e két, egymáshoz viszonyítva nagyban különböző kezeléssel végeztük. A kezelések között szabadföldön is megfigyelhető talajnedvesség-tartalom

különbséget szándékosan meghagytuk, hogy a bolygatatlan szerkezet mellett a nedvességtartalom is a terepi körülményeket szimulálja. Azokban a kísérletekben, ahol utólagos műtrágyázás történt, az eredeti szabadföldi minták képviselték a kontrollt (0 kgN ha<sup>-1</sup> hatóanyag tartalmú minták: SZ0, DV0), a műtrágyával kezelt minták (80 és 160 kgN ha<sup>-1</sup> hatóanyag tartalmú minták: SZ80, DV80, SZ160, DV160) pedig emelt tápanyag tartalmú kezeléseket szimuláltak (5. táblázat). A talajoszlop kísérletekben minden esetben kalcium-ammónium-nitrát volt a műtrágya.

5. táblázat: A laborkísérletekben használt minták jele és magyarázata

Minta jele	Magyarázat
SZ0	0 kgN ha <sup>-1</sup> szabadföldi minták a szántásból
DV0	0 kgN ha <sup>-1</sup> szabadföldi minták a direktvetésből
SZ80	80 kgN ha <sup>-1</sup> műtrágyával kezelt minták a szántásból
DV80	80 kgN ha <sup>-1</sup> műtrágyával kezelt minták a direktvetésből
SZ160	160 kgN ha <sup>-1</sup> műtrágyával kezelt minták a szántásból
DV160	160 kgN ha <sup>-1</sup> műtrágyával kezelt minták a direktvetésből
DV0a	szármaradványokkal kevésbé vagy nem borított minták a direktvetésből
DV0m	szármaradványokkal nagymértékben borított minták a direktvetésből

A talajoszlopok laboratóriumba szállítása után két nappal kezdődtek a CO<sub>2</sub> és N<sub>2</sub>O kibocsátás mérések, az első héten napi, majd később ritkább mérési gyakorisággal. Az első és második kísérletekben, ahol az eredeti állapotot megváltoztató kezelést alkalmaztunk (műtrágyázás vagy talajnedvesség-tartalom változtatása) minden esetben egy kezdeti „0. napi” méréssel kezdtük a kísérleteket. A laborkísérletek során a mintavételi hengereket egy-egy mérés alatt felülről is lezártuk, és az így létrejött zárt inkubációs kamrához csatlakoztattuk a szabadföldön is alkalmazott Picarro G2508 készüléket. A mérési idő a szabadföldi mérésekhez hasonlóan a laboratóriumban is 10 perc volt.

A talajoszlop-kísérletek során Kern EW 12000-1NM táramérleg (*Kern GmbH, Germany*) segítségével határoztuk meg minden mérési napon a minták tömegét, majd a kísérlet végén kiszárítottuk a mintákat 105°C-on tömegállandóságig. A mérési napok között az oszlopok tetejét parafilmel zártuk le a kiszáradás megakadályozása érdekében. A 9.2. mellékletben bemutatott módszer segítségével kiszámítottuk a minták gravimetrikus talajnedvesség-tartalom értékeit, melyeket a talajok térfogattömegével való korrekció után

volumetrikus talajnedvesség-tartalom értékekre váltottunk át a terepi adatokkal való szinkronizáció érdekében.

A kísérletek bontása után minden esetben meghatároztuk az oszlopok végső talajkémiai paramétereit. A kísérletek időtartama alatt a minták bolygatatlanságának megőrzése érdekében nem volt mód talajmintavételre.

### 3.8.1. Talajművelés hatását vizsgáló oszlopkísérlet

Ebben a kísérletben a mintavételt 2019.08.02.-án végeztük az aratás után három héttel. Mivel itt nem a művelés rövid, hanem annak hosszú távú hatásának vizsgálata volt a cél, ezért időzítettük a mintavételt még a szántást megelőző hetekre. A kísérlet során kezelésként öt ismétlésben az eredeti terepi körülményeket képviselő kontroll (SZ0 és DV0) talajminták mellett,  $80 \text{ kgN ha}^{-1}$  hatóanyagának megfelelő dózissal is beállítottunk kezeléseket (SZ80 és DV80), amivel a frissen műtrágyázott talajállapotot szimuláltuk. A talajnedvesség-tartalmat a minták eredeti nedvesség értékein tartottuk egy hétig, amíg a talaj ÜHG kibocsátása egy állandó értéken stabilizálódott, majd hagytuk a mintákat kiszáradni. Ez utóbbi részből talajnedvesség- függést vizsgáltunk. A kísérlet összesen 31 napos időtartama alatt 12 napon történt mérés, és a léghőmérséklet állandó volt.

### 3.8.2. Műtrágyázás hatását vizsgáló oszlopkísérlet

Ebben a kísérletben a SZ és DV talajának ÜHG kibocsátását vizsgáltuk  $0 \text{ kgN ha}^{-1}$ ,  $80 \text{ kgN ha}^{-1}$  és  $160 \text{ kgN ha}^{-1}$  műtrágya dózisok alkalmazása után, így 6 kezelést lehetett elkülöníteni (SZ0, DV0, SZ80, DV80, SZ160, DV160). A mintavételt 2020.02.13.-án végeztük kezelésként öt ismétlésben. Ekkor a talajművelés rövidtávú hatása már nem érvényesült, a vegetációs hatás pedig még nem volt nagyobb mértékű befolyásoló tényező. A kísérletet két részre bontottuk, és az alábbi talajnedvesség-tartalmú állapotok során vizsgáltuk az ÜHG kibocsátásokat:

- a) eredeti szabadföldi talajnedvesség-tartalmú állapot vizsgálata
- b) megemelt talajnedvesség-tartalmú állapot vizsgálata

A SZ esetében a szabadföldi  $35 \text{ V/V\%-ról}$  ( $pF_{2,3}$ )  $42 \text{ V/V\%-ra}$  ( $pF_{2,0}$ ) emeltük a talajnedvesség-tartalmat, így az elérte a minimális vízkapacitást. A DV esetében a

szabadföldi 41 V/V%-ról (pF2,0) 48 V/V%-ra (pF0,4) változtattuk a talajnedvesség-tartalmat, ami közelítette a teljes vízkapacitást, azaz ekkor telítettség közeli állapot volt. A kísérlet 29+27 napja alatt 12-12 napon történtek mérések, a léghőmérséklet ebben a kísérletben is állandó volt.

### 3.8.3. Szármaradványok hatását vizsgáló oszlopkísérlet

A harmadik kísérlet célja a mulcstakaró hatásának vizsgálata volt a CO<sub>2</sub> és N<sub>2</sub>O kibocsátásra. Ezt a kísérletet az őszi búza aratása és a talajművelés után kezdtük, 2019.11.14.-én. A kísérlethez a szármaradványokkal legnagyobb mértékben borított kezelést, azaz a DV-t választottuk. A vizsgálat során szármaradványokkal borított (DV0m) és szármaradványok nélküli mintákat (DV0a) vettünk kezelésként öt ismétlésben. A mintákat az eredeti kémiai és talajnedvesség-tartalmú állapotban tartottuk állandó léghőmérséklet mellett. Miután beállt a talaj ÜHG kibocsátása egy közelítőleg állandó értékre, hagytuk kiszáradni a mintákat. 28 napon keresztül összesen 11 mérés történt.

### 3.8.4. Talajhőmérséklet-függést vizsgáló oszlopkísérlet

A SZ, illetve DV CO<sub>2</sub> és N<sub>2</sub>O kibocsátásának talajhőmérséklet-függését vizsgáltuk négy különböző léghőmérsékleten (5, 10, 20, 30 °C). A mintavételt 2019.11.29.-én végeztük kezelésként öt ismétlésben. Kezdetben méréseinket a kezelésekre szabadföldön jellemző talajnedvesség-tartalom és talajkémiai állapot alatt végeztük (SZ0, DV0), majd a talajnedvesség-tartalmat megemeltük (a SZ esetében a kezdeti 34 V/V%-ról (pF2,3) 43 V/V%-ra (pF1,5), a DV-nél pedig 40 V/V%-ról (pF2,0) 47 V/V%-ra (pF1,0). Emelt talajnedvesség-tartalom esetén is megvizsgáltuk a talajhőmérséklet-függést. Harmadik lépésként a megemelt talajnedvesség-tartalmú mintákat 80 kgN ha<sup>-1</sup> műtrágyával kezeltük (SZ80, DV80) és ismét megvizsgáltuk az ÜHG kibocsátás talajhőmérséklet-függését. Az egyes hőmérsékleteket 24 órás inkubációs időt állítottunk be.

### 3.8.5. Talajnedvesség-függést vizsgáló oszlopkísérlet

A talaj ÜHG kibocsátás talajnedvesség-tartalom függését a már bemutatott talajművelés hatását vizsgáló kísérlet második, száradó része során vizsgáltuk a SZ0, DV0, SZ80 és

DV80 kezelések esetében. Ez a részvizsgálat állandó hőmérsékleten 16 napon keresztül történt 4 mintavételi alkalommal.

### 3.8.6. Azonos talajnedvesség-tartalmú mikrokozmosz kísérlet

Annak érdekében, hogy a különböző talajművelési kezelésekből származó bolygatatlan talajminták (és szabadföldi mérések) talajnedvesség-tartalmában észlelhető következetes különbségek hatását kiküszöböljük, egy mikrokozmosz kísérletet is beállítottunk. Ennek keretén belül az évek során talajbankba gyűjtött SZ, SK és DV mintákon végeztük el a gázméréseket 250 ml-es inkubációs üvegekben. Az üvegek összeállításához 55 g légszáras, <2 mm szemcsenagyságú talajmintákat használtunk, melyeket egységesen 40 V/V% talajnedvesség-tartalomra állítottunk be desztillált víz segítségével. Az üvegeket 20 percig inkubáltuk 25°C-on, majd légmentesen csatlakoztattuk azokat a Picarro analizátorhoz, és 10 percig mértük az akkumulálódó N<sub>2</sub>O gázt. Az egyes minták között desztillált vízzel és 70%-os etil alkohollal mostuk el az üvegeket és az eszközöket a mikrobiológiai kontamináció elkerülése érdekében. A kísérlethez 2017 és 2018 évi mintákat használtunk, kezelésként összesen hét minta állt rendelkezésre (15. ábra).



15. ábra: A mikrokozmosz kísérlet inkubációs üvege

### 3.9. Az adatsorok statisztikai elemzése

A statisztikai elemzéseket a GraphPad Prism Version 9.1.0. (221) for Windows szoftver segítségével végeztük. A talajhőmérséklet és talajnedvesség-tartalom méréseket az ÜHG kibocsátással való korrelációjukat kivéve az összes esetben nyers, nem napi átlagolt adatsorokat használtunk a statisztikai elemzések elvégzésére. Az adatsorokat szűrtük az

egyres mérések leírásánál megadott feltételrendszerek szerint, alapelveink szerint a lehető legkevesebb adatvesztéssel járó, elkerülhetetlenül szükséges módszereket választottuk.

Az adatsorok összeállítása után D'Agostino & Pearsons teszt segítségével megállapítottuk az egyes adatsorok eloszlását. A normalitás megállapítása alapján választottuk ki a statisztikai módszert a kezelések összehasonlításához, mely kettőnél több kezelés esetében jellemzően Kruskal-Wallis, vagy egy utas ANOVA (Analysis of variance) teszt volt az adatsorok eloszlásától függően. Az elemzések keretén belül Dunn's, illetve Tukey tesztek végeztünk a hasonlóságok és különbségek minél részletesebb meghatározása céljából. Azokban az esetekben, ahol két adatsort hasonlítottunk össze egymással, párosítatlan t-tesztet, illetve párosítatlan Mann-Whitney tesztet alkalmaztunk, szintén az eloszlástól függően.

Az összefoglaló táblázatokban az egyes kezelések különbségét „a,b,c,d,e” betűkkel jelöltük. Ha az összehasonlított kezelések adatsorai mind az „a” csoportba tartoztak, akkor nem volt köztük statisztikailag szignifikáns különbség ( $p > 0,05$ ), míg ha például az egyik kezelés a „b” csoportba tartozott, akkor az különbözött a többitől ( $p < 0,05$ ). Egy különálló kezelés adatsorának évek közötti különbségét „A,B,C,D,E” betűkkel jelöltük. Például ha két évet összehasonlítva egymással, azok adatsorai egyaránt az „A” csoportba tartoztak, akkor nem volt különbség köztük, viszont ha az egyik az „A”, másik a „B” csoportba tartozott, akkor a két év adatsora szignifikánsan eltért egymástól.

A különböző ÜHG kibocsátás és a környezeti paraméterek korrelációjának vizsgálatához átlagértékeket tartalmazó adatsorok kerültek felhasználásra. A felhasznált modellek az eredmények részben olvashatóak.

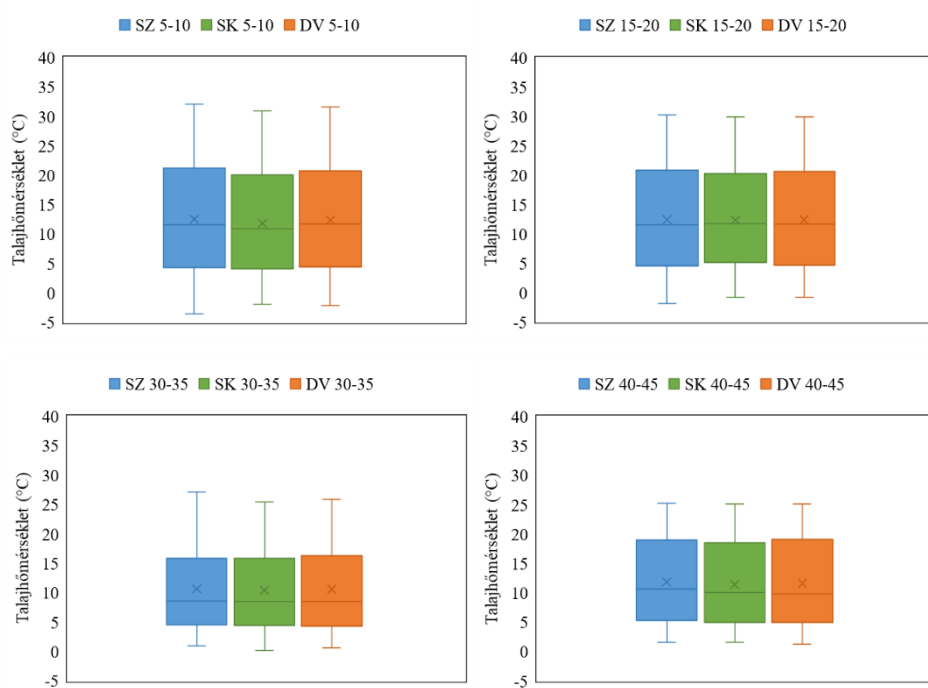
## 4. Eredmények

### 4.1. A józsefmajori talajművelési tartamkísérlet eredményei

#### 4.1.1. Léghőmérséklet és talajhőmérséklet

Józsefmajorban a hat éves átlag léghőmérséklet 12,2 °C volt. Ennél nagyobb átlaghőmérsékleteket lehetett mérni 2015, 2018 és 2019-ben (12,6-13,0 °C), míg a többi vizsgálati évben az éves átlaghőmérséklet kisebb volt (11,6-12,0 °C). A talaj hőmérsékletének alakulása művelési kezeléstől függetlenül követte a léghőmérséklet éves menetét minden mélységben (9.7. melléklet).

A kísérlet teljes idősorát vizsgálva a különböző talajművelési kezelések talajhőmérséklete nem tért el egymástól egyik mélységeken sem ( $p > 0,3672$ ; 16. ábra).



16. ábra: A 2015-2020 időszakra vonatkozó átlagos talajhőmérséklet az 5-10, 15-20, 30-35 és 40-45 cm mélységeken a szántás (SZ), sekély kultivátor (SK) és direktvetés (DV) kezelésekben

A mérési adatok arra utalnak, hogy a vizsgált kísérletben a talajhőmérséklet a kezelések ÜHG kibocsátásában mérhető különbségeket kevésbé magyarázta.

#### 4.1.2. Csapadékeloszlás

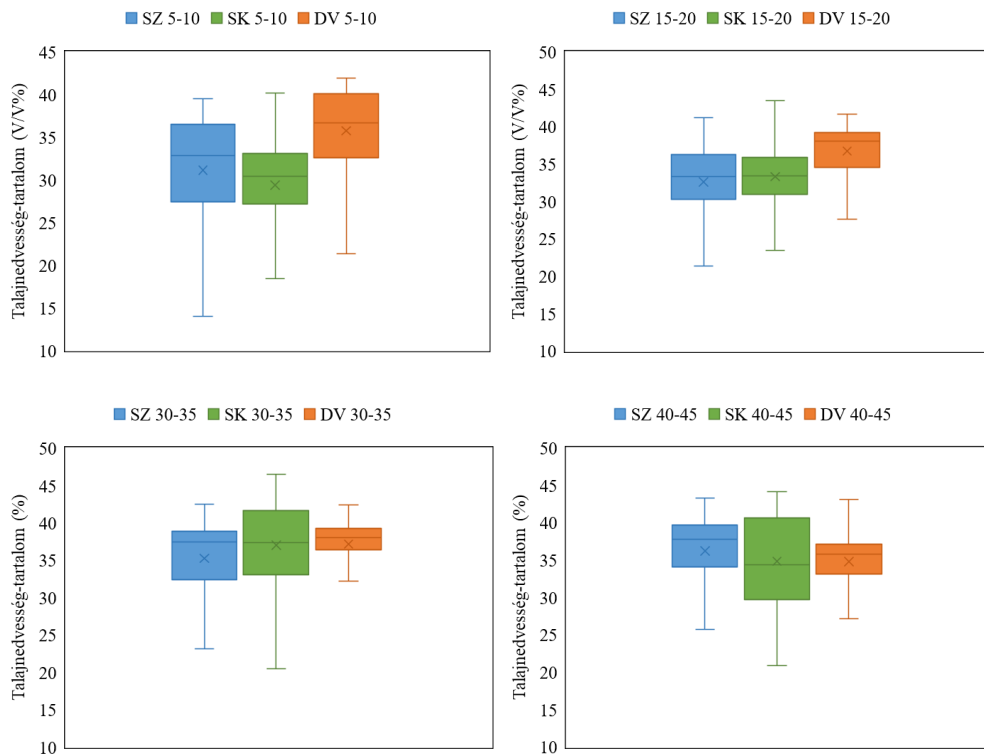
A hat mérési évre vonatkozó átlag csapadékmennyiséghez (491 mm) képest 2015 és 2018 szárazabb éveknek számítottak (428 mm és 430 mm), 2017 az átlag körül alakult (498 mm), míg 2016, 2019 és 2020 nedvesebb volt (510-561 mm) annál. A vegetációs időszakok átlagos csapadékösszegénél (294 mm) 2016, 2019 és 2020-ban nagyobb volt a csapadékösszeg (309- 382 mm), míg a többi év vegetációs időszaka szárazabbnak bizonyult az átlagnál (211-252 mm). A teljes vizsgálat alatt a növény nélküli időszakokban mérhető átlagos csapadékösszegnél (293 mm) 2015 és 2017 csapadékosabb (386 és 386 mm), míg 2019 és 2020 annál szárazabb volt (140 és 259 mm).

#### 4.1.3. A talajművelési kezelések talajnedvesség-tartalma

A talaj nedvességtartalma intenzívebb csapadékesemények után megemelkedett, majd a hosszan tartó szárazabb időszakok során csökkenni kezdett. A SZ és SK kezelésekben a talaj gyorsabban és nagyobb mértékben száradt ki, mint a DV esetén, illetve a talaj sekélyebb rétegei hamarabb elkezdtek nedvességet veszíteni a mélyebb rétegekhez képest (9.8. melléklet)

A kísérlet teljes időszakára vonatkozóan a talaj felső 5-10 cm-ének átlagos talajnedvesség-tartalma különböző volt az egyes kezelésekben ( $p < 0,0001$ ). A legmagasabb értékeket a DV-ben, míg legalacsonyabbat a SK kezelésben mértük. A második (15-20 cm) szintben ugyancsak a DV-ben volt a legnagyobb a talajnedvesség-tartalom, a SZ-ban pedig a legalacsonyabb ( $p < 0,0001$ ). A harmadik mélységben (30-35 cm) szintén a SZ-ban volt a legalacsonyabb nedvesség, ezzel szemben a 40-45 cm mélységben mért talajnedvesség-tartalom már a SZ-ban volt a legnagyobb ( $p < 0,0001$ ; 17. ábra).





17. ábra: A 2015-2020 teljes időszakra vonatkozó átlagos talajnedvesség-tartalom az 5-10, 15-20, 30-35 és 40-45 cm mélységekben a szántás (SZ), sekély kultivátor (SK) és direktvetés (DV) kezelésekben (a kiugró értékek feltüntetve)

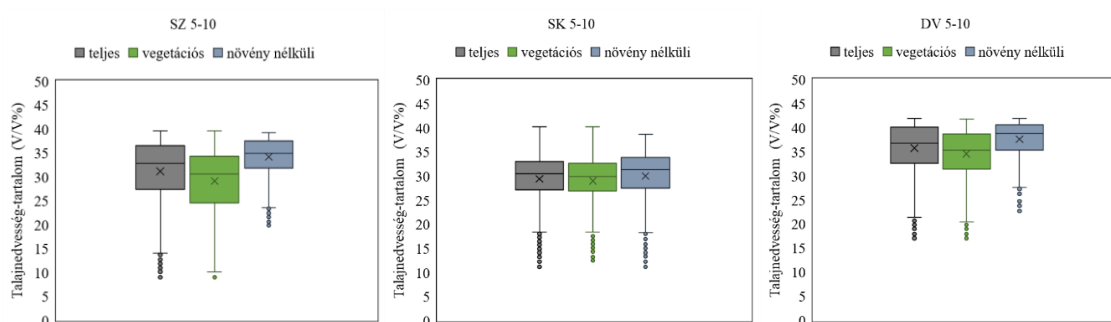
Egy adott kezelés talajnedvesség-tartalmában az évek között megmutató különbségek nem követték határozottan a csapadékatlagokban megfigyelhető éves különbségeket (hat éves átlagnál szárazabb és nedvesebb évek; 9.8. melléklet). Ez a jelenség az alkalmazott vetésforgó tulajdonságaival magyarázható (a haszonnövények vízfelvételének különbségei okozhatják), illetve az is közrejátszott, hogy a talaj kiszáradása elnyújtottan, esetenként jóval a csapadékos időszakok után következhet be.

A kísérlet részidőszakokra bontásával a kezeléseket összehasonlítva az eredmények hasonlóan alakultak a teljes időszakban megfigyeltékhez. A vegetációs időszakokban a talaj felső két rétegében a DV kezelésben volt a legnagyobb a talajnedvesség-tartalom ( $p < 0,0001$ ), míg 30-35 cm mélységben a DV és SK átlagos nedvessége nem különbözött egymástól ( $p = 0,6488$ ), és nagyobb volt a SZ-nál ( $p < 0,0001$ ). A 40-45cm mélységben korlátozottan álltak rendelkezésre adatok a vegetációs időszakból, de összességében a SZ volt a legnedvesebb állapotú ( $p < 0,0001$ ). A növény nélküli időszakokban a talaj két rétegében mért talajnedvesség-tartalom szintén a DV-ben volt a legnagyobb ( $p < 0,0001$ ), a legkisebb átlagértéket pedig a SK kezelésben lehetett megfigyelni ( $p < 0,0001$ ). A harmadik mélységben szintén a SZ-ban volt a legkisebb a nedvesség állapot ( $p < 0,0001$ ). Ezzel

szemben a negyedik mélységben ebben az időszakban is a SZ-ban lehetett a legmagasabb talajnedvesség-tartalmat mérni a másik két kezeléshez képest ( $p < 0,0001$ ; 9.8. melléklet).

Rendszeres monitoring eredményeink alapján a legtöbb időszak során a DV-ben volt a legnagyobb átlagos talajnedvesség-tartalom, ami a kezelések ÜHG kibocsátásának különbségeit magyarázhatja. Ezt a mechanizmus a 5.2 fejezetben részletesebben bemutatom.

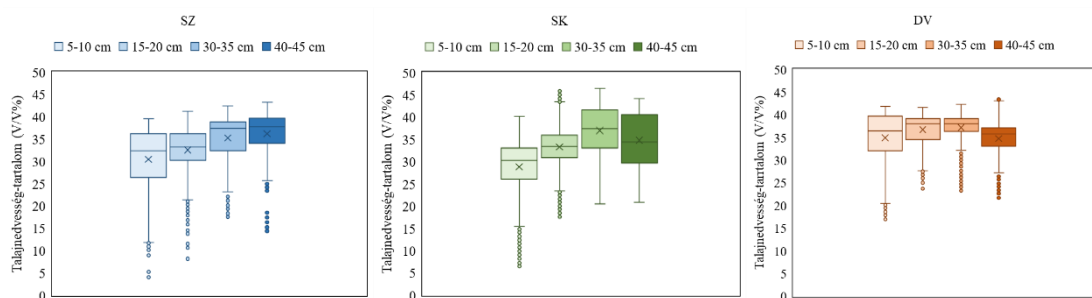
Egy adott talajművelési kezelést önállóan vizsgálva, az egyes részidőszakokban mérhető átlagos talajnedvesség-tartalmak eltértek egymástól. A vizsgálat teljes időszakára vonatkozóan az 5-10 cm mélységben mind a három kezelésben a növény nélküli időszakban volt a legnagyobb, és a vegetációs időszakban a legkisebb a talajnedvesség-tartalom ( $p < 0,0001$ ). Ezt a megfigyelést a DV kezelésben lehetett a legjobban kimutatni (18. ábra).



18. ábra: A 2015-2020 időszakra vonatkozó talajnedvesség-tartalom az egyes részidőszakokban 5-10 cm mélységben a szántás (SZ), sekély kultivátor (SK) és direktvetés (DV) kezeléseknél. Az egyes színek a jelmagyarázatban jelzett időszakokat jelölik.

Az alsóbb szintek (15-20, 30-35, 40-45 cm) talajnedvesség-tartalma nagyrészt szintén a növény nélküli időszakban volt a legnagyobb (9.8. melléklet). A növény nélküli időszakokban mérhető, vegetációs periódushoz képest szinte minden mélységben és kezelésben nagyobb talajnedvesség-tartalom magyarázható a növényi vízfelvétel hiányával, a csapadék időbeli eloszlásával viszont kevésbé, mivel a csapadékösszeg a vegetációs időszakokban volt a legnagyobb.

Egy-egy talajművelési kezelés talajnedvesség-tartalmát vertikálisan vizsgálva különbségek adódtak a szintek között ( $p < 0,0001$ ). A SZ-ban a mélységgel arányosan nőtt, míg a SK és DV kezeléseknél 30-35 cm-ig nőtt, majd csökkent a talajnedvesség-tartalom, és a DV-ben kiegyenlítettebb volt, annak beszivárgási viszonyai eltértek a másik két kezeléstől (19. ábra).

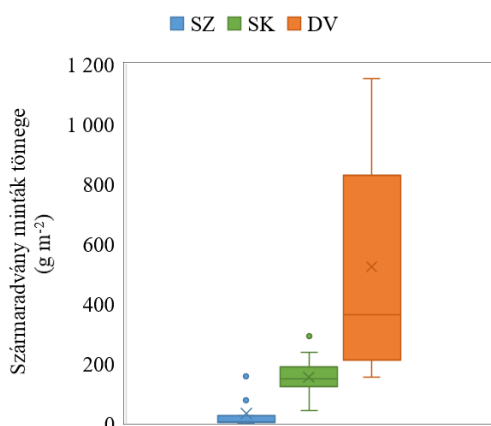


19. ábra: A 2015-2020 időszakra vonatkozó talajnedvesség-tartalom vertikális alakulása a szántás (SZ), sekély kultivátor (SK) és direktvetés (DV) kezelésekben. Az egyes színek a jelmagyarázatban jelzett mélységeket jelölik

A talaj ÜHG kibocsátásában a felső rétegeknek kitüntetett szerepe van, különösképp a heterotróf respiráció kapcsán. A talajnedvesség-tartalomra vonatkozó eredmények azt mutatják, hogy a DV kezelés a felszínen erőteljesebben megőrzi a nedvességet, ez befolyásolhatja a kibocsátások különbségét a kezelések között.

#### 4.1.4. Szármaradvány eredmények

A három kezelés felszínéről a zab aratása után gyűjtött, megtisztított szármaradvány minták légszáraz tömegei szignifikánsan eltértek egymástól ( $p=0,0001$ ). A DV-ben volt a legnagyobb a minták átlagtömege, mely szignifikánsan különbözött a SZ-ban mért értékhez képest ( $p<0,0001$ ). A SK-ban mért szármaradvány tömeg nem különbözött se a SZ-ban ( $p=0,0778$ ), se a DV-ben ( $p=0,1214$ ) mért értékektől (20. ábra).



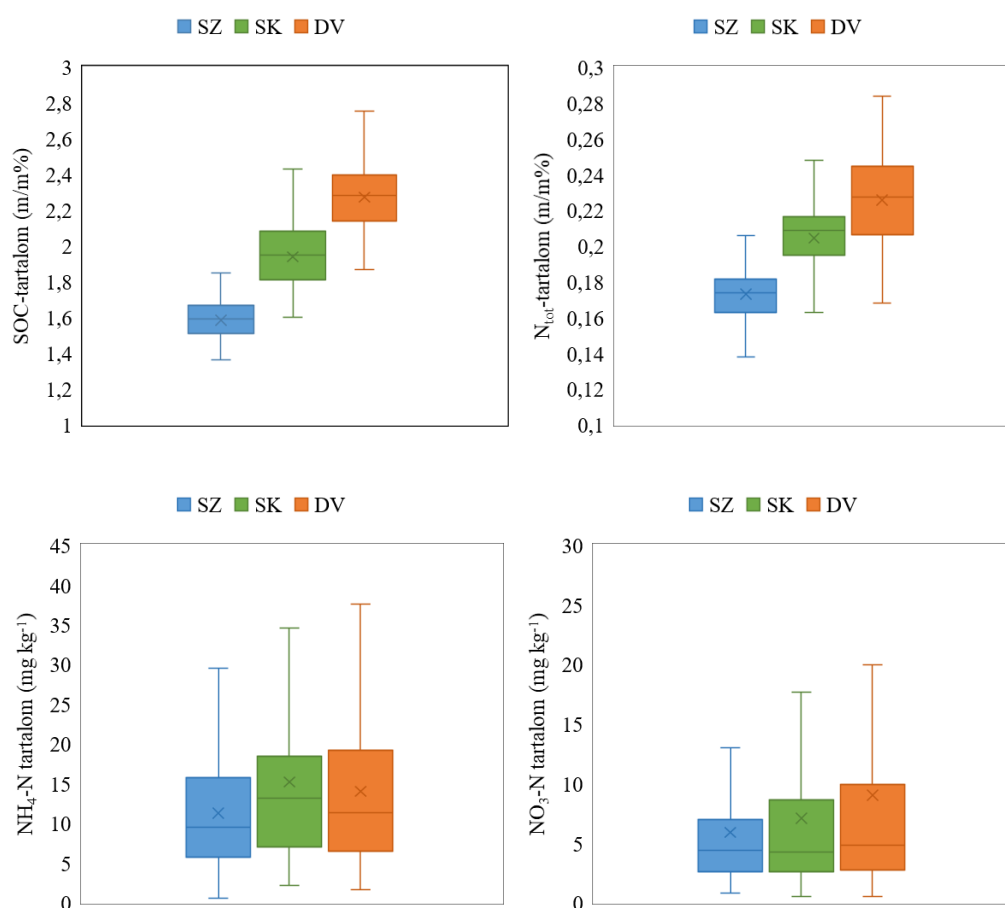
20. ábra: A szántásban (SZ), sekély kultivátorban (SK) és direktvetésben (DV) mérhető szármaradványok tömege alkalmi mintavétel alapján

Az aratás után a területen hagyott szármaradványok megakadályozzák a talaj kiszáradását, ezzel befolyásolva annak ÜHG kibocsátását. A szármaradványok hatással lehetnek a talajrespiráció időbeli menetére, de akár a kezelések különbségét is befolyásolhatják, mivel a DV-ben egész évben a felszínen vannak, míg a másik két kezelésben a talajművelés során (részben) beforgatásra kerülnek.

#### 4.1.5. A talajművelési kezelések kémia jellemzői

Talajkémiai felvételezésünket rendszeres és alkalmi mérések alkotják. Rendszeres mintavétel során meghatároztuk a kezelések SOC,  $N_{tot}$ ,  $NH_4-N$  és  $NO_3-N$  tartalmát, míg alkalmi mérésekből a talaj  $CaCO_3$  tartalmát és pH-értékét vizsgáltuk.

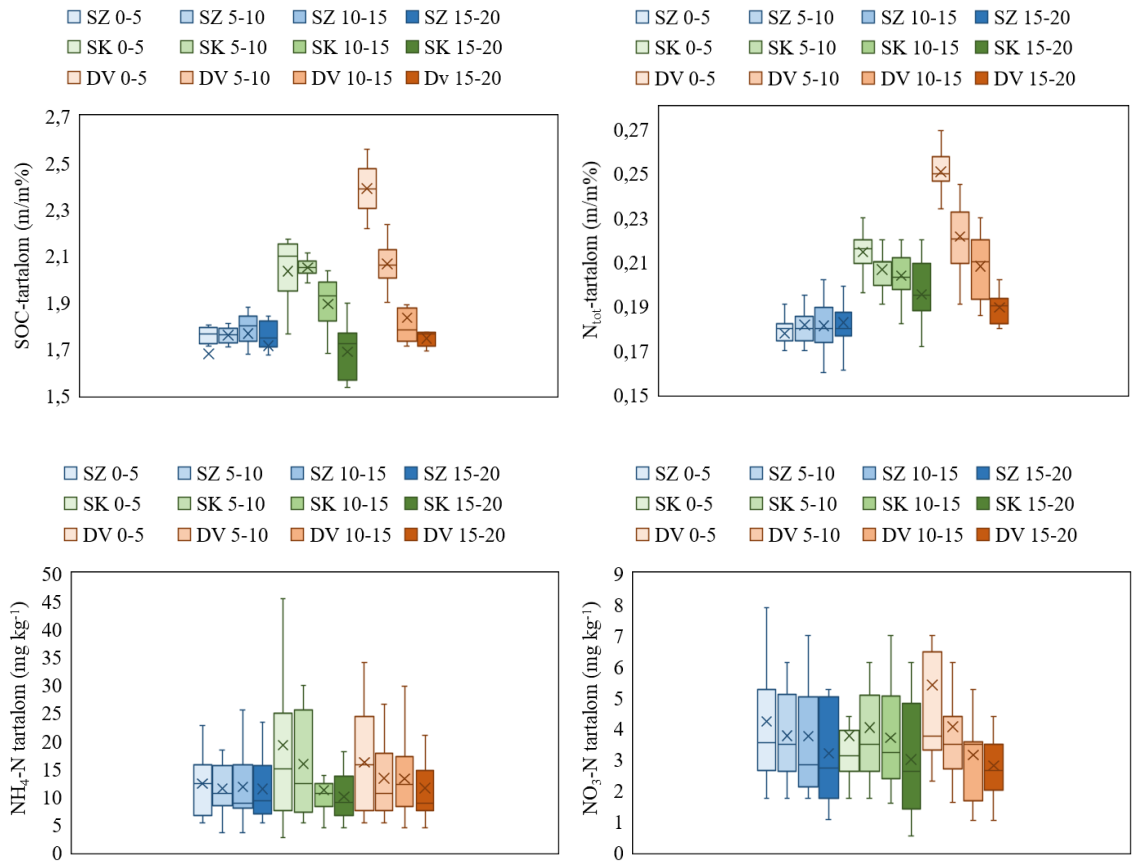
A talaj SOC ( $p < 0,0001$ ),  $N_{tot}$  ( $p < 0,0001$ ),  $NH_4-N$  ( $p = 0,0003$ ) és  $NO_3-N$  ( $p = 0,0051$ ) tartalma eltért a három talajművelési kezelésben (21. ábra).



21. ábra: A 2016-2020 időszakra vonatkozó talaj szerves szén (SOC), teljes nitrogén ( $N_{tot}$ ), ammónium-nitrogén ( $NH_4-N$ ) és nitrát-nitrogén ( $NO_3-N$ ) tartalma a szántás (SZ), sekély kultivátor (SK) és direktvetés (DV) kezelésekben (a kiugró értékek nincsenek feltüntetve)

A kezelések SOC tartalma összességében a DV-ben volt a legnagyobb, és a SZ-ban volt a legkisebb. A DV szignifikánsan különbözött a SK-tól és a SZ-tól ( $p < 0,0001$ ) is, illetve a SZ és SK között szintén eltérés mutatkozott ( $p < 0,0001$ ). A talaj  $N_{tot}$  tartalma mindhárom kezelésben különbözött ( $p < 0,0001$ ) egymástól, ez esetben is a legnagyobb a DV-ben, a legkisebb pedig a SZ-ban volt. Az egyes művelések alatt álló talajok C:N aránya nem különbözött egymástól, egységesen 9,3-9,4 értéket vett fel (9.9. melléklet). A talaj  $NH_4-N$  tartalmában szignifikáns különbség volt a SZ és a SK ( $p = 0,0002$ ), illetve a SZ és DV ( $p = 0,0327$ ) között, viszont nem volt különbség ( $p = 0,2478$ ) a SK és DV között. Emellett a talaj  $NO_3-N$  tartalma a DV-ben nagyobb volt a SZ-nál ( $p = 0,0048$ ), a SK pedig egyik kezeléstől sem tért el ( $p > 0,0575$ ). A SK kezelés majdnem minden kémiai paramétert tekintve köztes állapotot képviselt a SZ és DV között. A talaj szén- és nitrogénkészletében megfigyelt különbségek részmagyarázatául szolgálhatnak a kezelések ÜHG kibocsátásában fellépő különbségekért, viszont a talajkémiai jellemzők hatását különböző biotikus és abiotikus faktorok módosíthatják, felülírhatják.

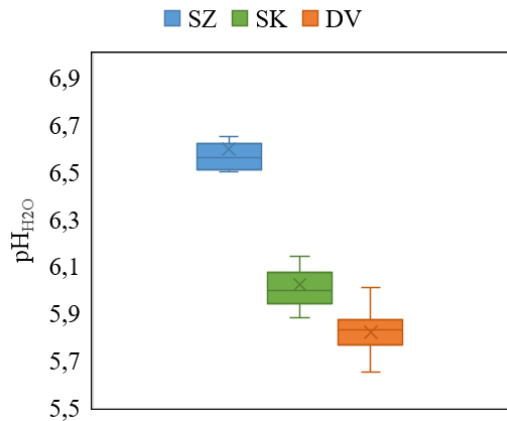
Hasonlóan a talajnedvesség-tartalom méréseknél látottakhoz, a talaj kémiai összetétele is változhat a mélységgel. A SOC tartalom vertikálisan homogén volt a SZ-ban ( $p = 0,7449$ ), viszont a SK és DV kezeléseknél a mélységgel csökkent ( $p < 0,0088$ ) a talaj felső 20 cm-ében. A talaj  $N_{tot}$  tartalma esetében hasonló eredményre jutottunk, a  $NH_4-N$  és  $NO_3-N$  tartalom pedig nem változott statisztikailag kimutathatóan a mintavételi mélységgel ( $p > 0,0603$ ; 22. ábra).



22. ábra: A talaj szerves szén (SOC), teljes nitrogén ( $N_{tot}$ ), ammónium-nitrogén ( $NH_4-N$ ) és nitrát-nitrogén ( $NO_3-N$ ) tartalmának vertikális eloszlása 0-5, 5-10, 10-15 és 15-20 cm mélységben a szántás (SZ), sekély kultivátor (SK) és direktvetés (DV) kezelésekben 2016 évi felmérés alapján (a kiugró értékek nincsenek feltüntetve)

Eredményeink alapján megállapítható, hogy a SK és DV kezelések esetén a talaj felszíni rétegében történik a szerves szén és nitrogén felhalmozódás, ami befolyásolhatja a talaj ÜHG kibocsátásának mértékét.

A talaj ÜHG kibocsátása szempontjából nem csak a szerves szén és nitrogén-formák, de a talaj szeretlen szénkészlete és pH-értéke is jelentős szereppel bírhat. A józsefmajori csernozjom felső 10 cm-es rétegében művelési kezeléstől függetlenül egységesen 0,00%  $CaCO_3$  tartalmat lehetett mérni (9.9. melléklet). A  $pH_{H_2O}$ -értéket vizsgálva az a SZ-ban volt a legnagyobb, a legkisebb érték pedig a DV-ben volt, és mindhárom kezelés között statisztikai különbség volt ( $p < 0,0040$ ; 23. ábra).



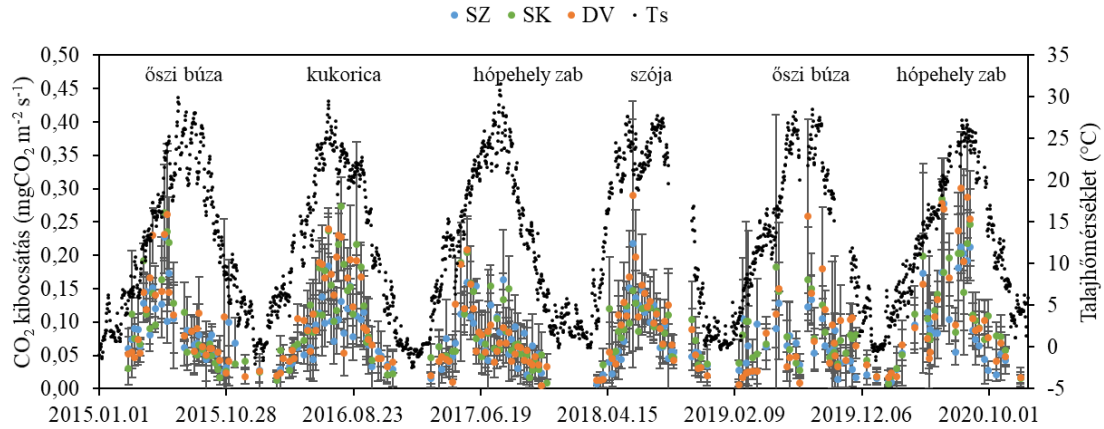
23. ábra: A talaj pH-értéke alkalmi mérések alapján a szántás (SZ), sekély kultivátor (SK) és direktvetés (DV) kezelésekben

Az általunk vizsgált talajrétegek nem tartalmaztak  $\text{CaCO}_3$ -ot, így az  $\ddot{\text{U}}\text{HG}$  kibocsátás szempontjából annak nem volt szerepe. Eredményeink nem zárják ki viszont, hogy mélyebb rétegekben előfordulhat karbonát, amint a józsefmajori csernozjom WRB szerinti osztályozása is utal rá. A talaj pH-értékének kezelések közötti különbsége fordított képet mutat a SOC és  $\text{N}_{\text{tot}}$  tartalomban mérhető különbségekkel. A pH-érték a szén és nitrogéntartalom mellett magyarázhatja az egyes kezelések  $\ddot{\text{U}}\text{HG}$  kibocsátásában megfigyelt különbségeket, itt is megjegyezve, hogy a talajkémiai jellemzők hatását módosíthatják az egyéb környezeti változók.

#### 4.1.6. A talajrespiráció és a környezeti változók kapcsolata Józsefmajorban

Az eddigi fejezetekben a talaj  $\ddot{\text{U}}\text{HG}$  kibocsátásáért felelős alapvető környezeti változók és talajparaméterek kerültek bemutatásra. A következő fejezetekben az  $\ddot{\text{U}}\text{HG}$  kibocsátások időbeli menetéről, illetve a talajművelési kezelések kibocsátásában megfigyelhető különbségekről lesz szó.

A talaj  $\text{CO}_2$  kibocsátásának mindhárom kezelésben határozott éves menete volt, ami hozzávetőlegesen követte a talajhőmérséklet éves alakulását, és a vegetációs időszakban tetőzött (24. ábra).

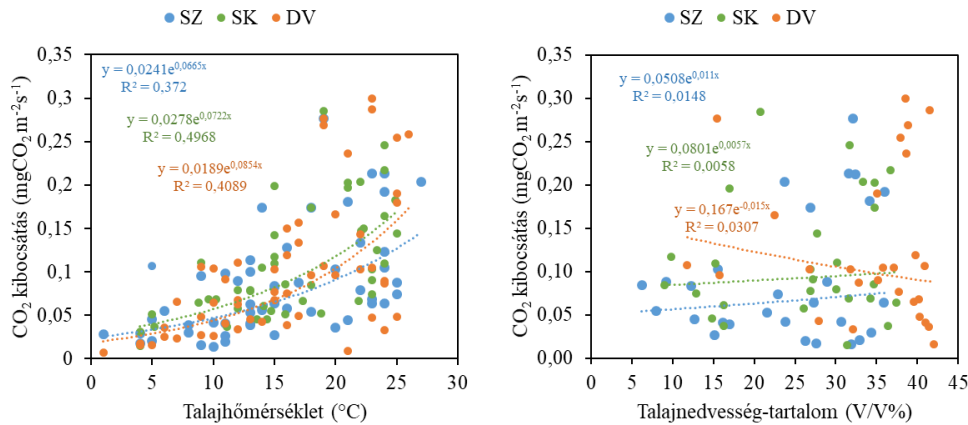


24. ábra: A talaj napi átlagos  $CO_2$  kibocsátása és az átlagos talajhőmérséklet 5-10 cm mélységben ( $T_s$ ) a szántás (SZ), sekély kultivátor (SK) és direktvetés (DV) kezelésekben

Az őszi vetésű gabonával jellemezhető években (2015, 2017, 2019, 2020) a talaj  $CO_2$  kibocsátása és a felszín (5-10 cm) átlagos talajhőmérséklete a vegetációs időszakok elején egymással párhuzamosan emelkedett, az időszakok közepe-vége felé pedig csökkenő tendenciát mutatott az aratás időpontjáig. Eközben a talajhőmérséklet tovább növekedett. Bizonyos években (2017, 2019 és 2020) egy aratás utáni, másodlagos csúcs formájában ismét emelkedett a talaj  $CO_2$  kibocsátása, amit a felszín nedvességtartalmában bekövetkező változással és mikrobiológiai okokkal lehet magyarázni. Az őszi beköszöntével minden esetben csökkenést lehetett megfigyelni a talajrespirációban. A tavaszi vetésű növényekkel jellemezhető években (2016, 2018) a talaj  $CO_2$  kibocsátásának menete szigorúan követte a talajhőmérséklet változását; ez a jelenség 2016-ban volt a legjobban megfigyelhető (9.10. melléklet).

A józsefmajori kísérletben 2019-től 2020-ig vizsgáltuk a talaj  $CO_2$  kibocsátásának talajhőmérséklet és talajnedvesség-függését kézi műszerek segítségével. Egy egyszerű exponenciális modell segítségével kezeléstől függetlenül ki lehetett mutatni, hogy magasabb  $CO_2$  kibocsátások jelentkeztek a területen nagyobb talajhőmérsékletek esetén (kezelésenként változó korrelációval), míg a talajnedvesség-tartalommal nem sikerült egyértelmű összefüggést kimutatni szabadföldi körülmények között (25. ábra).

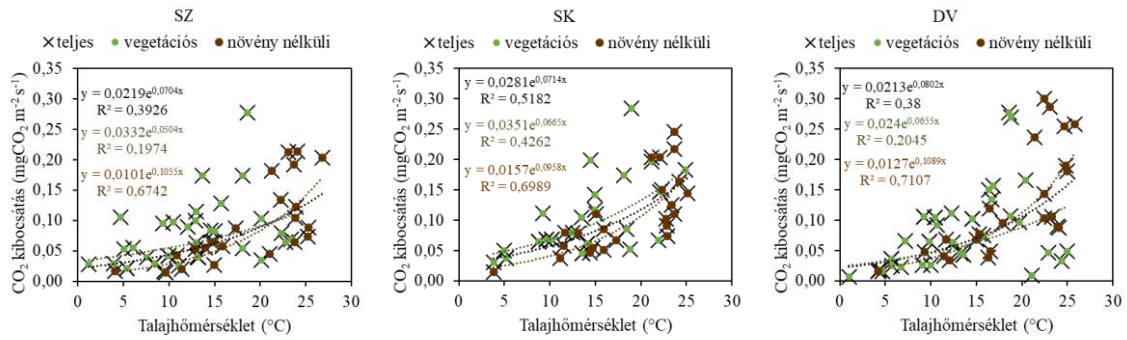




25. ábra: A talaj CO<sub>2</sub> kibocsátásának talajhőmérséklet és talajnedvesség-függése a szántás (SZ), sekély kultivátor (SK) és direktvetés (DV) kezeléseibe a 2019-2020 időtartamban

Statisztikailag a talaj CO<sub>2</sub> kibocsátása közepesen és szignifikánsan ( $p < 0,0001$ ) függött a talaj hőmérsékletétől, a talajnedvesség-tartalommal viszont csak gyenge és nem szignifikáns ( $p > 0,5246$ ) összefüggéseket figyeltünk meg (9.10. melléklet). Fontos megemlíteni, hogy az itt bemutatott eredmény látszólagos hőmérsékleti függés. Más szóval ez egy egyszerűsített összefüggés, mivel ez a módszer nem különíti el a vegetációs időszakban aktív haszonnövények talajrespirációt módosító hatását (vagyis az autotróf respiráció hozzájárulását). Talajrespirációs adataink és távérzékelte NDVI adatbázisok felhasználásával készültek olyan modellek, melyek a vegetációs hatást is bemutatják. Ezek az eredmények publikálásra kerültek (Gelybó et al., 2022), de nem képezik a dolgozat tárgyát (a diszkusszió részben szerepelnek).

Ha részidőszakok során vizsgáljuk a korrelációt exponenciális modellel, a teljes évre vonatkozó eredményeknél az aratás és vetés közötti növény nélküli időszakban erősebb kapcsolatot lehet kimutatni a talajrespiráció és a talajhőmérséklet között (26. ábra).

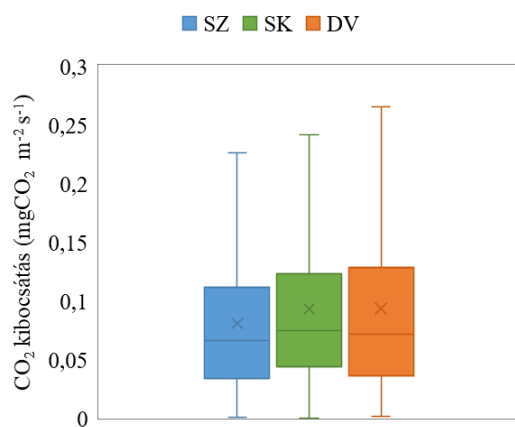


26. ábra: A talaj CO<sub>2</sub> kibocsátásának hőmérséklet függése a 2019-es és 2020-as évek vegetációs és növény nélküli részidőszakaira vonatkozóan a szántás (SZ), sekély kultivátor (SK) és direktvetés (DV) kezelésekben

Ez többek között azért lehetséges, mert a vegetációs hatás ekkor nem érvényesül olyan mértékben, vagyis a haszonnövények nem módosítják a hőmérsékleti korrelációs eredményeket. A korrelációk 2019-ben statisztikailag szignifikánsak voltak ( $p < 0,0402$ ) majdnem minden esetben, kivéve a SZ és SK vegetációs időszakait ( $p = 0,6418$  és  $p = 0,1378$ ). 2020-ban az összefüggések minden esetben szignifikánsak voltak ( $p < 0,0099$ ; 9.10. melléklet).

#### 4.1.7. A talajművelési kezelések talajrespirációja szabadföldön

A talaj átlagos CO<sub>2</sub> kibocsátása a hat éves vizsgálati időtartamra vonatkozóan nem különbözött a SK és a DV kezelésekben ( $p = 0,5395$ ), míg mindkét kezelés szignifikánsan, 1,2-szer nagyobb talajrespirációval bírt a SZ-hoz viszonyítva (rendre  $p = 0,0002$  és  $p = 0,0182$ ; 27. ábra, 6. táblázat).



27. ábra: A talaj hat éves átlag CO<sub>2</sub> kibocsátása a szántás (SZ), sekély kultivátor (SK) és direktvetés (DV) kezelésekben (a kiugró értékek nincsenek feltüntetve)

Ebben a fejezetben a teljes időszak eredményei mellett az egyes naptári években mérhető átlagos talajrespirációs értékek is elemzésre kerülnek. Az éveket külön vizsgálva az eltérő talajművelési kezelésekben mért CO<sub>2</sub> kibocsátás mértéke már nem mutatott egységes képet. A 2015, 2017 és 2019-es években a három kezelés átlagos talajrespirációja szignifikánsan nem tért el egymástól ( $p=0,5398$ ,  $p=0,5134$  és  $p=0,1421$ ). Míg a SK kibocsátása 2016-ban ( $p=0,0056$ ), 2018-ban ( $p=0,0160$ ) és 2020-ban ( $p=0,0343$ ) is nagyobb volt, addig a DV kibocsátása csupán 2016-ban bizonyult statisztikailag nagyobbak ( $p=0,0265$ ) a SZ-ban megfigyeltékhez képest. Noha 2018 és 2020-ban számszakilag a DV-ben volt a legnagyobb átlagos kibocsátás, ezekben az években statisztikailag igazolható különbséget nem lehetett kimutatni a másik két kezeléshez képest. Ennek oka az volt, hogy a SZ és SK kezeléshez képest a DV-ben nagyobb volt a kibocsátás éven belüli változékonysága, az adatok szórása. A SK és DV kezelésben mérhető CO<sub>2</sub> kibocsátás statisztikailag egyik évben sem tért el egymástól ( $p>0,7978$ ; 6. táblázat).

6. táblázat: A talaj CO<sub>2</sub> kibocsátásának évi átlaga és annak évek közötti változékonysága a szántás (SZ), sekély kultivátor (SK) és direktvetés (DV) kezeléseiben. a, b: a kezelések közötti különbségek az egyes években (oszlopok közötti különbség), A, B, C: egy kezelésen belül az évek közötti különbség (sorok közötti különbség)

Évek	A talaj átlagos CO <sub>2</sub> kibocsátása egy teljes évben (mgCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> )		
	SZ	SK	DV
2015	0,089±0,054 <sup>a A</sup>	0,089±0,072 <sup>a BC</sup>	0,096±0,075 <sup>a AB</sup>
2016	0,079±0,053 <sup>b AB</sup>	0,106±0,074 <sup>a A</sup>	0,103±0,074 <sup>a AB</sup>
2017	0,074±0,049 <sup>a AB</sup>	0,079±0,058 <sup>a BC</sup>	0,073±0,056 <sup>a C</sup>
2018	0,078±0,064 <sup>b AB</sup>	0,089±0,049 <sup>a ABC</sup>	0,094±0,073 <sup>ab BC</sup>
2019	0,063±0,048 <sup>a B</sup>	0,080±0,079 <sup>a C</sup>	0,075±0,071 <sup>a C</sup>
2020	0,099±0,089 <sup>b A</sup>	0,115±0,083 <sup>a A</sup>	0,119±0,100 <sup>ab AB</sup>
<b>2015-2020</b>	<b>0,081±0,063<sup>b A</sup></b>	<b>0,093±0,071<sup>a B</sup></b>	<b>0,093±0,078<sup>a B</sup></b>

Egy kezelésen belül, a különböző években mérhető CO<sub>2</sub> kibocsátás változékonyságot mutatott. A SK esetében a hat éves átlaghoz képest nagyobb éves CO<sub>2</sub> kibocsátás volt a 2016-os és 2020-as években (átlagnál csapadékosabb évek), a másik két kezelésben statisztikailag nem volt az átlagtól kirívóan nagyobb éves kibocsátással rendelkező év. A legkisebb kibocsátások a SZ esetén 2019-ben (átlagnál csapadékosabb év), a másik két kezelésben pedig 2017-ben (átlagos csapadékmennyiség) adódtak (6. táblázat).

A vegetációs időszakokat már nem naptári évenként, hanem a vetéstől az aratásig elemeztük, ami őszi vetésű gabonáknál lényeges szempont. A hat év vegetációs időszakait egyben vizsgálva kimutatható volt a művelési módok CO<sub>2</sub> kibocsátásában mérhető szignifikáns különbség ( $p=0,0007$ ). A SK és a DV kibocsátása ebben az időszakban is

nagyobb volt a SZ-hoz viszonyítva (rendre  $p=0,0017$  és  $p=0,0047$ ), azonban egymáshoz képest nem mutattak különbséget ( $p > 0,9999$ ; 7. táblázat).

7. táblázat: A talaj CO<sub>2</sub> kibocsátásának átlaga és annak évek közötti változékonysága a vegetációs időszakban a szántás (SZ), sekély kultivátor (SK) és direktvetés (DV) kezelésekben. a,b: a kezelések szignifikancia csoportjai az egyes években (oszlopok összehasonlítása)

A talaj átlagos CO <sub>2</sub> kibocsátása a vegetációs időszakokban (mgCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> )			
Időszakok	SZ	SK	DV
2014-2015	0,117±0,053 <sup>a</sup>	0,127±0,079 <sup>a</sup>	0,130±0,084 <sup>a</sup>
2016	0,096±0,053 <sup>b</sup>	0,133±0,070 <sup>a</sup>	0,133±0,071 <sup>a</sup>
2016-2017	0,071±0,051 <sup>a</sup>	0,084±0,065 <sup>a</sup>	0,087±0,066 <sup>a</sup>
2018	0,099±0,065 <sup>b</sup>	0,098±0,045 <sup>ab</sup>	0,118±0,071 <sup>a</sup>
2018-2019	0,062±0,047 <sup>a</sup>	0,074±0,089 <sup>a</sup>	0,047±0,043 <sup>b</sup>
2019-2020	0,076±0,082 <sup>b</sup>	0,093±0,078 <sup>a</sup>	0,093±0,078 <sup>a</sup>
<b>2015-2020</b>	<b>0,086±0,064<sup>b</sup></b>	<b>0,101±0,074<sup>a</sup></b>	<b>0,101±0,076<sup>a</sup></b>

A kezelések kibocsátásának különbsége – hasonlóan a teljes évben megfigyelhetőekhez – nem volt egységes minden évben.

A növény nélküli időszakok során mérhető hat éves átlag talajrespirációban statisztikailag csak a SZ és a DV között volt különbség ( $p < 0,0413$ ; 8. táblázat)

8. táblázat: A talaj CO<sub>2</sub> kibocsátásának átlaga és annak évek közötti változékonysága a növény nélküli időszakban a szántás (SZ), sekély kultivátor (SK) és direktvetés (DV) kezelésekben. a,b: a kezelések szignifikancia csoportjai az egyes években (oszlopok összehasonlítása), -: kevés adat a következő évi gabona őszi vetése miatt

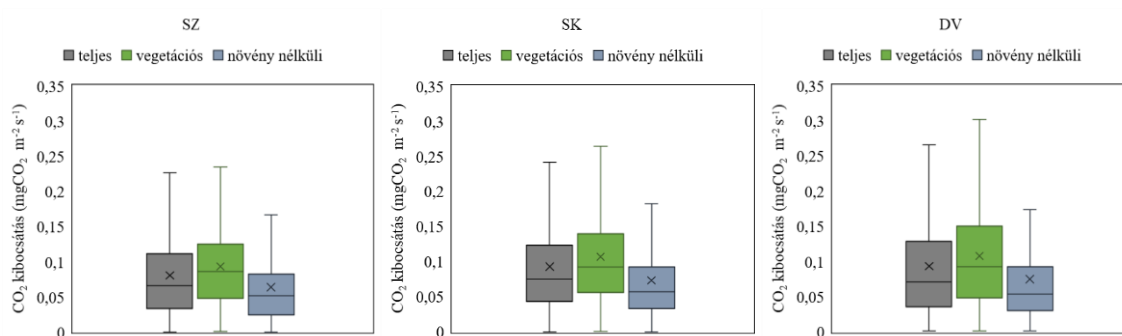
A talaj átlagos CO <sub>2</sub> kibocsátása a növény nélküli időszakokban (mgCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> )			
Időszakok	SZ	SK	DV
2015-2016	0,051±0,028 <sup>a</sup>	0,048±0,030 <sup>a</sup>	0,054±0,036 <sup>a</sup>
2016 őszi	-	-	-
2017-2018	0,064±0,046 <sup>ab</sup>	0,072±0,052 <sup>a</sup>	0,052±0,039 <sup>b</sup>
2018 őszi	-	-	-
2019	0,082±0,044 <sup>a</sup>	0,093±0,054 <sup>ab</sup>	0,116±0,094 <sup>a</sup>
2020	0,102±0,088 <sup>b</sup>	0,124±0,076 <sup>ab</sup>	0,136±0,109 <sup>a</sup>
<b>2015-2020</b>	<b>0,074±0,062<sup>b</sup></b>	<b>0,082±0,062<sup>ab</sup></b>	<b>0,087±0,084<sup>a</sup></b>

Az éveket külön vizsgálva 2019-ben és 2020-ban egyezett meg a kezelések átlagkibocsátásának különbsége a hat éves időszakra vonatkozó eredménnyel. A szárazabb növény nélküli időszakokban (2019 és 2020) a talajrespiráció nagyobb volt, mint a csapadékosabb időszakokban (2015 őszi 2016 tavasz és 2017 őszi 2018 tavasz). Fontos megemlíteni, hogy míg az első két időszak a nyarat és a kora őszt, a többi a telet és a tavaszt foglalta magában, ezért itt inkább a léghőmérséklet hatása érvényesülhetett.

A növény nélküli időszak során a kezelések talajrespirációjában megfigyelt különbségek összességében hasonlóan alakultak, mint a talaj szerves széntartalmában mérhető kezeléshatás. Ez arra enged következtetni, hogy a talaj szerves széntartalma befolyásolta annak respirációját.

#### 4.1.8. A józsefmajori vegetációs és növény nélküli időszakok talajrespirációja

A kezelések összehasonlítása után megvizsgáltuk az egyes kezeléseken belül is a talaj CO<sub>2</sub> kibocsátását a részidőszakokra vonatkoztatva. A SZ, a SK és a DV alatt álló parcellák talajrespirációja összességében a vegetációs időszakokban volt a legnagyobb, ezt követte a növény nélküli időszakok hat éves átlaga (28. ábra).



28. ábra: A szántás (SZ), sekély kultivátor (SK) és direktvetés (DV) hat éves átlag CO<sub>2</sub> kibocsátása az egyes részidőszakokban (a kiugró értékek nincsenek feltüntetve)

Az egyes részidőszakok során a SZ-ban mérhető átlagos CO<sub>2</sub> kibocsátás szignifikánsan magasabb volt ( $p < 0,0001$ ) a vegetációs időszakban a növény nélküli időszakhoz képest, viszont a teljes időszaktól nem különbözött statisztikailag ( $p = 0,0681$ ). A részidőszakok viszonya hasonlóan alakult a SK kezelésben. A DV-ben ezzel szemben mindhárom időszak eltért egymástól és ugyancsak a vegetációs időszakban lehetett a legnagyobb átlagos kibocsátásokat megfigyelni ( $p < 0,0110$ ). A legtöbb évben a talajrespiráció átlagértéke a vegetációs időszakban nagyobb volt a növény nélkülihez képest (9.10. melléklet), mivel a növényi aktivitás és a hőmérséklet, mint a kibocsátások két legjelentősebb faktora a vegetációs időszakokban volt a legnagyobb. A talajrespiráció időbeli menetét (vegetációs és növény nélküli időszakok) nem befolyásolta az, hogy melyik talajművelési kezelésben folytattuk vizsgálatainkat.

#### 4.1.9. A talajoszlop kísérletek talajnedvesség-tartalma

A szabadföldi mérések kiegészítéseként eredeti szerkezetű laboratóriumi talajoszlop kísérletekkel vizsgáltuk a talajművelés, a műtrágyázás és a szármaradványok hatását a talaj ÜHG kibocsátására. A talajművelés hatását vizsgáló kísérletet állandó talajnedvesség-tartalommal jellemezhető és a talajnedvesség-függést vizsgáló kiszáradó részekre, a műtrágyázás hatását vizsgáló kísérletet pedig alacsonyabb és magasabb talajnedvesség-tartalmú részekre bontottuk. A talajoszlop kísérletekkel célunk a szabadföldi (növény nélküli) körülmények szimulálása volt laboratóriumi körülmények között. A kezelések kezdeti talajnedvesség-tartalma megfelelt az átlagos szabadföldi körülményeknek, a műtrágyázás dózisait vizsgáló kísérletben viszont annál magasabb volt. A talajnedvesség-tartalom befolyásolja a talaj ÜHG kibocsátását, ezért statisztikailag elemeztük a kezelések nedvességének különbségét, mert az eredmények ennek fényében megbízhatóbban értékelhetők. Az eredmények a mérések teljes hosszát hasonlítják össze.

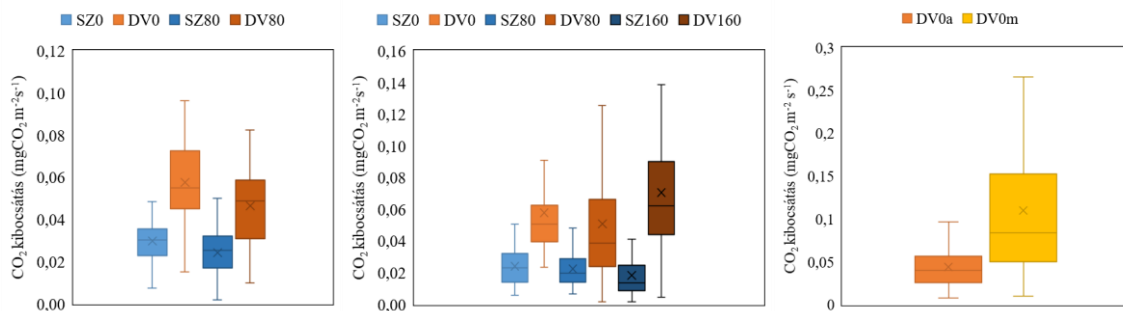
A talajművelés és a műtrágyázás hatását vizsgáló laborkísérletekben szignifikánsan nagyobb volt ( $p < 0,0001$ ) a talajnedvesség-tartalom a DV0, DV80, DV160 kezelésekben a SZ0, SZ80, SZ160-hoz képest. A szármaradványok hatását vizsgáló kísérletben nem különbözött ( $p = 0,6269$ ) a szármaradványokat tartalmazó DV0m és szármaradványok nélküli, DV0a kezelések talajnedvesség-tartalma. A talajhőmérséklet-függést vizsgáló kísérlet során az eredeti szabadföldi talajnedvesség állapotban a SZ0 kezelésben szignifikánsan alacsonyabb volt a talajnedvesség-tartalom a DV kezeléshez képest ( $p < 0,0001$ ). A magasabb talajnedvesség-tartalmú, illetve műtrágyázott kísérletekben szintén alacsonyabb volt a SZ talajnedvesség-tartalma a DV kezeléshez képest ( $p < 0,0406$ ; 9.11. melléklet).

#### 4.1.10. A talajoszlop kísérletek talajrespirációja

A talaj ÜHG kibocsátásának alakulását minden kísérletben előre meghatározott napokon vizsgáltuk, az első héten naponta, majd ritkább időközönként. A talaj CO<sub>2</sub> kibocsátása a talajművelés hatását vizsgáló kísérletben stagnált, a műtrágyázást vizsgáló kísérletben a kezdeti trágyázást (vízzel kijuttatva) követően megemelkedett, majd lecsökkent és stagnált a talajnedvesség-tartalom későbbi megemelése ellenére is. A

szármaradványok hatását vizsgáló kísérletben a talajrespiráció csökkenő tendenciát mutatott (9.11. melléklet).

A talajrespiráció különbözött a kezelésekben, és az összes laborkísérlet esetén a DV kezelésben volt a legnagyobb. A szármaradványok pedig megnövelték a talaj eredetű CO<sub>2</sub> kibocsátást a DV kezelésen belül (29. ábra).



29. ábra: A talajminták átlagos CO<sub>2</sub> kibocsátása a talajművelés, műtrágyázás és szármaradványok hatását vizsgáló kísérletekben, a szántás (SZ), direktvetés (DV) kezelések 0, 80 és 160 kgN ha<sup>-1</sup>, illetve DV0a: szármaradvány nélküli és DV0m: szármaradványok kezeléseiben (a kiugró értékek feltüntetve)

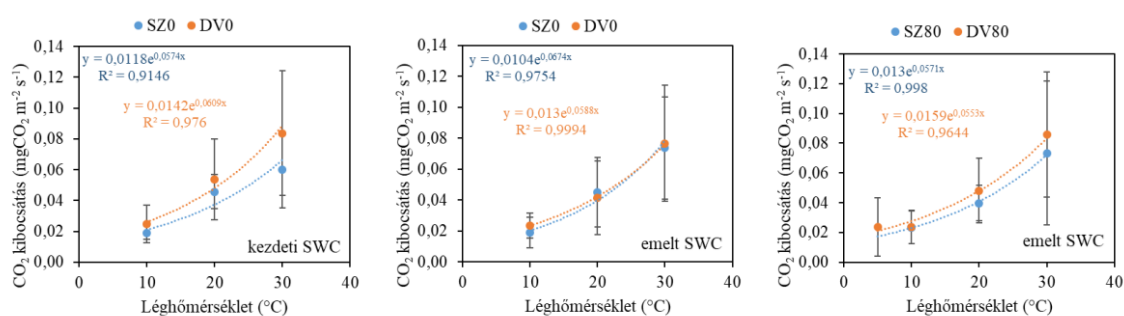
A művelés hatását vizsgáló kísérlet során a DV-ben szignifikánsan nagyobb volt a talaj CO<sub>2</sub> kibocsátása, mint a SZ-ban, mind a kontroll kezelés (DV0 és SZ0,  $p < 0,0001$ ), mind a 80 kgN ha<sup>-1</sup> műtrágyázás esetén (DV80 és SZ80,  $p < 0,0001$ ). A műtrágyázás szignifikánsan csökkentette a talajrespirációt a műtrágya nélküli kezelésekhöz képest (SZ,  $p = 0,0245$  és DV,  $p = 0,0067$ ). A különböző dóziséjú műtrágya hatását vizsgáló kísérletben az összes DV kezelésben (DV0, DV80, DV160) nagyobb volt ( $p < 0,0001$ ) a talaj CO<sub>2</sub> kibocsátása, mint a SZ kezeléseiben (SZ0, SZ80, SZ160). A műtrágyázásnak ebben a kísérletben nem volt hatása a kibocsátásra sem a SZ (SZ80:  $p > 0,9999$ ; SZ160:  $p = 0,1747$ ), sem a DV (DV80:  $p = 0,1083$ ; DV160:  $p > 0,9999$ ) kezeléseiben a műtrágya nélküli kontrollokhöz (SZ0, DV0) képest. A szármaradványok hatását vizsgáló kísérlet során a DV0m kezelés növénymaradványokkal borított mintái esetében szignifikánsan nagyobb volt ( $p < 0,0001$ ) a talajrespiráció a DV0a, szármaradványokban szegény mintákhoz viszonyítva (9.11. melléklet).

Szabadföldön a DV-ben 1,2-szer volt nagyobb a talajrespiráció a SZ-hoz képest, ezzel szemben a talajművelési laborkísérletben ez az érték már 1,9-szeres volt, míg a műtrágyás laborkísérletben még ennél is nagyobb, 2,4-4,1-szeres különbséget lehetett kimutatni a talajművelési kezelések között. A szármaradványos kísérlet alátámasztotta, hogy a

mulcstakaró megnöveli a CO<sub>2</sub> kibocsátást, hasonlóan az aratás után megfigyelt szabadföldi eredményekhez.

#### 4.1.11. A talajrespiráció és a környezeti változók kapcsolata laboratóriumban

Egyszerű exponenciális modell segítségével vizsgáltuk a talaj CO<sub>2</sub> kibocsátásának hőmérséklet függését a szabadföldi körülmények között legjobban jellemző léghőmérsékleteken. A kísérletet szabadföldi talajnedvesség-tartalom, emelt talajnedvesség-tartalom esetén és műtrágyázás után is elvégeztük (30. ábra).

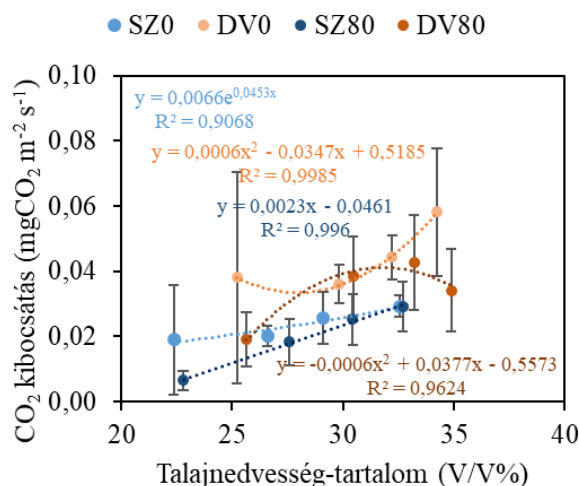


30. ábra: A talaj CO<sub>2</sub> kibocsátásának léghőmérséklet-függése szabadföldi és annál magasabb talajnedvesség-tartalom, illetve műtrágyázás mellett. SZ: szántás, DV: direktvetés, 0: 0kgN ha<sup>-1</sup>, 80: 80 kgN ha<sup>-1</sup> műtrágyázás, SWC: talajnedvesség-tartalom

A CO<sub>2</sub> kibocsátás nagyon erősen ( $r^2=0,91-0,99$ ) és szignifikánsan korrelált ( $p<0,0479$ ) a hőmérséklettel a DV0 (kezdeti SWC), DV80 (emelt SWC), illetve SZ0 (emelt SWC) kezelésekben a kísérlet során választott hőmérséklet tartományban.

A talaj CO<sub>2</sub> kibocsátásának talajnedvesség-függését a talajművelés hatását vizsgáló laborkísérlet száradási szakasza során vizsgáltuk szabadföldi talajkémiai állapotú és műtrágyázott mintákon. Ez esetben lineáris, exponenciális, illetve polinomiális modelleket használtunk a talajnedvesség-tartalom és talajrespiráció összefüggésének vizsgálatára (31. ábra).





31. ábra: A talaj CO<sub>2</sub> kibocsátásának talajnedvesség-függése szabadföldi állapotban, illetve műtrágyázás mellett. SZ: szántás, DV: direktvetés, 0: 0kgN ha<sup>-1</sup>, 80: 80 kgN ha<sup>-1</sup> műtrágyázás

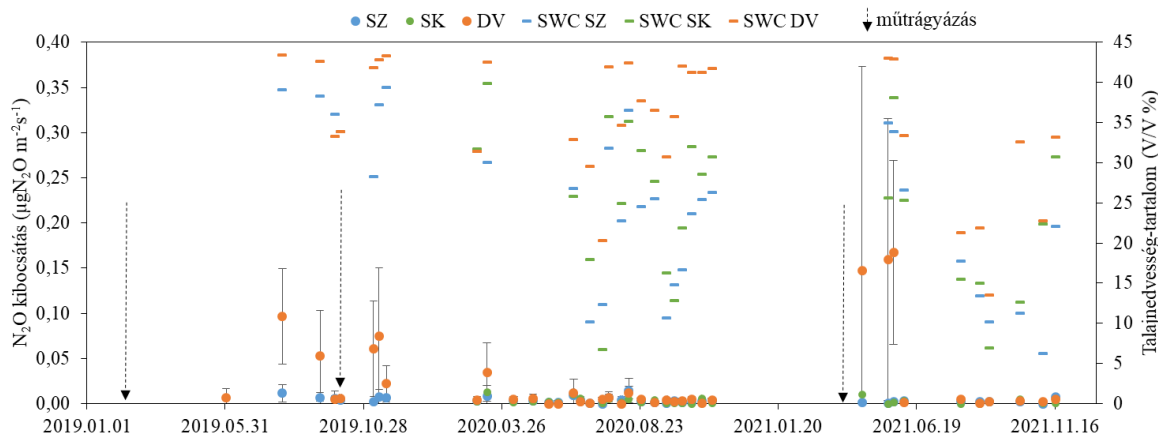
A talaj CO<sub>2</sub> kibocsátása és a talajnedvesség-tartalom között erős volt a korreláció a DV0, DV80 és SZ0 és SZ80 kezeléseknél. A szignifikancia csak az SZ80 esetben volt igazolható ( $p=0,0020$ ), aminek oka az alacsony mintaszám lehetett.

Ezek az eredmények noha jóval kisebb mintaszám alapján születtek a szabadföldi megfigyelésekhez képest, a kibocsátások hőmérséklet függése esetén jobb összefüggést mutatnak. Kontrollált, laboratóriumi körülmények között sikerült kimutatni a talajnedvesség-tartalom meghatározó szerepét is a talaj respirációjában.

#### 4.1.12. A talaj N<sub>2</sub>O kibocsátása és a környezeti változók közötti kapcsolat

A talajrespirációs szabadföldi és laboratóriumi mérések mellett vizsgáltuk a talajművelési kísérlet parcelláinak N<sub>2</sub>O kibocsátását is. Ezeket a méréseket csak a vizsgálati időszak utolsó három évében (2019-2021) végeztük, kisebb intenzitással, így jóval kevesebb adat állt rendelkezésre a talajrespirációs eredményekhez képest. A kevesebb adat miatt ennél a vizsgálatnál nem bontottuk az éveket részidőszakokra.

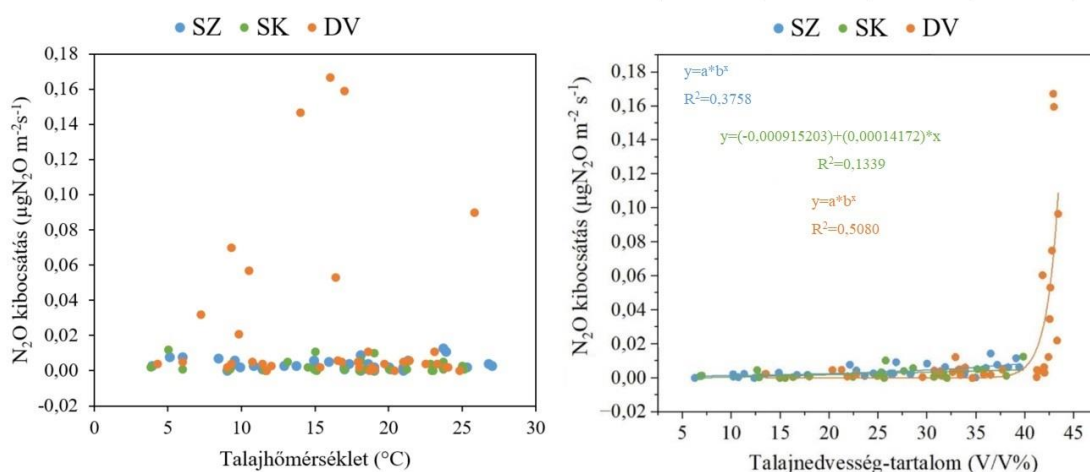
A talaj N<sub>2</sub>O kibocsátásának a vizsgált években nem volt a CO<sub>2</sub> kibocsátáshoz hasonló, jól meghatározott menete, hanem alkalmoszerű eseményeket, más szóval időbeli „hot-spot”-okat lehetett megfigyelni. 2019 folyamán, nyáron és ősszel jelentkeztek nagyobb N<sub>2</sub>O kibocsátással járó események, 2020-ban pedig tavasszal lehetett kimutatni jelentősebb N<sub>2</sub>O kibocsátást, ezután a nyári és őszi időszakban nem volt számottevő esemény. 2021 során szintén csak tavasszal sikerült nullától különböző N<sub>2</sub>O kibocsátást észlelni (32. ábra).



32. ábra: A talaj  $N_2O$  kibocsátása és az átlagos talajnedvesség (SWC) 0-10 cm mélységben a szántás (SZ), sekély kultivátor (SK) és direktvetés (DV) kezeléseiben. Szaggatott vonal: műtrágyázás időpontja

A nagyobb mértékű kibocsátások minden esetben nagy talajnedvesség-tartalom mellett mutatkoztak, ami a denitrifikáció dominanciájára utalhat a kibocsátás vonatkozásában. A jelentősebb események alkalmával nagy volt a kezeléseken belüli térbeli változékonyság, így kijelenthető, hogy mind időben, mind térben igen változékonny kibocsátásokról beszélhetünk.

A talaj  $N_2O$  kibocsátása és a talajhőmérséklet között nem sikerült terepi körülmények között összefüggést kimutatni a SZ és SK esetében, és a DV kezelésben is csak gyenge és negatív kapcsolat volt ( $r=-0,24$ ) a vizsgált változók között. A  $N_2O$  és talajnedvesség-tartalom kapcsolata SZ-ban gyenge ( $r=0,38$ ), a SK-ban és a DV-ben pedig közepes ( $r=0,41$  és  $r=0,51$ ), és minden esetben szignifikáns volt ( $p<0,0406$ ; 33. ábra, 9.12. melléklet).

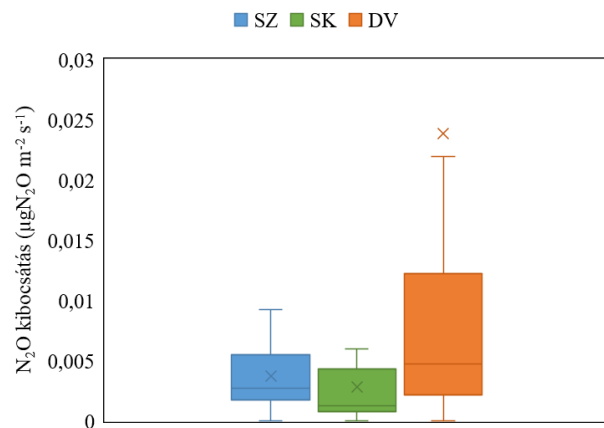


33. ábra: A talaj  $N_2O$  kibocsátásának talajhőmérséklet és talajnedvesség-függése a szántás (SZ), sekély kultivátor (SK) és direktvetés (DV) kezeléseiben, a 2019-2021 időtartamban

Szabadföldi körülmények között a talaj N<sub>2</sub>O kibocsátása inkább a talajnedvesség-tartalommal volt kimutathatóan összefüggésben a 2019-2021 vizsgálati időszak alatt kézi műszeres méréseink alapján. Az érdemi kibocsátás események jellemzően 40%-os talajnedvesség tartalom fölött, a 10-20 °C-os talajhőmérséklet tartományban jelentkeztek a DV kezelésben.

#### 4.1.13. A talajművelési kezelések N<sub>2</sub>O kibocsátása szabadföldön

A teljes mérési időszakot vizsgálva a három talajművelési kezelés N<sub>2</sub>O kibocsátása között szignifikáns eltérés mutatkozott ( $p < 0,0003$ ; 34. ábra, 9. táblázat).



34. ábra: A talaj három évre vonatkozó átlagos N<sub>2</sub>O kibocsátása a szántás (SZ), sekély kultivátor (SK) és direktvetés (DV) kezeléseken (a kiugró értékek nincsenek feltüntetve)

Összességében a DV-ben 6-8-szor magasabb kibocsátást lehetett mérni a SK-hoz ( $p < 0,0001$ ), és a SZ-hoz viszonyítva ( $p = 0,0364$ ), a SZ és SK viszont nem különbözött egymástól ( $p = 0,1517$ ); utóbbi kettőben jelentősebb kibocsátásokat nem sikerült detektálni a mérési napokon (9. táblázat).

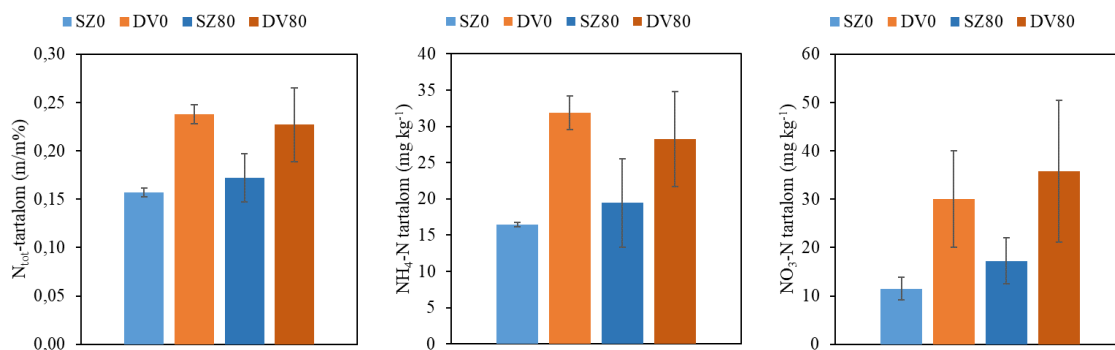
9. táblázat: A talaj N<sub>2</sub>O kibocsátásának évi átlagos mértéke és annak évek közötti változékonysága a szántás (SZ), sekély kultivátor (SK) és direktvetés (DV) kezelésekben. a,b: a kezelések szignifikancia csoportjai az egyes években, -: adathiány

Évek	A talaj átlagos N <sub>2</sub> O kibocsátása egy teljes évben (µgN <sub>2</sub> O m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> )		
	SZ	SK	DV
2019	0,006±0,003 <sup>b</sup>	-	0,045±0,035 <sup>a</sup>
2020	0,004±0,003 <sup>a</sup>	0,003±0,003 <sup>a</sup>	0,005±0,008 <sup>a</sup>
2021	0,002±0,002 <sup>b</sup>	0,002±0,002 <sup>b</sup>	0,049±0,075 <sup>a</sup>
<b>2019-2021</b>	<b>0,004±0,004<sup>b</sup></b>	<b>0,003±0,003<sup>b</sup></b>	<b>0,024±0,045<sup>a</sup></b>

Az egyes években mért kibocsátások elemzése során megállapítottuk, hogy 2019-ben a DV-ben nagyobb volt a kibocsátás a SZ-hoz viszonyítva ( $p=0,0081$ ), míg 2020-ban nem volt szignifikáns különbség a három kezelés között ( $p=0,2549$ ). 2021-ben a DV-ben szignifikánsan nagyobb átlagos N<sub>2</sub>O kibocsátás jelentkezett a SZ-hoz ( $p=0,0329$ ) és SK-hoz ( $p=0,0052$ ) viszonyítva. 2020-ban elmaradt a tavasz és őszi műtrágyázás, ez magyarázhatja, hogy nem volt a kezelések kibocsátásában különbség.

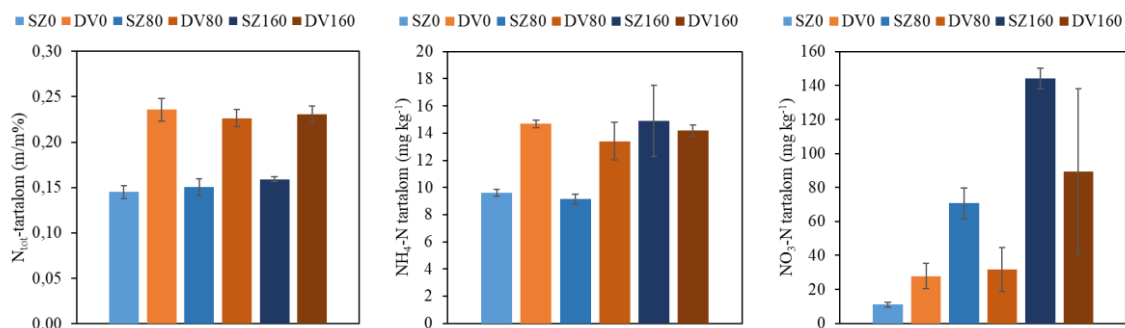
#### 4.1.14. A talajoszlop és mikrokozmosz kísérletek talajkémiai jellemzői

Hasonlóan a szabadföldi gyakorlathoz, a laboratóriumi ÜHG kibocsátás mérések befejeztével elemeztük a talajminták kémiai összetételét, mivel a N<sub>2</sub>O kibocsátás egyik meghatározója a talaj nitrogéntartalma. A talajművelési laborkísérletben a DV0 kezelésben szignifikánsan nagyobb volt a N<sub>tot</sub>, NH<sub>4</sub>-N és NO<sub>3</sub>-N a SZ0-hoz képest (rendre  $p=0,0005$ ,  $p=0,0006$  és  $p=0,0277$ ). Hasonló eredményre jutottunk a DV80 és SZ80 talajkémiai paramétereinek összehasonlítása során is. A műtrágyázás nem emelte meg szignifikánsan a talaj nitrogénformáinak mértékét se a SZ ( $p>0,2177$ ), se a DV ( $p>0,6120$ ) kezelésekben (35. ábra).



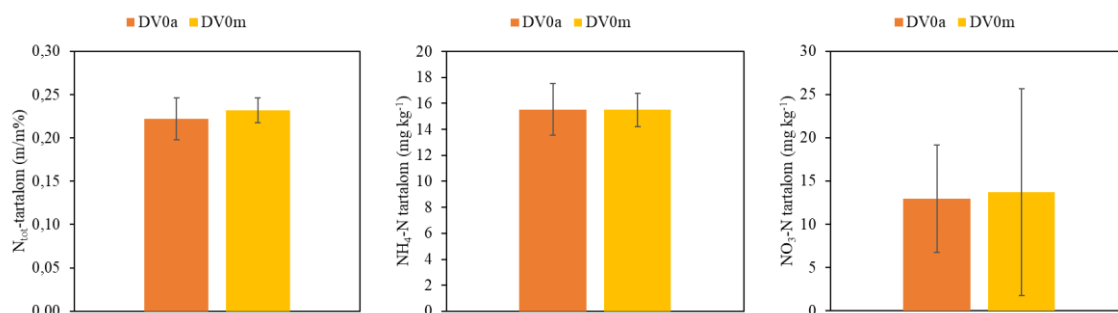
35. ábra: A talaj teljes nitrogén ( $N_{tot}$ ), ammónium-nitrogén ( $NH_4-N$ ) és nitrát-nitrogén ( $NO_3-N$ ) tartalma a talajművelést vizsgáló laborkísérletben

A különböző műtrágya dózisok hatását vizsgáló kísérletben a talaj  $N_{tot}$ ,  $NH_4-N$  tartalmát inkább a talajművelés, mintsem a műtrágyadózisok határozták meg. Minden esetben a DV kezelésekben volt nagyobb az  $N_{tot}$  és  $NH_4-N$  tartalom a SZ kezelésekhez viszonyítva, viszont az egyes kezelésekben belül a dózisok között nem volt különbség. A talaj  $NO_3-N$  tartalma a SZ kezelésben a műtrágyadózis emelésével növekedett, a DV kezelésben viszont csak a DV0 és DV160 között volt szignifikáns különbség ( $p=0,0095$ ) (36. ábra).



36. ábra: A talaj teljes nitrogén ( $N_{tot}$ ), ammónium-nitrogén ( $NH_4-N$ ) és nitrát-nitrogén ( $NO_3-N$ ) tartalma a különböző műtrágya dózisok hatását vizsgáló laborkísérletben

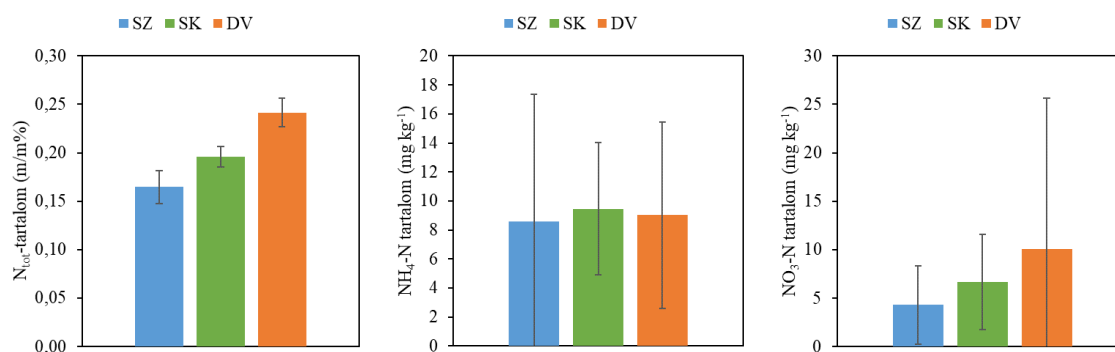
A szármaradványok hatását vizsgáló kísérletben a DV0a és DV0m egyik kémiai paraméter között sem volt különbség ( $p > 0,4318$ ; 37. ábra).



37. ábra: A talaj teljes nitrogén ( $N_{tot}$ ), ammónium-nitrogén ( $NH_4-N$ ) és nitrát-nitrogén ( $NO_3-N$ ) tartalma a szármaradványok hatását vizsgáló laborkísérletben

A talaj ÜHG kibocsátásának hőmérséklet függését vizsgáló kísérletben a talaj  $N_{tot}$  tartalma a DV80-ban nagyobb volt a SZ80-hoz képest ( $p = 0,0079$ ), hasonló eredményt lehetett megfigyelni a  $NH_4-N$  tartalom esetében is ( $p = 0,0079$ ), viszont a kezelések  $NO_3-N$  tartalmában nem volt különbség ( $p = 0,1508$ ).

Az azonos talajnedvesség-tartalomra beállított, átszitált talajmintákkal végzett mikrokozmosz kísérlet során a talajok  $N_{tot}$  tartalma szignifikánsan különbözött a SZ és DV esetében ( $p = 0,0002$ ); minden más paramétert vizsgálva nem volt különbség a kezelések között ( $p > 0,2258$ ; 38. ábra).



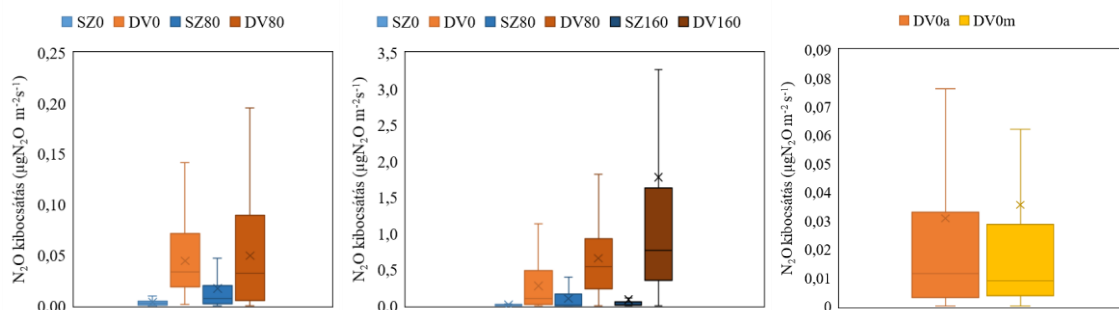
38. ábra: A talaj teljes nitrogén ( $N_{tot}$ ), ammónium-nitrogén ( $NH_4-N$ ) és nitrát-nitrogén ( $NO_3-N$ ) tartalma az azonos talajnedvesség értékre beállított mikrokozmosz kísérletben

Összességében elmondható, hogy laboratóriumi körülmények között műtrágyázástól függetlenül a DV-ben volt a legnagyobb és a SZ-ban a legkisebb a talaj nitrogén-készlete, ami egybevág a szabadföldön megfigyeltekkel, illetve magyarázhatja az ÜHG kibocsátások kezelések közötti különbségét.

#### 4.1.15. A talajoszlop kísérletek N<sub>2</sub>O kibocsátása

A talaj N<sub>2</sub>O kibocsátását párhuzamosan a talajrespirációs mérésekkel kezdetben naponta, majd ritkábban vizsgáltuk. A talaj N<sub>2</sub>O kibocsátása a talajművelés hatását vizsgáló kísérletben a műtrágyázást követő második napon megemelkedett, a harmadik napon tetőzött, majd csökkent. A különböző műtrágya dózisok hatását vizsgáló kísérletben szintén a trágyázást követő második napon emelkedett meg a kibocsátás, majd a 10. napra lecsökkent. A nagy mennyiségű vízzel való újralocsolás után jóval nagyobb mértékben emelkedett a kibocsátás, mint a kísérlet kezdetén. A SZ kezelésekben emelt talajnedvesség-tartalom esetén sem volt akkora N<sub>2</sub>O kibocsátás, mint a DV kezelésekben kezdeti talajnedvesség-tartalom mellett. A szármaradványok hatását vizsgáló kísérlet során az alapállapotról csökkent a talaj N<sub>2</sub>O kibocsátása (9.13. melléklet).

A talaj N<sub>2</sub>O kibocsátására hatással volt mind a talajművelés, mind a műtrágyázás, illetve a megemelt talajnedvesség-tartalom is. Műtrágyázástól függetlenül minden esetben a DV kezelésben volt a legnagyobb a talaj N<sub>2</sub>O kibocsátása, a szármaradványok viszont nem emelték meg a kibocsátást a DV kezelésen belül (39. ábra).



39. ábra: A talajminták átlagos N<sub>2</sub>O kibocsátása a talajművelést, műtrágyázás és szármaradványok hatását vizsgáló kísérletekben, a szántás (SZ), direktvetés (DV) kezelések 0, 80 és 160 kgN ha<sup>-1</sup>, illetve DV0a: szármaradvány nélküli és DV0m: szármaradványok kezeléseiben (a kiugró értékek nincsenek feltüntetve)

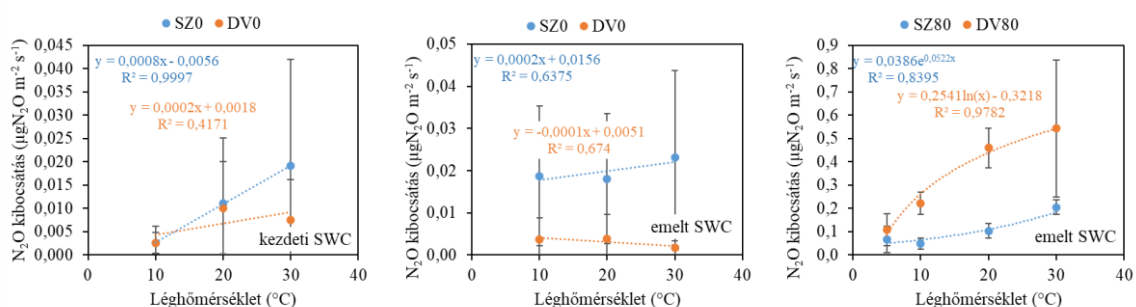
A talajművelés hatását vizsgáló kísérlet során a DV-ben mindkét műtrágyadózis esetén magasabb N<sub>2</sub>O kibocsátást mértünk a SZ-hoz képest ( $p < 0,0001$ ). Míg a SZ esetén a hozzáadott műtrágya (SZ80) szignifikánsan nagyobb ( $p = 0,0028$ ) kibocsátást eredményezett az alapállapothoz (SZ0) viszonyítva, a DV kezelésekben a műtrágya hozzáadása nem emelte meg a kibocsátásokat ( $p > 0,9999$ ; 9.13. melléklet).

A különböző műtrágyadózisok hatását vizsgáló kísérletben, az eredeti talajnedvesség értéknél történt vizsgálatok során csak a nagyobb dózisú (160 kgN ha<sup>-1</sup>) műtrágya okozott különbséget a SZ kezelések kibocsátásában, a DV-nél pedig a különböző talajműveléseket vizsgáló kísérlethez hasonlóan nem volt a műtrágya dózisoknak hatása a kibocsátásokra. Az emelt talajnedvesség-tartalom mellett a DV-ben jobban kijöttek a kezelések közötti különbségek, amik annyira markánsak voltak, hogy a teljes időtartamra nézve az emelt műtrágyadózisok esetén is ki lehetett mutatni a kibocsátás megemelkedését az alapállapothoz képest. A SZ esetében a teljes időszakra vonatkozóan nem volt a kezelések kibocsátásában különbség. A szármaradványoknak nem volt hatása ( $p=0,9002$ ) a talaj N<sub>2</sub>O kibocsátására (9.13. melléklet).

Szabadszíri körülmények között a DV-ben a SZ-hoz képest 6-szor nagyobb N<sub>2</sub>O kibocsátást lehetett kimutatni, míg a két kezelés különbsége első laborkísérletnél 14,6-szoros volt. A műtrágyázás ehhez képest 2,9-szeresre csökkentette a SZ és DV különbségét. A második laborkísérletben még nagyobb, trágyadózistól függően 7-26,3-szoros volt a SZ és a DV kibocsátásának különbsége. Laboratóriumi körülmények között a kezeléshatások markánsabbak voltak, mint szabadföldön.

#### 4.1.16. A N<sub>2</sub>O kibocsátás és a környezeti változók kapcsolata laboratóriumban

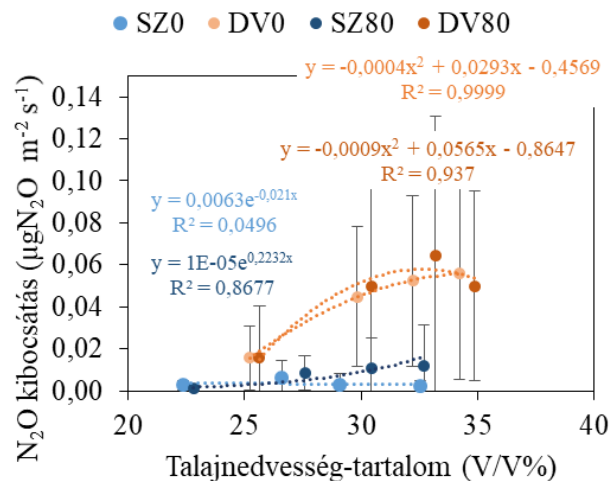
A dinitrogén-oxid kibocsátás és talajhőmérséklet közötti kapcsolat számszerűsítésére lineáris és logaritmusos modelleket használtunk. A talaj N<sub>2</sub>O kibocsátása a talajnedvesség állapottól és kezeléstől függően közepesen vagy nagyon erősen korrelált a hőmérséklettel ( $r^2=0,41-0,99$ ) (40. ábra). A SZ0 (kezdeti SWC) és a DV80 (emelt SWC) esetén volt szignifikáns az összefüggés ( $p<0,0176$ ).



40. ábra: A talaj N<sub>2</sub>O kibocsátásának léghőmérséklet függése alacsonyabb és magasabb talajnedvesség-tartalom, illetve műtrágyázás mellett. SZ: szántás, DV: direktvetés, 0: 0kgN ha<sup>-1</sup>, 80: 80 kgN ha<sup>-1</sup> műtrágyázás, SWC: talajnedvesség-tartalom



A talajnedvesség-tartalom és kibocsátás kapcsolatának modellezésére exponenciális és polinomiális egyenletek bizonyultak a legideálisabbnak. A talaj N<sub>2</sub>O kibocsátása a SZ80 és DV0 és DV80 kezelésekben függött nagyon erősen a talajnedvességtől ( $r^2=0,87- 0,99$ ,  $p<0,0344$ ), viszont a DV80-nál ez esetben sem lehetett a szignifikanciát kimutatni ( $p=0,1418$ ). A SZ0 kezelésben nem volt kimutatható N<sub>2</sub>O kibocsátás a vizsgálat alatt (41. ábra).

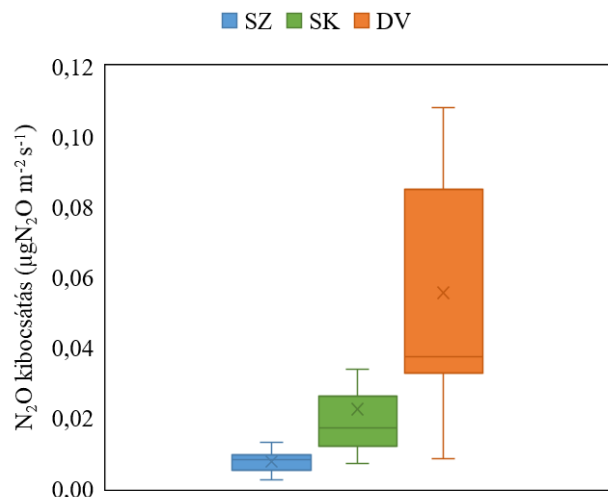


41. ábra: A talaj N<sub>2</sub>O kibocsátásának talajnedvesség-függése szabadföldi talajkémiai állapotban, illetve műtrágyázás mellett. SZ: szántás, DV: direktvetés, 0: 0kgN ha<sup>-1</sup>, 80: 80 kgN ha<sup>-1</sup> műtrágyázás

A DV80-ban a legnagyobb vizsgált talajnedvesség-tartalom esetén a kibocsátás már csökkenést mutatott, ami a magasabb talajnedvesség-tartalmak negatív hatását is jelezheti. A szabadföldi eredményekhez képest ezúttal is erősebb korrelációkat sikerült kimutatni a laboratóriumi vizsgálat során.

#### 4.1.17. A mikrokozmosz kísérlet N<sub>2</sub>O kibocsátása

Az azonos, 40 V/V%-os talajnedvesség értékre beállított mintákon alapuló mikrokozmosz kísérlet során a DV-ben volt a legnagyobb a talajminták N<sub>2</sub>O kibocsátása ( $p<0,0424$ ), ezt a SK, majd a SZ kezelések követték, melyek nem tértek el egymástól szignifikánsan ( $p=0,4725$ ; 42. ábra).



42. ábra: A talaj N<sub>2</sub>O kiobcsátása a szántás (SZ), sekély kultivátor (SK) és direktvetés (DV) kezelésekben azonos, 40 V/V%-os talajnedvesség esetén

Ez az eredmény statisztikailag egybevág szabadföldi megfigyeléseinkkel. A mikrokozmosz kísérletben a SK köztes talajkémiai állapotot mutatott, ez a hatás statisztikailag nem, de a N<sub>2</sub>O kibocsátások átlagértékében jelentkezett.

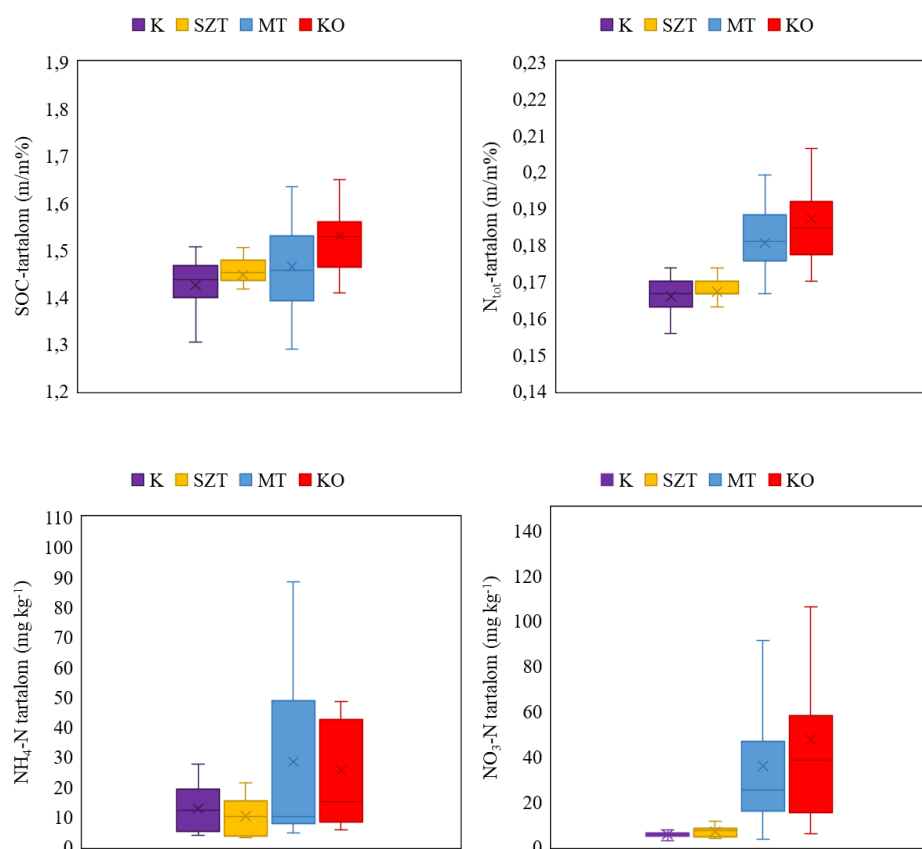
## 4.2. A martonvásári trágyázási tartamkísérlet eredményei

### 4.2.1. Léghőmérséklet és csapadékeloszlás

Martonvásáron 2020-ban kisebb volt az átlagos léghőmérséklet (12,2 °C) a 2015-2020-ra vonatkozó 13,0°C-os átlagértékhez képest. A csapadék eloszlását vizsgálva megállapítható, hogy a vegetációs időszakban több csapadék hullott (341 mm), mint a növény nélküli időszakban (138 mm), mely az összes csapadékmennyiség (479 mm) 72%-a volt. A martonvásári kísérletben nem állt rendelkezésre rendszeres talajhőmérséklet és talajnedvesség-tartalom monitoring, ezért részletes adatelemzésre nem volt mód. A talaj ŰHG kibocsátás mérési pontokból kézi műszerek segítségével felvételezett talajhőmérséklet és nedvesség adatok állnak rendelkezésre, melyek a kibocsátások és környezeti paraméterek korrelációjának megállapítására alkalmasak, és a 4.2.3 valamint 4.2.6 fejezetekben olvashatóak.

#### 4.2.2. A trágyázási kezelések kémia jellemzői

A martonvásári kísérlet két éve alatt különbség volt a kezelések SOC ( $p=0,0018$ ),  $N_{\text{tot}}$  ( $p<0,0001$ ) és  $\text{NO}_3\text{-N}$  ( $p<0,0001$ ) tartalma között, viszont a  $\text{NH}_4\text{-N}$  tartalom nem különbözött egymástól ( $p=0,1107$ ; 43. ábra)

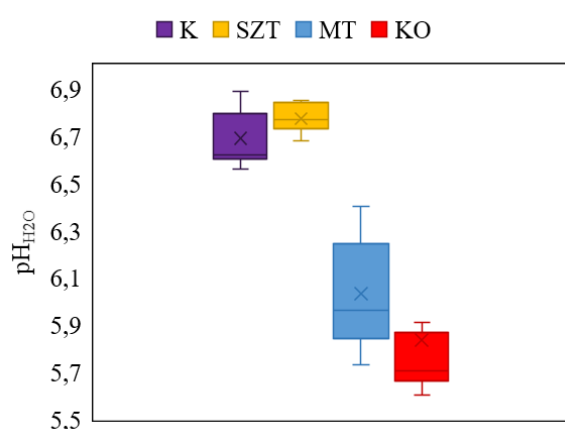


43. ábra: A talaj szerves szén (SOC), teljes nitrogén ( $N_{\text{tot}}$ ), ammónium-nitrogén ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) és nitrát-nitrogén ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) tartalma a kontroll (K), szerves trágyázott (SZT), műtrágyázott (MT), illetve kombinált szerves és műtrágyázott (KO) kezelésekben a kísérlet két éves időtartamára vonatkozóan

A talaj SOC tartalma összességében a KO kezelésben volt a legnagyobb, ami nem tért el szignifikánsan a MT kezeléstől ( $p=0,0762$ ), viszont a K-nál magasabb volt ( $p=0,0014$ ). Ezen kívül a SZT és MT kezelések SOC tartalma különbözött ( $p=0,0166$ ), érdekes módon az utóbbiban magasabb átlagérték volt. A talaj  $N_{\text{tot}}$  tartalma szintén a KO kezelésben volt a legnagyobb, és nem különbözött a MT-től ( $p=0,2317$ ). Egységesen kisebb volt az átlagérték a K, illetve SZT kezelésekben ( $p<0,0006$ ), mely utóbbiak egymástól szintén nem különböztek ( $p=0,9260$ ). A talaj C:N aránya a műtrágyázott kezelésekben alacsonyabb volt (MT: 8,1; KO: 8,2), mint a K (8,6) vagy a SZT (8,7) kezelésekben (9.14. melléklet). A talaj

NO<sub>3</sub>-N tartalma a KO kezelésben volt a legnagyobb, mely nem tért el a MT kezelésben megfigyeltétől ( $p=0,9303$ ), viszont e két kezeléshez képest alacsonyabb volt az átlagérték a K, illetve SZT kezeléseknél ( $p<0,0099$ ).

Alkalmi mintavétel alapján a martonvásári talaj CaCO<sub>3</sub> tartalma 0-10 cm mélységben kezeléstől függetlenül 0,00% volt, így annak nem volt szerepe a kibocsátásokban (9.14. melléklet). A talaj pH-értéke szignifikánsan kisebb volt a MT és KO kezeléseknél a SZT-hoz képest ( $p=0,0387$  és  $0,0038$ ), míg egymástól nem különböztek ( $p>0,9999$ ). A SZT és K kezelések pH-értéke szintén nem különbözött egymástól ( $p>0,9999$ ; 44. ábra).

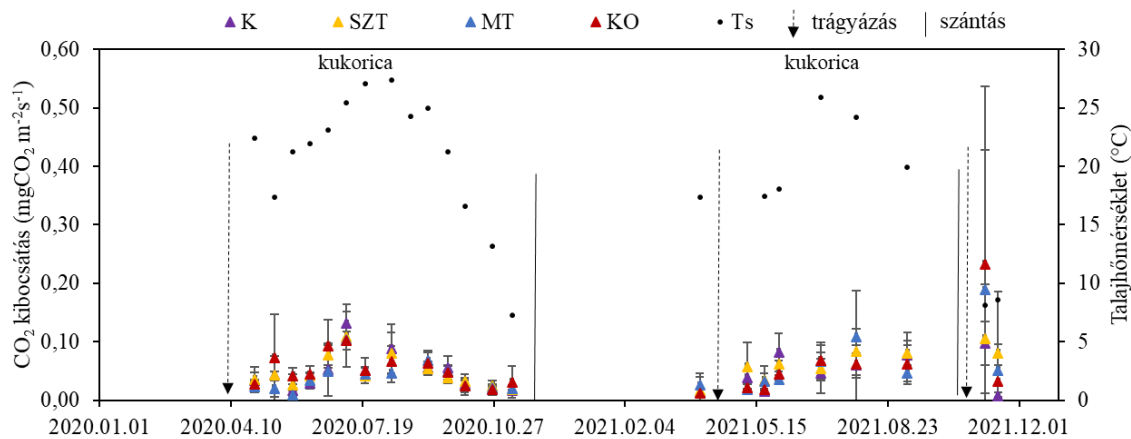


44. ábra: A talaj pH<sub>H2O</sub> értéke a kontroll (K), szerves trágyázott (SZT), műtrágyázott (MT), illetve kombinált szerves és műtrágyázott (KO) kezeléseknél alkalmi mérések alapján

A talaj nitrogén tartalma, C:N aránya és pH-értéke befolyásolhatta a kezelések ÜHG kibocsátásának különbségeit. A pH-érték kezelése közötti különbsége fordítottan alakult a nitrogénformákhoz képest. A SOC eredmények rámutatnak arra, hogy hosszabb távú és rendszeresebb mintavétel szükséges a biztosabb statisztikai elemzés érdekében.

#### 4.2.3. A talajrespiráció és a környezeti változók kapcsolata Martonvásáron

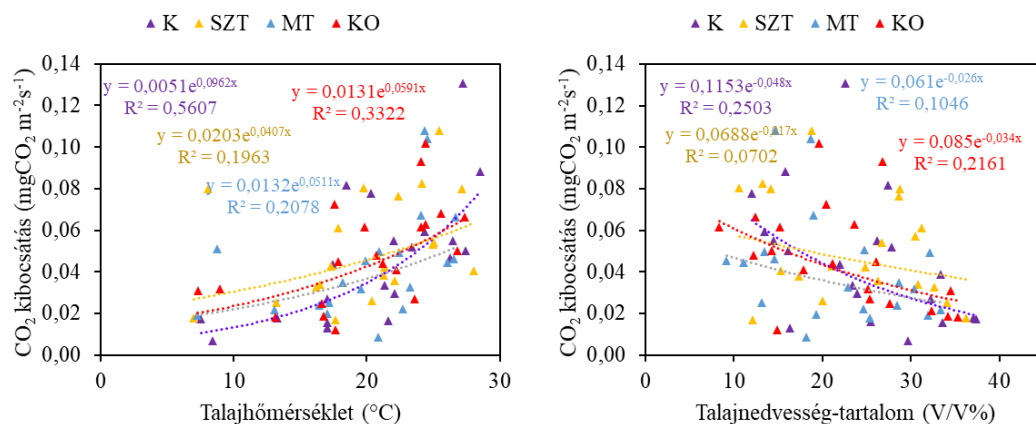
A martonvásári kísérletben a talaj CO<sub>2</sub> kibocsátása emelkedő tendenciát mutatott tavasszal és nyár elején, a vegetációs időszakokban tetőzött, majd ősszel csökkent a hőmérséklet csökkenésével párhuzamosan. 2021-ben a talajművelés és műtrágyázás után megemelkedett a talaj CO<sub>2</sub> kibocsátása a MT és KO kezeléseknél (45. ábra).



45. ábra: A talaj  $CO_2$  kibocsátása és az átlagos talajhőmérséklet 0-10 cm mélységben ( $T_s$ ) a kontroll (K), istállótrágya (SZT), NPK műtrágya (MT), istállótrágya és NPK (KO) kezeléseiben. Szaggatott vonal: műtrágyázás, teli vonal: szántás

A martonvásári kísérletben a 2020-2021 időszak során nagyobb talajrespirációt lehetett mérni a hőmérséklet emelkedésével, ez alól kivételt képez a 2021. októberi szántás és trágyázás utáni mérési pont, ahol 10 °C alatti hőmérsékleten is igen jelentős kibocsátást lehetett megfigyelni (45. ábra).

A talajrespiráció és a talajhőmérséklet, illetve talajnedvesség-tartalom összefüggésének vizsgálatára exponenciális modelleket alkalmaztunk. A vizsgált időszakban a talaj  $CO_2$  kibocsátása kezeléstől függően gyengén vagy közepesen, és minden esetben szignifikánsan függött a talajhőmérséklettől. A  $CO_2$  kibocsátás és talajnedvesség-tartalom között gyenge vagy közepes, minden esetben negatív, de nem szignifikáns kapcsolatot találtunk (46. ábra, 9.15. melléklet).

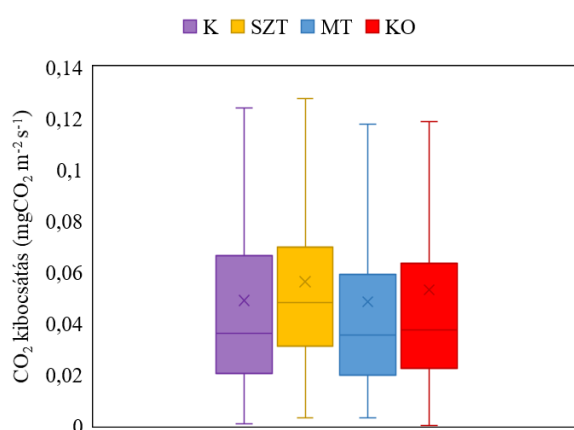


46. ábra: A talaj  $CO_2$  kibocsátásának talajhőmérséklet és talajnedvesség-függése a trágyázási tartamkísérlet kontroll (K), szervestrágyázott (SZT), NPK műtrágyázott (MT) és kombinált (KO) kezeléseibe 2020-2021 időtartamban (a szántás utáni kiugró mérési pont nincs feltüntetve)

Ezek az összefüggések bizonytalanabbak a Józsefmajorból származó eredményeknél, ami a rövidebb kísérleti idővel és a kisebb mintavételi frekvenciával magyarázható.

#### 4.2.4. A trágyázási kezelések talajrespirációja szabadföldön

A talaj átlagos CO<sub>2</sub> kibocsátását vizsgálva szignifikáns különbség volt a kezelések között ( $p=0,0205$ ) a kísérlet teljes két éves vizsgálati időszakára vonatkozóan (47. ábra).



47. ábra: A talaj két éves átlag CO<sub>2</sub> kibocsátása a kontroll (K), istállótrágya (SZT), NPK műtrágya (MT), istállótrágya és NPK (KO) kezelésekben (a kiugróértékek nincsenek feltüntetve)

Összességében a SZT kezelésben volt a legnagyobb, a MT kezelésben pedig a legkisebb kibocsátás. 2020-ban nem volt különbség az egyes kezelések között ( $p=0,1270$ ), 2021-ben viszont az SZT és KO kezelések CO<sub>2</sub> kibocsátása szignifikánsan eltértek egymástól ( $p=0,0167$ ). Az egyes években mérhető kibocsátások között nem volt szignifikáns különbség egyik kezelés esetében sem (10. táblázat).

10. táblázat: A talaj CO<sub>2</sub> kibocsátásának átlagos mértéke és annak éves változékonysága a kontroll (K), istállótrágyás (SZT), NPK (MT), istállótrágyás és NPK (KO) kezelésekben. a,b: a kezelések szignifikancia csoportjai (oszlopok összehasonlítása), A: az évek közötti különbség egy adott kezelésen belül (sorok összehasonlítása)

Évek	A talaj átlagos CO <sub>2</sub> kibocsátása (mgCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> ) egy teljes évben			
	K	SZT	MT	KO
2020	0,048±0,038 <sup>a A</sup>	0,050±0,030 <sup>a A</sup>	0,041±0,033 <sup>a A</sup>	0,052±0,043 <sup>a A</sup>
2021	0,049±0,039 <sup>ab A</sup>	0,067±0,052 <sup>a A</sup>	0,060±0,081 <sup>ab A</sup>	0,055±0,099 <sup>b A</sup>
<b>2020-2021</b>	<b>0,049±0,039<sup>ab A</sup></b>	<b>0,056±0,040<sup>a A</sup></b>	<b>0,048±0,057<sup>b A</sup></b>	<b>0,053±0,069<sup>ab A</sup></b>

A teljes két éves vizsgálatra vonatkozóan a vegetációs időszakok során a talaj CO<sub>2</sub> kibocsátása az egyes kezelésekben szignifikánsan eltért egymástól ( $p=0,0334$ ). Hasonlóan a teljes évben megfigyeltekhez képest, a MT kezelésben kisebb volt az átlagos kibocsátás, mint a SZT-ben ( $p=0,0210$ ). Az éveket külön vizsgálva a vegetációs időszakok átlagos talajrespirációjában nem volt különbség a kezelések között ( $p=0,1591$  és  $p=0,0581$ ), illetve az egyes évek CO<sub>2</sub> kibocsátásában sem volt különbség ( $p>0,2495$ ; 11. táblázat).

11. táblázat: A talaj CO<sub>2</sub> kibocsátásának átlagos mértéke és annak változékonysága a vegetációs időszakban a kontroll (K), istállótrágyás (SZT), NPK műtrágyás (MT), istállótrágyás és NPK (KO) kezelésekben. a,b: a kezelések szignifikancia csoportjai, A: az évek közötti különbség egy adott kezelésen belül

<b>A talaj átlagos CO<sub>2</sub> kibocsátása (mgCO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>) a vegetációs időszakokban</b>				
Évek	K	SZT	MT	KO
2020	0,051±0,039 <sup>a A</sup>	0,052±0,030 <sup>a A</sup>	0,043±0,034 <sup>a A</sup>	0,054±0,043 <sup>a A</sup>
2021	0,054±0,036 <sup>a A</sup>	0,066±0,048 <sup>a A</sup>	0,050±0,034 <sup>a A</sup>	0,044±0,031 <sup>a A</sup>
<b>2020-2021</b>	<b>0,052±0,038<sup>ab A</sup></b>	<b>0,057±0,037<sup>a A</sup></b>	<b>0,045±0,034<sup>b A</sup></b>	<b>0,051±0,040<sup>ab A</sup></b>

A talaj CO<sub>2</sub> kibocsátása a növény nélküli időszakban nem különbözött a vizsgált kezelésekben ( $p=0,1128$ ). A 2020-as és 2021-es éveket elkülönítve nem volt elég adat a növény nélküli időszakokból a statisztikai elemzéshez, viszont átlagértékben mindkét évben a K kezelésben volt a legkisebb a talaj CO<sub>2</sub> kibocsátása, 2020-ban a KO-ban, 2021-ben pedig a MT kezelésekben volt a legnagyobb (12. táblázat).

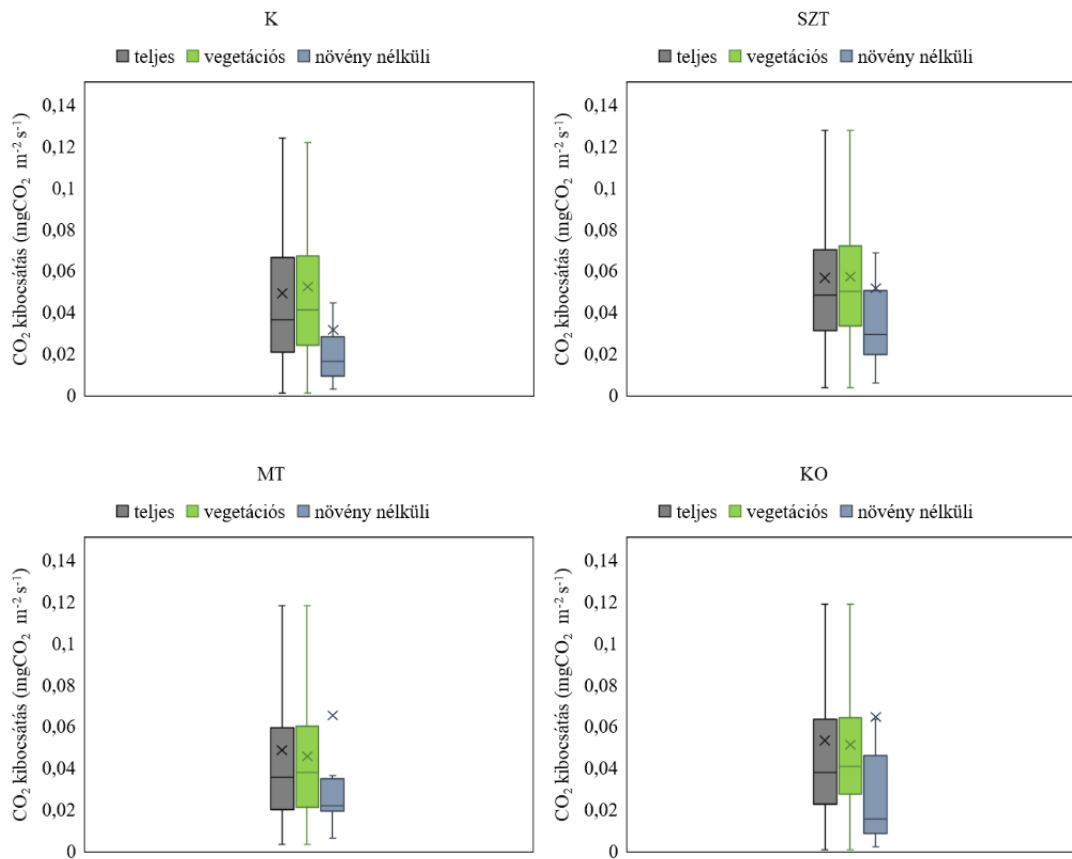
12. táblázat: A talaj CO<sub>2</sub> kibocsátásának átlagos mértéke és annak változékonysága a növény nélküli időszakban a kontroll (K), istállótrágyás (SZT), NPK műtrágyás (MT), istállótrágyás és NPK (KO) kezelésekben. a: a kezelések szignifikancia csoportjai, -: a statisztikai analízishez nem áll rendelkezésre megfelelő számú adat

<b>A talaj átlagos CO<sub>2</sub> kibocsátása (mgCO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>) a növény nélküli időszakokban</b>				
Évek	K	SZT	MT	KO
2020	0,017±0,005 <sup>-</sup>	0,022±0,007 <sup>-</sup>	0,019±0,007 <sup>-</sup>	0,026±0,039 <sup>-</sup>
2021	0,038±0,046 <sup>-</sup>	0,068±0,070 <sup>-</sup>	0,088±0,148 <sup>-</sup>	0,081±0,178 <sup>-</sup>
<b>2020-2021</b>	<b>0,031±0,039<sup>a</sup></b>	<b>0,051±0,059<sup>a</sup></b>	<b>0,065±0,124<sup>a</sup></b>	<b>0,064±0,151<sup>a</sup></b>

A teljes és a vegetációs időszakok során kisebb mértékű az évek közötti respirációban mérhető különbség, mint a józsefmajori kísérlet esetén. Ez magyarázható azzal, hogy ott különböző növényeket tartalmazó vetésciklus volt, míg Martonvásáron mindkét vizsgálati évben kukoricát vetettek. 2021-ben a növény nélküli időszakban a szántás és trágyázás utáni kiugró esemény növelte meg az átlagkibocsátást 2020-hoz képest.

#### 4.2.5. A martonvásári vegetációs és növény nélküli időszakok talajrespirációja

A talaj átlagos CO<sub>2</sub> kibocsátása a K, SZT és MT kezelésekben a vegetációs időszakban volt a legnagyobb, míg a KO kezelésben az időszakok kiegyenlítettebb kibocsátást mutattak (48. ábra).



48. ábra: A kontroll (K), istállótrágyás (SZT), NPK (MT) és kombinált (KO) kezelések két éves átlag CO<sub>2</sub> kibocsátása az egyes részidőszakokban (a kiugró értékek feltüntetve)

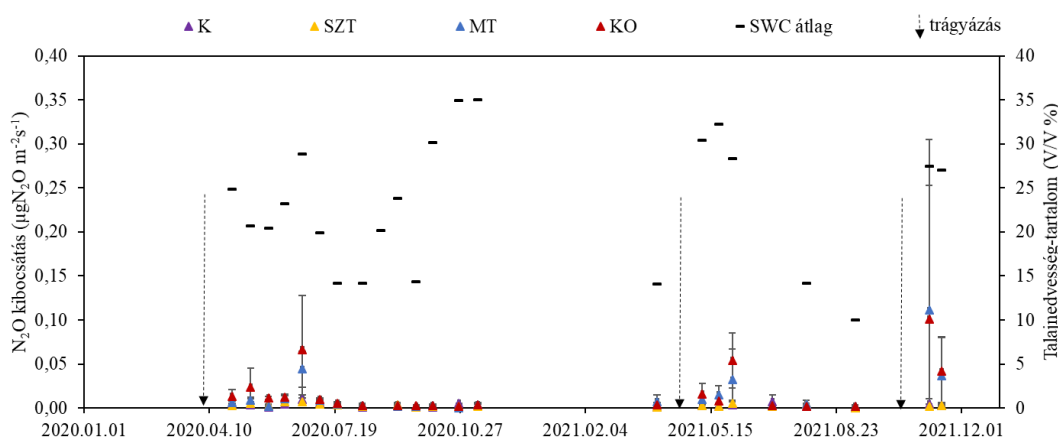
A teljes két évre vonatkoztatva a K kezelésben a növény nélküli időszak során mért CO<sub>2</sub> kibocsátása szignifikánsan kisebb volt a vegetációs időszakhoz ( $p=0,0026$ ), illetve a teljes vizsgálati időszakhoz ( $p=0,0132$ ) képest. A vegetációs és a teljes időszakban mérhető kibocsátás nem tért el egymástól ( $p>0,9999$ ). Ezzel szemben se a SZT, se a MT kezelések esetében nem volt szignifikáns különbség az egyes részidőszakok között ( $p=0,1470$  és  $p=0,4217$ ). A KO kezelés esetében a két éves vizsgálat során a növény nélküli időszakban volt szignifikánsan nagyobb a talajrespiráció a másik két időszakhoz képest ( $p<0,0305$ ), viszont ez a jelenség feltehetően a szántás és trágyázás utáni mérhető kiugró respirációs adatoknak köszönhető.



#### 4.2.6. A N<sub>2</sub>O kibocsátás és a környezeti változók kapcsolata Martonvásáron

A talajrespirációs mérések mellett N<sub>2</sub>O vizsgálatokat is végeztünk a martonvásári parcellákon.

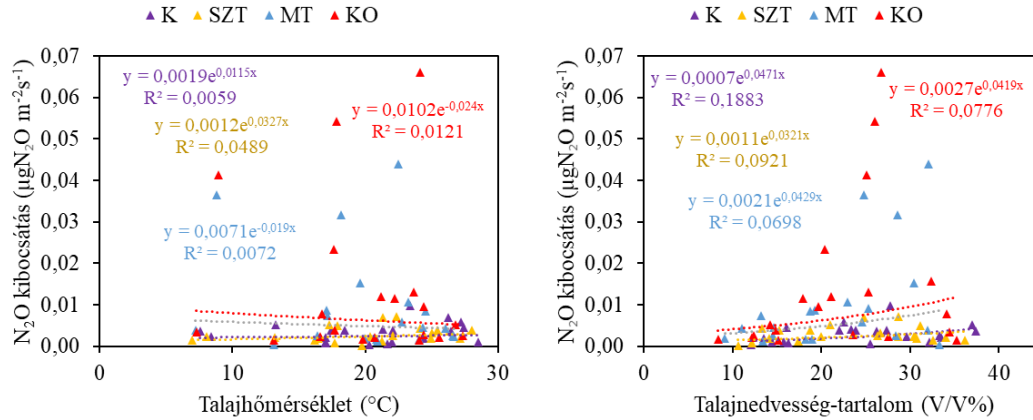
A martonvásári kísérletben a tavaszi (2020, 2021) és őszi (2021) műtrágyázások után lehetett jelentősebb N<sub>2</sub>O kibocsátás csúcsokat észlelni, alapvetően a MT és KO kezelésekben (49. ábra).



49. ábra: A talaj N<sub>2</sub>O kibocsátása és az átlagos talajnedvesség-tartalom (SWC) 0-10 cm mélységben a kontroll (K), istállótrágyás (SZT), NPK műtrágyás (MT) és kombinált (KO) kezeléseiben. Szaggatott vonal: műtrágyázás

Szabadföldön 20 °C körüli talajhőmérséklet értékek kedveztek a N<sub>2</sub>O kibocsátásoknak, illetve az alacsony hőmérsékleten látható kiugró csúcs a szántás és műtrágyázás után jelentkezett (49. ábra). A talaj N<sub>2</sub>O kibocsátása 20-30 %-os talajnedvesség tartományban volt a legnagyobb (50. ábra).

Exponenciális modellek alapján a talaj N<sub>2</sub>O kibocsátása és a talajhőmérséklet között kezeléstől függően nem, vagy gyenge kapcsolat, a talajnedvesség-függés pedig szintén gyenge és nem szignifikáns volt (9.15. melléklet).

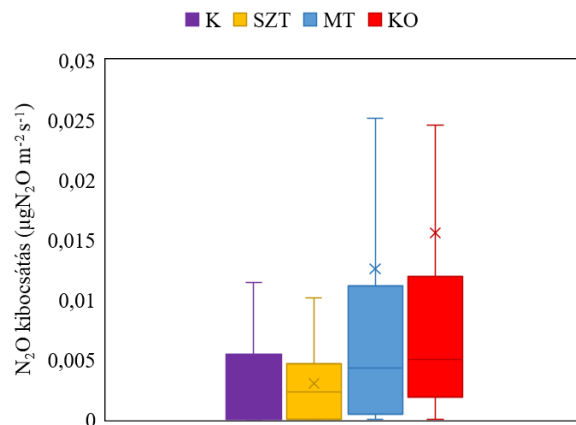


50. ábra: A talaj  $N_2O$  kibocsátásának talajhőmérséklet és talajnedvesség-tartalom függése a trágyázási tartamkísérlet kontroll (K), szerves trágyás (SZT), NPK műtrágyás (MT) és kombinált (KO) kezeléseibe 2020-2021 időtartamban (a szántás utáni kiugró mérési pont nincs feltüntetve)

Az eredmények ez esetben is rosszabbak lettek a Józsefmajorban megfigyeltekhez képest, amit a rövidebb adatsorokkal lehet magyarázni.

#### 4.2.7. A trágyázási kezelések $N_2O$ kibocsátása szabadföldön

A vizsgálat teljes időtartama alatt szignifikáns különbség volt a kezelések talajának  $N_2O$  kibocsátása között ( $p < 0,0001$ ; 51. ábra)



51. ábra: A talaj két éves átlag  $N_2O$  kibocsátása a kontroll (K), istállótrágya (SZT), NPK műtrágya (MT), istállótrágya és NPK (KO) kezelésekből (a kiugróértékek nincsenek feltüntetve)

2020-ban szignifikánsan nagyobb  $N_2O$  kibocsátást lehetett mérni a KO kezelésben a K és SZT kezelésekhöz képest (rendre  $p = 0,0004$  és  $p = 0,0007$ ), azonban a MT kezeléshez képest már nem volt kimutatható különbség ( $p = 0,1947$ ). 2021-ben a MT és KO kezelésekből

magasabb volt a N<sub>2</sub>O kibocsátás a K (p=0,0037 és p=0,0025), illetve SZT (p=0,0022 és p=0,0014) kezelésekhez képest. A K és SZT, illetve a MT és KO kezelések között nem volt különbség (p>0,9999; 13. táblázat).

13. táblázat: A talaj N<sub>2</sub>O kibocsátásának évi átlagos mértéke és annak éves változékonysága a kontroll (K), istállótrágyás (SZT), NPK műtrágyás (MT), istállótrágyás és NPK (KO) kezelésekben

Évek	<b>A talaj átlagos N<sub>2</sub>O kibocsátása (µgN<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>) egy teljes évben</b>			
	K	SZT	MT	KO
2020	0,004±0,003 <sup>b</sup>	0,003±0,002 <sup>b</sup>	0,007±0,011 <sup>ab</sup>	0,012±0,017 <sup>a</sup>
2021	0,003±0,002 <sup>b</sup>	0,002±0,002 <sup>b</sup>	0,024±0,035 <sup>a</sup>	0,025±0,034 <sup>a</sup>
<b>2020-2021</b>	<b>0,003±0,002<sup>b</sup></b>	<b>0,003±0,002<sup>b</sup></b>	<b>0,014±0,025<sup>a</sup></b>	<b>0,017±0,026<sup>a</sup></b>

A talaj N<sub>2</sub>O kibocsátásának különbségei hasonlóan alakulnak, mint a talaj nitrogén készletében és C:N arányában megfigyelhető eltérések.

## 5. Az eredmények értelmezése

### 5.1. A talaj ÜHG kibocsátásának környezeti paraméterekkel való összefüggése

A talajművelési és trágyázási kezelések során szabadföldi körülmények között a talaj CO<sub>2</sub> kibocsátásának menete követte a talajhőmérséklet éves menetét. A korreláció erőssége a kibocsátás és a talajhőmérséklet között laboratóriumban erősebb volt, mint a szántóföldön. Ez azért lehetséges, mert a kísérletben vizsgált ún. látszólagos hőmérsékletfüggés egy faktort emel ki az együtt változó több faktor közül. A látszólagos hőmérsékleti függést számos más kutatást alátámasztja (Lloyd és Taylor, 1994; Muhlbachova et al., 2022). Szabadföldi eredményeink és a szakirodalom szerint a különböző talajművelési kezelések talajrespirációjának más a talajhőmérséklet-függése, ami a kezelések eltérő biotikus és abiotikus tulajdonságaival magyarázható (Laudicina et al., 2014). Szabadföldön a növény nélküli időszakban erősebb korreláció volt a kibocsátások és a talajhőmérséklet között, mint a vegetációs vagy a teljes időszakban. Ez magyarázható azzal, hogy a teljes évre vonatkozóan már a növények gyökérlégzése is befolyásolja a kibocsátásokat, így a talajhőmérséklet-függést is (valódi versus látszólagos talajhőmérséklet-függés) (Wang et al., 2010). Gyökérekizárásos kísérletek szerint a SOC lebomlásának hőmérsékletre való érzékenysége csökken a szénkészlet stabilitásának növekedésével, illetve rövidtávon jobban kimutatható a mikrobiológiai eredetű talajrespiráció hőmérséklet-függése, mint hosszútávon (Moinet et al., 2020). Az éves adatsorok részidőszakokra bontását és az e szerinti értékelést alátámasztja, hogy a talaj teljes évi CO<sub>2</sub> kibocsátásának 5,1-7,1%-a télen, 11,4-15,2% a kukorica és szója vegetációs időszakon kívül jelentkezhet, viszont az év nagyobb részében a szántóföldi területen lévő növények befolyásolhatják a kibocsátásokat (Shi et al., 2012).

Kísérletünk őszi vetésű éveiben látható, hogy a vegetációs időszak júniusi végéhez közeledve egyre kisebb CO<sub>2</sub> kibocsátásokat lehetett megfigyelni a növekvő talajhőmérséklet ellenére. Ez a talajnedvesség-tartalom és a növények gyökérlégzésének csökkenése miatt lehetséges (Han et al., 2014). Nagyobb talajrespirációval lehet számolni a növények növekedési szakaszaiban, míg az érés (maturity stages) során csökken a kibocsátás (Iqbal et al., 2009). A dolgozat eredményei között nem szerepel, de a területről származó elemzéseinkkel arra jutottunk, hogy távérzékeléssel nyert Normalizált Vegetációs Index (NDVI) adatok segítettek a talajrespiráció éves menetének

magyarázatában. Jobbak voltak az eredmények a növényi jelenlétet figyelembe vevő modellek esetében a csak abiotikus faktorokkal számoló egyenletekkel szemben (Gelybó et al., 2022). Aratás után bizonyos években másodlagos CO<sub>2</sub> kibocsátás emelkedést lehetett megfigyelni kezeléstől függetlenül. Ezt a területen hagyott szármaradványok hatásával lehet magyarázni, ami rövidtávon befolyásolhatta a talajhőmérsékletet, talajnedvességtartalmat és a mikrobiológiai aktivitást, illetve saját kibocsátásával is hozzájárulhatott a kibocsátások emelkedéséhez (Guo és Liu, 2022; Li et al., 2022).

A talaj nedvességtartalma és a talajművelési kezelések talajrespirációja között szabadföldön nem sikerült jelentősebb kapcsolatot kimutatni, hasonlóan más kutatásokhoz (Laudicina et al., 2014). A talajnedvesség-tartalom esetenként lehet időbeli faktora a talajrespirációnak (Zhang et al., 2018b; Francioni et al., 2019), emellett sokszor inkább a térbeli változékonyság alakításában van szerepe a kibocsátásokban (Fóti et al., 2008; Jiang et al., 2020; Cai et al., 2021). Az időbeli hatást a talajhőmérséklet és vegetációs hatások elfedhetik. Laboratóriumi kontrollált körülmények között, ahol ezek a biotikus és abiotikus hatások nem érvényesültek, jobb eredményre jutottunk. A martonvásári kísérletben a talajnedvesség-tartalom és a talaj CO<sub>2</sub> kibocsátása közötti negatív kapcsolatra magyarázat lehet, hogy ennél a kísérletnél valójában az alacsony hőmérséklet felülírta a talajnedvességtartalom hatását. A több tényezőt (talajhőmérséklet, talajnedvesség-tartalom, vegetáció, talajkémia stb.) együttesen vizsgáló modellek ezért jobb eredményekre vezethetnek a hasonló kutatások során (Yuste et al., 2003; Hursh et al., 2017; Zhang et al., 2020).

A talaj N<sub>2</sub>O kibocsátása függött a talajnedvesség-tartalomtól mind laboratóriumi, mind szabadföldi körülmények között. A kibocsátások időbeli menetét szabadföldön inkább a talajnedvesség-tartalom befolyásolta, mintsem a talajhőmérséklet, a tavaszi és őszi csapadékosabb időszakok alkalmával lehetett kibocsátásokat mérni kísérleti területtől függetlenül. Nyáron, a vegetációs időszakban volt a legkisebb átlagos talajnedvességtartalom a csapadékhiány, illetve feltehetően a vegetáció vízfelhasználása miatt. Jelentősebb N<sub>2</sub>O kibocsátást a nagyobb nedvességtartalmú tavaszi, illetve őszi időszakokban lehetett csak detektálni. Józsefmajorban nagyobb mértékű csapadékos időszakok során, amikor a talajnedvesség-tartalom 40%-os érték fölé emelkedett, a DV kezelésben mérhető kibocsátás különösen nagymértékű volt, ami a denitrifikáció dominanciájára utal. Ekkor a mikrobiológiai közösség összetételében történhetett változás, vagy akár annak aktivitásában egy impulzusszerű hatást váltott ki a nedves talajkörnyezet (Yahdjian és Sala, 2010; Cai et al., 2013; Wang et al., 2017; Hammerl et al., 2019; Zhang et al., 2022).

A  $\text{N}_2\text{O}$  kibocsátás éves menetét a talajnedvesség-tartalom mellett a talaj  $\text{NO}_3^-$  tartalma befolyásolja a leginkább, ami a különböző trágyázások után növekedhet meg (Loick et al., 2016; Wen et al., 2017). Az ásványi nitrogén hatását a túl alacsony talajnedvesség-tartalom, illetve a talajhőmérséklet limitálhatja (Dobbie et al., 1999). Kísérleteinkben nagy talajnedvesség-tartalom esetén nem feltétlenül lehetett  $\text{N}_2\text{O}$  kibocsátás csúcsokat detektálni (2020 őszén a  $\text{N}_2\text{O}$  kibocsátás hiánya valószínűleg az ekkor elmaradt műtrágyázás miatt történt mindkét területen), a műtrágyázás és a nagy talajnedvesség-tartalom kombinációja kellett a folyamatok elősegítésére mindkét területen. A talajhőmérséklet-függést vizsgáló laboratóriumi kísérletben szintén csak a nagy talajnedvesség-tartalmú és műtrágyázott alkísérlet esetén lehetett nagyobb  $\text{N}_2\text{O}$  kibocsátást mérni, szemben a műtrágya nélküli csak nagy nedvességtartalommal beállított vizsgálattal. Szabadföldön a tavaszi műtrágyázás után vetett növények felhasználhatják a talaj extra nitrogénkészletét, ezért az őszi  $\text{N}_2\text{O}$  kibocsátás elmaradhat a trágyázás hiányával párhuzamosan (Chatskikh et al., 2008; Lognoul et al., 2017). Számos kutatás szintén az általunk megfigyelt jelenségekre jutott, miszerint szántóföldi körülmények között közvetlenül trágyázás után lehetett kibocsátást mérni, különösen ha csapadékesemények és nedves talaj kísérte azt (Wei et al., 2010; Abdalla et al., 2014; Niu et al., 2019; Franco-Luesma et al., 2020). Magyarországi füves területeken történő vizsgálatok ugyancsak kimutatták, hogy a talajhőmérséklet, a talajnedvesség-tartalom és szubsztrátelérhetőség együttesen határozza meg a talajeredetű kibocsátások alakulását (Machon, 2011).

## 5.2. A talajművelési kezelések ÜHG kibocsátásának különbsége

A talajművelés hosszú távú hatását vizsgáló szabadföldi kísérlet tapasztalatai alapján kijelenthető, hogy a DV kezelésben nagyobb átlagos talajrespirációra és N<sub>2</sub>O kibocsátásra lehet számítani a SZ-hoz képest (Dencső et al., 2021; Gelybó et al., 2022), amit a laboratóriumi talajoszlop kísérletek még hangsúlyosabban (nagyobb kezelések közötti különbséggel) alátámasztottak. A SK kezelésben szabadföldön szintén nagyobb volt a talaj CO<sub>2</sub> kibocsátása a SZ-hoz képest, viszont a DV-től nem különbözött. A talaj N<sub>2</sub>O kibocsátása a SK-ban hasonlóan alakult a SZ-hoz, azaz szabadföldön a mérési alkalmak során elenyésző volt.

Noha a dolgozatban nagyon korlátozott számú, vegetációhoz köthető eredmény került bemutatásra, elengedhetetlen megemlíteni a növények szerepét a kibocsátásokban. A talajművelési kezelések szabadföldi CO<sub>2</sub> kibocsátásában mérhető különbség magyarázható a termesztett haszonnövények biomasszájának eltéréseivel, pontosabban a gyökérlégzés mértékének különbségével. Számos növényi paraméter (levélfelület-index, gyökértömeg, szármagasság, de akár a termésátlag is) korrelálhat a talaj CO<sub>2</sub> kibocsátásával (Liang et al., 2021; Macdonald et al., 2021). Általunk mért vegetációs paraméterek nem álltak rendelkezésre, ezért prof. Birkás Márta és kutatócsoportja által szolgáltatott termésadatokat vizsgáltuk meg a saját talajrespirációs megfigyeléseink értelmezéséhez (9.16. melléklet). Egyes kísérletek szerint a termésátlag korrelálhat a gyökérabundanciával (Wang et al., 2014a; Wang et al., 2014b; Postic et al., 2019), az pedig a gyökérlégzéssel, mely a talajrespiráció egyik fő, vegetációhoz köthető faktora. Ezekből a tanulmányokból és a kísérletből származó adatokból kiindulva feltételezhető, hogy a vegetáció szintén oka lehetett a SZ-hoz képest a SK-ban 2016, 2018, 2020-ban mérhető nagyobb CO<sub>2</sub> kibocsátásnak, ahol szignifikánsan nagyobb kukorica, szója és zab termésátlagokat lehetett megfigyelni (9.16. melléklet). A DV esetében a termésátlagok nem szolgálnak magyarázatként a nagyobb kibocsátásért, ez esetben valószínűleg talajkémiai, talajfizikai és mikrobiológiai okok állhatnak a nagyobb kibocsátások hátterében. Különbséget találtunk a kibocsátások alakulásában a tavaszi és az őszi vetésű gabonák esetén, ami alátámasztja, hogy egy idősort célszerű évenként, illetve időszakonként is megvizsgálni, mivel különböző vetések esetén más időszakra esik a vegetációs periódus, így befolyásolva a talaj ÜHG kibocsátását. A tavaszi vetésű években hangsúlyosabb volt a kezeléshatás, míg az őszi vetésű évek többségében (kivéve 2020) nem volt a három kezelés között

kimutatható különbség. Bilandžija et al. (2016) szintén azt tapasztalta, hogy kukorica esetében a talajművelési kezelések kibocsátásai között volt különbség, őszi vetésű búza esetében viszont nem volt kimutatható eltérés. A talajkímélő kezelésekben megfigyelhető jelentősebb CO<sub>2</sub> kibocsátásához az aratás, illetve talajművelés után a felszínen maradt szármaradványok, azaz a mulcstakaró is hozzájárulhatott, ami ebben a két kezelésben nagyobb mennyiségű volt a SZ-hoz képest. A DV esetében a nagyobb mulcstakaró ráadásul hosszabb ideig a felszínen volt, nem került beforgatásra. Laboratóriumi vizsgálat során szintén kimutatható volt a mulcstakaró talajrespirációt növelő hatása a DV szármaradványos és kevésbé szármaradványos részeinek összehasonlítása alkalmával, melyet mások is megerősítettek (Kuntz et al., 2016). A mulcstakaró a DV-ben megőrizte a nedvességet, ezzel növelhette a mikrobiológiai aktivitást, ami a CO<sub>2</sub> kibocsátás egyik felelőse (Chen et al., 2017; Akhtar et al., 2019; Li et al., 2022). A DV és SK nagyobb és hosszabb távon a felszínen lévő mulcs mennyisége befolyásolhatta a talaj mikrobiológiai közösség szerkezetét (Fu et al., 2019; Liu et al., 2021), illetve a szármaradványokon élő mikrobiológiai közösség aktivitásából is származhatott CO<sub>2</sub> kibocsátás, így megemelhette a területen mérhető respirációt. Szakirodalmi adatok alapján a józsefmajori kísérletben a földigiliszták abundanciája szintén nagyobb a DV-ben a SZ-hoz viszonyítva (Dekemati et al., 2019), amiért a bolygatás hiánya, de akár a nagyobb mulcstakaró is felelős lehet (Blanco-Canqui és Lal, 2009). A nagyobb földigiliszták abundancia befolyásolja a talaj fizikai (járatképzés), kémiai (keverés, lebontás) és mikrobiológiai (biomassza, aktivitás és közösségi összetétel) jellemzőit, ezzel befolyásolva (sokszor növelve) a talaj ÜHG kibocsátását (Bohlen és Edwards, 1995; Lubbers et al., 2013; Heděnc et al., 2020).

Méréseink és régebbi vizsgálatok alapján is a DV-ben nagyobb volt a talajnedvesség-tartalom a SZ és SK kezelésekhez képest (Farkas et al., 2009). Ez a jelenség csak a 40-45 cm mély rétegben változott meg, viszont a teljes vizsgált talajprofil nézve összességében még így is a DV-ben volt a legjobb a talajnedvesség-tartalom megőrzése. A talaj heterotróf respirációjának egyik faktora a talaj nedvessége, a talajnedvesség-tartalom egy bizonyos értékig növelheti a talajrespirációt (Moyano et al., 2013). A kezeléshatást is befolyásolhatja a talaj nedvesség tartalma. A talajkímélő kezelések hagyományos műveléshez képest nagyobb CO<sub>2</sub> kibocsátása hangsúlyosabb lehet nedvesebb évek esetén (Du et al., 2021). A józsefmajori területen a hat éves átlagnál nedvesebb 2016-os és 2020-as években érvényesült ez a hatás, viszont a szintén nedvesebb 2019-ben nem volt különbség a kezelések között. A kezelések felszíni talajnedvesség-tartalmának különbsége jól magyarázza a N<sub>2</sub>O kibocsátásokban megfigyelhető eltéréseket. A DV többi kezeléshez



képest nagyobb átlagos talajnedvesség-tartalma a denitrifikációs folyamatoknak kedvez, mely a talaj  $\text{N}_2\text{O}$  kibocsátásával járhat (Christensen et al., 1990; Tan et al., 2018). Linn (1984) kutatásában szintén a talajkímélő művelés alatt álló parcellák szántáshoz képest magasabb talajnedvesség-tartalma volt az oka a nagyobb  $\text{CO}_2$  és  $\text{N}_2\text{O}$  kibocsátásoknak. Ezen kívül számos más kutatás a talajtömörödés, ezzel együtt nagyobb talajnedvesség-tartalom hatására jelentkező oxigénben szegényebb környezet jelenségével magyarázza a  $\text{N}_2\text{O}$  megfigyeléseinkhez hasonló eredményeit (Sitaula et al., 2000; Zhang et al., 2015). A környezeti paramétereknek és a talaj mikrobiótájának nagy mértékű térbeli heterogenitása van (Christensen et al., 1990; Groffman et al., 2009; Uksa et al., 2014), ami magyarázatul szolgál a vizsgált DV kezelés  $\text{N}_2\text{O}$  kibocsátásának egy mérési napon belüli változékonyságára.

A talajművelési kezelések felszíni rétegének eltérő talajkémiai jellemzői ugyancsak befolyásolhatták a talaj  $\text{ÜHG}$  kibocsátását. Már a józsefmajori tartamkísérlet beállítása után néhány évvel különbség volt a talajkímélő és a hagyományos kezelések szervesanyag-tartalma és azok minősége között (Huisz et al., 2006), mely hatás az eltelt évek alatt sem tűnt el. Szinte minden talajkémiai paraméter a SZ-ban volt a legalacsonyabb, a DV-ben a legmagasabb, a SK pedig köztes állapotot képviselt. A SOC tartalom a SZ, SK és DV kezelésekben rendre nő mind a stabil, mind a labilis raktárakban (Jakab et al., 2023). A SOC tartalom magyarázatul szolgálhat a talajrespiráció kezelések közötti különbségére. A DV és SK nagyobb SOC tartalma szubsztrátot szolgáltat a talaj mikrobiótájának, így növelve  $\text{CO}_2$  kibocsátás (heterotróf respiráció) mértékét. Számos kutatásban olvasható, hogy a talajkímélő művelésekben megfigyelhető nagyobb  $\text{CO}_2$  kibocsátásnak a talaj felső rétegében felhalmozódó SOC az oka (Hendrix et al., 1988; Lognoul et al., 2017; Gong et al., 2021). A talaj felső rétegének  $\text{CaCO}_3$  tartalmában nem volt különbség a talajművelési kezeléseket összehasonlítva, ezért ez a paraméter nem magyarázza a talajrespirációs eltéréseket, azonban léteznek olyan kutatások, ahol volt szerepe a SIC-nek a kibocsátásokban (Cardinael et al., 2020). A SOC tartalom mellett, a DV-ben nagyobb volt a feltalaj  $\text{N}_{\text{tot}}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$  és  $\text{NH}_4\text{-N}$  tartalma is a SZ-hoz és a SK-hoz képest, ami magyarázza az ebben a kezelésben megfigyelhető nagy  $\text{N}_2\text{O}$  kibocsátásokat. A talaj  $\text{NO}_3^-$  és  $\text{NH}_4^+$  tartalma jól meghatározza annak  $\text{N}_2\text{O}$  kibocsátását (Cowan et al., 2015; Ren et al., 2020), ezzel a talajkímélő kezelések magasabb kibocsátásait (Broux et al., 2017). További jelenség, hogy a talaj  $\text{NO}_3\text{-N}$  tartalmát a földigiliszták pozitívan befolyásolhatják (Bohlen és Edwards, 1995), melyek abundanciája esetünkben a DV-ben volt a legnagyobb (Dekemati et al., 2019). A DV másik két kezeléshez képest nagyobb mértékű  $\text{N}_2\text{O}$

kibocsátásához nagyobb nitrogéntartalma mellett, a kisebb pH-értéke is hozzájárulhatott (Wang et al., 2018). Yuan et al. (2022) a talajkímélő kezelésben a hagyományos kezeléshez képest nagyobb  $N_2O$  kibocsátást tapasztalt, amit a nagyobb talajnedvesség-tartalommal, (nagyobb térfogattömeggel) és magasabb tápanyagtartalommal magyarázott, hasonlóan a józsefmajori eredményekhez. A DV-ben mérhető nagyobb tápanyagtartalom az itt megfigyelhető legnagyobb talajnedvesség-tartalommal kiváló körülményeket biztosít a  $N_2O$  kibocsátásokért felelős denitrifikációs folyamatoknak. A SK kezelésben azzal együtt, hogy a SZ-nál nagyobb volt a nitrogéntartalom, az itt mérhető átlagosan alacsony talajnedvesség-tartalom miatt nem volt nagy bizonyossággal kimutatható  $N_2O$  kibocsátás. A talaj  $NO_3^-$  tartalmának  $N_2O$  kibocsátásra való hatása elenyésző lehet száraz körülmények között (Thomas et al., 2019), mint amilyenek kísérletünk SZ és SK kezelése a DV-hez képest szabadföldi körülmények között. A laboratóriumi mikrokozmosz kísérlet során azonos talajnedvesség-tartalom esetén a kibocsátások számszakilag a kezelések nitrogén tartalmával voltak összhangban. Azaz a közepes nitrogéntartalmú SK esetén, ebben a kezelésben szabadföldi körülmények között irreálisan nagy talajnedvesség-tartalom alkalmával már lehetett nagyobb mértékű kibocsátást detektálni. Ez a nedvességtartalom szabadföldön limitáló hatásra utal. Talajkémiai szempontból a SZ minden vizsgált paramétert tekintve homogén volt a 0-20 cm mélységben, a másik két kezelésben viszont a mélységgel csökkent a SOC és  $N_{tot}$  tartalom, így a 15-20 cm mélységben már a SZ talajkémiaiájához hasonló körülmények voltak a talajkímélő kezeléseknél is. A vizsgálati területről elérhető publikáció, illetve egyéb szabadföldi kísérletek és összefoglaló tanulmányok alátámasztják, hogy a talajkímélő kezeléseknél sokszor magasabb szén- és nitrogéntartalommal lehet számolni a talaj felső rétegében, az alsó rétegekben pedig kiegyenlítődik a kezelés különbség, vagy akár a hagyományos szántás esetén nő a tápanyagraktárak koncentrációja (Sleutel et al., 2006; Blanco-Canqui és Lal, 2008; Hermle et al., 2008; Schrumpf et al., 2011; Sun et al., 2018). A vizsgálati területen a talaj 20 cm-es rétegében jobb volt a DV SOC és  $N_{tot}$  akkumulációja, mely réteg az ÜHG-kibocsátások legfontosabb meghatározója.

További lehetséges magyarázat lehet a különböző talajművelési kezelések mikrobiótájának közösség szerkezetének és aktivitásának különbsége, a talajkímélő kezeléseknél javára (Badagliacca et al., 2018; Bösch et al., 2022). Fontos megjegyezni azonban, hogy ezek a faktorok szabadföldi körülmények között időben rendkívül változékonyak, ezért a kezeléshatás nem mindig jelentkezik és nehezen kimutatható (Melero et al., 2011; Tatti et al., 2015).

Összefoglalva a fentieket kijelenthető, hogy a talajművelési kezelések hosszú távú hatásaiból fakadó különbségek nem magyarázhatóak egyértelműen egy jól körülhatárolt paraméterrel. A vizsgált fizikai és kémia talajtulajdonságok, a vegetáció együttes hatása, illetve a kezelések környezeti változókra adott eltérő válasza állhat a kibocsátásokért felelős folyamatok hátterében. Fontos megemlíteni, hogy szabadföldi kutatásunk egyes éveit a talajrespiráció szempontjából statisztikailag nagyban hozzájárultak a teljes hat éves időszakra vonatkozó eredmények alakulásához. A kezelések közötti különbség meglehetősen változó volt, ami arra utal, hogy elengedhetetlen egy terület minél hosszabb távú vizsgálata. A szakirodalomban jellemzően 2-3 éves kutatások eredményeit közlik; jelen dolgozat ezeknél hosszabb távú adatsorokat mutat be. Vizsgálatunk során szabadföldi körülmények között nagyon ritkán, és akkor is csak minimális  $N_2O$  kibocsátást lehetett megfigyelni a DV-től eltérő kezelésekben, azonban a mérési intenzitás növelésével nem kizárható az átlagkibocsátások növekedése ezekben a parcellákban például extrém csapadékesemények után. A vizsgált józsefmajori területen a DV nem ajánlható talajművelési módszer, mivel ugyan a SZ-hoz képest nagyobb a szénraktározása, viszont jóval nagyobb az átlagos  $N_2O$  kibocsátása is. A területen a SK kezelés ajánlható a dolgozat szempontjait figyelembe véve, mivel a SZ-nál nagyobb a SOC és  $N_{tot}$  tartalma (ezzel együtt talajrespirációja is), jellemzően itt van a legnagyobb terméshozam és nem utolsósorban elhanyagolható a  $N_2O$  kibocsátás a vizsgálati adatok alapján.

### 5.3. A trágyázási kezelések ÜHG kibocsátásának különbsége

A szerves- és műtrágyázás hatását vizsgáló szabadföldi kísérlet során a SZT kezelésben nagyobb volt a talajrespiráció a MT-hez képest, az N<sub>2</sub>O kibocsátás pedig a MT és KO kezelésekben volt a nagyobb a SZT és K kezelésekhez viszonyítva. A talajrespirációs különbségek máshogy alakultak a két évet külön vizsgálva, ezért ennél hosszabb mérési időszak szükséges a megalapozottabb következtetések levonása érdekében.

A SOC a szerves trágyázott KO kezelésben volt a legnagyobb, viszont a sima SZT és MT kezeléseket összehasonlítva a szerves trágyázott kezelésben kisebb volt az átlagérték. Az eredmények szerint a talaj SOC tartalma nem magyarázza egyértelműen a kezelések talajrespirációs különbségeit, ami akár a túl rövid és nem elég gyakori talajmintavételből fakadhat. A műtrágyázás CO<sub>2</sub> kibocsátást csökkentő hatását számos publikáció alátámasztja (Al-Kaisi et al., 2008; Wilson és Al-Kaisi, 2008; Shrestha et al., 2015), ami részben egybevág a martonvásári szabadföldi kísérlet, illetve a józsefmajori művelés hatását vizsgáló talajoszlop kísérlet eredményeivel. A műtrágyázás csökkentette a pH-t a martonvásári kísérletben, ami magyarázhatja a kisebb talajrespirációt (Husnain et al., 2017). A műtrágyázás késleltető hatással lehet a talaj szervesanyag lebomlására, illetve akár az autotróf respirációt is befolyásolhatja negatívan (Olsson et al., 2005). Laboratóriumi körülmények között a józsefmajori minták CO<sub>2</sub> kibocsátásaiban nem volt különbség az extra nitrogéndózisok kijuttatása során, melyet a szakirodalom alátámaszt (Liang et al., 2016).

A martonvásári műtrágyázott kezelések (MT, KO) nagyobb NO<sub>3</sub>-N tartalma magyarázhatja az itt mérhető nagyobb N<sub>2</sub>O kibocsátásokat, mivel a nitrifikációs és denitrifikációs folyamatokhoz kedvező lehet a tápanyagellátottság ezekben a parcellákban. Ez az eredmény egyezik egy hasonló, szabadföldi kukoricával vetett kísérlet megállapításaival (Chang et al., 2020). A talaj C:N aránya szintén igen fontos a N<sub>2</sub>O kibocsátás szempontjából. A K és SZT kezelésekben szignifikánsan nagyobb volt ez az érték a MT és KO kezelésekhez képest, ami szintén oka lehet a kibocsátások különbségének. Klemedtsson et al. (2005) negatív korrelációt mutatott ki a N<sub>2</sub>O kibocsátások és a talaj C:N aránya között, ez alátámasztja a mi megfigyeléseinket is. Krauss et al. (2017) ugyancsak nagyobb N<sub>2</sub>O kibocsátást mutatott ki műtrágyázás esetén szerves trágyázással összehasonlítva a tanulmány a mikrobaközösség különbségével magyarázta ezt. Dhadli et al. (2016) eredményei szerint a műtrágyázott, illetve a kombinált szerves és műtrágyázott kezelések a kontrollhoz képest megemelték a talaj N<sub>2</sub>O

kibocsátását, azonban kutatásában arra is rávilágított, hogy a trágyázás hatására kialakult különbség a vetett növénytől is függött. A martonvásári kísérlet műtrágyázott kezeléseinek kisebb pH-ja szintén magyarázhatja a  $N_2O$  kibocsátásokban mérhető eltéréseket (Hatano, 2021).

A martonvásári területen további vizsgálatok kellene az eredmények még biztosabb értelmezéséhez. Az elérhető adatsorok alapján a SZT kezelés ajánlható, mivel nem emeli meg a talaj  $N_2O$  kibocsátását.

## 6. Összefoglalás

Dolgozatomban két mezőgazdasági területen vizsgáltuk a talaj CO<sub>2</sub> és N<sub>2</sub>O kibocsátását és azok fő abiotikus faktorait szabadföldi és laboratóriumi mérések segítségével. A talajművelési tartamkísérletben egy hagyományos szántással művelt parcellát hasonlítottuk össze a talajkímélő sekély kultivátorral, illetve direktvetéssel művelt területekkel hat éves időtartamot vizsgálva. Másik kísérletünket egy trágyázási tartamkísérletben állítottuk be, a vizsgálat pedig két évig tartott. Itt a szerves és a műtrágya hatását hasonlítottuk össze egymással, illetve kombinált és trágyázás nélküli kontroll parcellákkal.

A CO<sub>2</sub> kibocsátás éves menetét kezelésektől függetlenül a talajhőmérséklet, a vegetáció és a mulcstakaró, a N<sub>2</sub>O kibocsátás menetét pedig a talajnedvesség-tartalom és a trágyázás együttes hatása irányította a legjobban.

A talajkímélő művelések (sok éves átlagban 0,093 mgCO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup> mindkét kezelésben) a hagyományos műveléshez (0,081 mgCO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>) képest nagyobb átlagos CO<sub>2</sub> kibocsátásait nagyrészt a nagyobb mulcstakaró, illetve a nagyobb szerves széntartalom határozta meg a kísérleti területen. A direktvetés (0,024 μgN<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>) szántáshoz (0,004 μgN<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>) és sekély kultivátorhoz (0,003 μgN<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>) képest nagyobb N<sub>2</sub>O kibocsátását a kisebb pH-val, a nagyobb nitrogén és talajnedvesség-tartalommal lehetett a legjobban magyarázni, melyek kedvező körülményeket teremtettek a denitrifikációs folyamatoknak. Terepi körülmények között a szántásban és sekély kultivátorral művelt parcellán (az utóbbi talajkémiai jellemzőinek ellenére) nem alakult ki az érdemi N<sub>2</sub>O kibocsátásokhoz elegendően nagy talajnedvesség-tartalom. Azonos talajnedvesség-tartalom esetén a kibocsátások szintén a talaj nitrogéntartalmával voltak összhangban, a direktvetésben volt a legnagyobb mértékű kibocsátás (0,056 μgN<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>), ezt a sekély kultivátor (0,022 μgN<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>) és a szántás (0,008 μgN<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>) követte. Ez azt bizonyítja, hogy a talajkémianak nagy szerepe van a kibocsátásokban, amit szabadföldön a sekély kultivátor kezelésre jellemző kisebb talajnedvesség-tartalom limitált.

A műtrágyázás (magában és szerves trágyával kombinálva is) nagyobb mértékben hatott a kísérleti terület N<sub>2</sub>O kibocsátására (0,014 és 0,017 μgN<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>), mint a szerves trágya (0,003 μgN<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>). Ezt a talaj nitrát-nitrogén tartalmával, pH-jával, illetve C:N arányával lehetett a legjobban magyarázni.

Fontos megemlíteni, hogy egy kísérleti terület üvegházhatású gáz kibocsátásának megértése szempontjából nem elég egy-két éves mérési időszakot tervezni, hanem jóval hosszabb ideig érdemes vizsgálni az időjárás és a vetett növényfajok befolyása miatt.

## 7. Summary

We examined the effects of different cultivation practices and fertilizer managements on soil derived CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions in two long-term field trials. Besides treatment comparison, we also investigated the underlying processes and drivers of greenhouse gas emissions.

In the first trial, we compared the emissions of the conventional mouldboard ploughing with the conservational shallow cultivation and no-tillage (a.k.a. direct drilling) in a 6 year period. In the second field trial we investigated the treatments under inorganic fertilization, manure application, combined organic and inorganic fertilization and control with no fertilization during a 2 year investigation time.

Temporal variability of CO<sub>2</sub> emission was mainly governed by soil temperature and vegetation development stage, while N<sub>2</sub>O emissions depended on the combined effect of soil water content and fertilization.

We found that soils under conservational cultivation techniques had higher CO<sub>2</sub> emissions (0.093 mgCO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup> long term mean for both treatments) compared to the conventional mouldboard ploughing (0.081 mgCO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>), due to greater on-ground mulch layer and higher soil organic carbon content. We also found an increase in N<sub>2</sub>O emissions under no-tillage (0.024 μgN<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>) compared to the other treatments (0.003-0.004 μgN<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>). This result can be explained by the lower pH, and higher nitrogen and soil water content in no-tillage treatment. According to laboratory experiments, higher N<sub>2</sub>O emission in shallow cultivation was inhibited by the low soil water content under field conditions.

Fertilizer application played a greater role (0.014 and 0.017 μgN<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>) in soil N<sub>2</sub>O emissions than manure (0.003 μgN<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>), due to the nitrate-nitrogen content, pH and the C/N ratio of the soils.

We would like to highlight the fact that according to our findings investigating a longer period is essential to draw more robust conclusions about soil greenhouse gas emissions and its governing factors.



## 8. Új tudományos eredmények

1. Kiemelkedően nagy számú, 18 állomás-év (*site-year*) adatsor segítségével rámutattam arra, hogy egy csernozjom talajú tartamkísérlet beállítása után 20 évvel a talajkímélő kezelések alatt álló parcellák  $0,093 \text{ mgCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  átlagos talajrespirációja magasabb a hagyományos szántás  $0,081 \text{ mgCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  átlagkibocsátásához képest, ami ezen parcellák esetén a feltalaj nagyobb szerves széntartalmával magyarázható elsősorban.
2. Kimutattam, hogy a talajkímélő direktvetés alatt álló parcellában  $0,024 \text{ } \mu\text{gN}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  átlagkibocsátást lehet megfigyelni, ami hatszor nagyobb volt a szántás vagy sekély kultivátor kezelések  $0,003\text{-}0,004 \text{ } \mu\text{gN}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  kibocsátásához képest, az itt mérhető nagyobb talajnedvesség- és nitrogéntartalom, illetve kisebb pH-érték miatt. A magyarázó tényezők a denitrifikációs folyamatok dominanciájára utalnak a direktvetés kezelésben.
3. Kísérleteim alapján a laboratóriumi eredmények alátámasztják a szabadföldi megfigyeléseinket, viszont a kezeléshatás nagyobb volt kontrollált körülmények között. A direktvetés  $\text{CO}_2$  kibocsátása szabadföldön 1,2-szer nagyobb volt a szántáshoz képest, míg ez az érték laboratóriumban 1,9-2,5 volt. A direktvetés  $\text{N}_2\text{O}$  kibocsátása szabadföldön 6-szor nagyobb volt a szántáshoz képest, míg laboratóriumban 14-26-szoros különbség adódott.
4. A mérési eredmények alapján a vizsgált Józsefmajori területen a sekély kultivátor művelési mód ajánlható, mivel a hagyományos szántáshoz képest itt nagyobb a talaj szénraktározása, viszont a direktvetéshez képest kisebb a  $\text{N}_2\text{O}$  kibocsátás.
5. A martonvásári tartamkísérletekben végzett kamrás mérések segítségével kimutattam, hogy csernozjom talajon műtrágyázás esetén négyszer nagyobb a dinitrogén-oxid kibocsátás (éves átlaga  $0,014\text{-}0,017 \text{ } \mu\text{gN}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ) a szerves trágyázáshoz képest ( $0,003 \text{ } \mu\text{gN}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ), amit a talaj nagyobb nitrogéntartalma és kisebb C:N aránya, illetve pH-értéke magyaráz.
6. A Martonvásáron végzett terepi mérések eredményei alapján az üvegházhatású gáz kibocsátás szempontjából megfontolandó lehet a szerves trágyázás preferálása a műtrágyázással szemben, mivel alkalmazása során jóval kisebb  $\text{N}_2\text{O}$  kibocsátással lehet számolni.
7. A szabadföldi és laboratóriumi mérésekkel bebizonyítottam, hogy a  $\text{CO}_2$  kibocsátását inkább a talajhőmérséklet, míg a  $\text{N}_2\text{O}$  kibocsátást a talajnedvesség-tartalom és a műtrágyázás határozta meg. A szabadföldi kísérletek tapasztalatai alapján a  $\text{N}_2\text{O}$  kibocsátás túlnyomó része a vizsgált területeken a denitrifikációhoz köthető, míg a nitrifikáció szerepe lényegesen kisebb lehet.

## Köszönetnyilvánítás

Szeretnék köszönetet mondani témavezetőimnek Dr. Barcza Zoltánnak (ELTE TTK, Meteorológiai Tanszék) és Dr. Tóth Eszternek (ATK TAKI, Talajfizikai és Vízgazdálkodási Osztály), hogy munkámat nagymértékben segítették, biztosították a kísérletek megtervezéséhez és kivitelezéséhez szükséges szakmai és anyagi támogatást.

Köszönet illeti Prof. Dr. Birkás Mártát (MATE, Növénytermesztési-tudományok Intézet, Agronómia Tanszék), hogy biztosította kísérleti területünket a Józsfmajori Tangazdaság hosszú távú talajművelési kísérletében, valamint Dr. Dekemati Igort, aki a kapcsolattartásban volt segítségünkre. Szintén köszönettel tartozok Dr. Fodor Nándornak (ATK MGI, Növénytermesztési Osztály) a martonvásári 1.6-os trágyázási tartamkísérlet biztosításáért.

Köszönet illeti Dr. Gelybó Györgyi munkatársamat (ATK TAKI, Talajfizikai és Vízgazdálkodási Osztály) a szakmai iránymutatásokért, illetve szabadföldön végzett mérésekben nyújtott segítségért. Köszönetet mondok Dr. Pásztor László (ATK TAKI, Talajtérképezési és Környezetinformatikai Osztály) igazgatónak és Dr. Bakacsi Zsófia (ATK TAKI, Talajfizikai és Vízgazdálkodási Osztály) osztályvezetőnek a dolgozat elkészítése alatt biztosított teljes mértékű támogatásukért és a szükséges feltételek biztosításáért.

Köszönettel tartozom az ATK, Talajtani Intézet számos dolgozójának támogatásukért, kiemelve Saliga Rebeka és Zsigmond Tibor munkatársaimat a dolgozat írása közben tett hasznos javaslataikért, Dr. Makó Andrást a szabadföldi kísérletek talajtípusának meghatározásáért, illetve Dr. Horel Ágotát a dolgozat anyagából született cikkek elkészítésében való útmutatásokért.

A dolgozat talajkémiai és talajfizikai eredményei nem készülhettek volna el Bálint Anna Mária, Bányász Ágnes, Mózesné Szollár Marianna és Tímár Istvánné Jakab Györgyi laboránsok munkája nélkül, köszönöm a közreműködésüket.

Köszönetet mondok szüleimnek és barátaimnak az elmúlt években tanúsított támogatásukért.

## 9. Melléklet

elektronikus melléklet: <https://owncloud.atk.hu/index.php/s/5xaPpCsC5zAZ5IJ>

jelszó: 123456

## 10. Irodalomjegyzék

- Abdalla, M., Hastings, A., Helmy, M., Prescher, A., Osborne, B., Lanigan, G., Forristal, D., Killi, D., Maratha, P., Williams, M., Rueangritsarakul, K., Smith, P., Nolan, P., & Jones, M. B. (2014). Assessing the combined use of reduced tillage and cover crops for mitigating greenhouse gas emissions from arable ecosystem. *Geoderma*, 223-225, 9-20. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.01.030>
- Abraha, M., Gelfand, I., Hamilton, S. K., Chen, J., & Robertson, G. P. (2018). Legacy effects of land use on soil nitrous oxide emissions in annual crop and perennial grassland ecosystems. *Ecological Applications*, 28(5), 1362-1369. <https://doi.org/10.1002/eap.1745>
- Aguilera, E., Lassaletta, L., Sanz-Cobena, A., Garnier, J., & Vallejo, A. (2013). The potential of organic fertilizers and water management to reduce N<sub>2</sub>O emissions in Mediterranean climate cropping systems. A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 164, 32-52. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.09.006>
- Ajdary, K., Singh, D. K., Singh, A. K., & Khanna, M. (2007). Modelling of nitrogen leaching from experimental onion field under drip fertigation. *Agricultural Water Management*, 89(1), 15-28. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2006.12.014>
- Akhtar, K., Wang, W., Khan, A., Ren, G., Afridi, M. Z., Feng, Y., & Yang, G. (2019). Wheat straw mulching offset soil moisture deficient for improving physiological and growth performance of summer sown soybean. *Agricultural Water Management*, 211, 16-25. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.09.031>
- Akhtar, K., Wang, W., Ren, G., Khan, A., Enguang, N., Khan, A., Feng, Y., Yang, G., & Wang, H. (2020). Straw mulching with inorganic nitrogen fertilizer reduces soil CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions and improves wheat yield. *Science of The Total Environment*, 741, 140488. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140488>
- Akhtar, M., Hussain, F., Qureshi, T., Ashraf, M., Akhter, J., & Haq, A. (2011). Rapid and Inexpensive Steam Distillation Method for Routine Analysis of Inorganic Nitrogen in Alkaline Calcareous Soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 42, 920-931. <https://doi.org/10.1080/00103624.2011.558961>
- Al-Graiti, T., Jakab, G., Ujházy, N., Vancsik, A., Fodor, N., Árendás, T., Madarász, B., Barcza, Z., Márialigeti, K., & Szalai, Z. (2022). The Composition of Dissolved Organic Matter in Arable Lands: Does Soil Management Practice Matter? *Agronomy*, 12(11), 2797. <https://doi.org/10.3390/agronomy12112797>
- Al-Kaisi, M., & Yin, X. (2005). Tillage and Crop Residue Effects on Soil Carbon and Carbon Dioxide Emission in Corn–Soybean Rotations. *Journal of environmental quality*, 34, 437-445. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0437>
- Al-Kaisi, M. M., Kruse, M. L., & Sawyer, J. E. (2008). Effect of nitrogen fertilizer application on growing season soil carbon dioxide emission in a corn-soybean rotation. *Journal of environmental quality*, 37(2), 325-332. <https://doi.org/10.2134/jeq2007.0240>

- Almaraz, J. J., Mabood, F., Zhou, X., Madramootoo, C., Rochette, P., Ma, B.-L., & Smith, D. L. (2009). Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Fluxes in Corn Grown under Two Tillage Systems in Southwestern Quebec. *Soil Science Society of America journal*, 73(1), 113-119. <https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0371>
- Alskaf, K., Mooney, S. J., Sparkes, D. L., Wilson, P., & Sjögersten, S. (2021). Short-term impacts of different tillage practices and plant residue retention on soil physical properties and greenhouse gas emissions. *Soil and Tillage Research*, 206, 104803. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104803>
- Alvarez, R., Russo, M. E., Prystupa, P., Scheiner, J. D., & Blotta, L. (1998). Soil Carbon Pools under Conventional and No-Tillage Systems in the Argentine Rolling Pampa. *Agronomy Journal*, 90(2), 138-143. <https://doi.org/10.2134/agronj1998.00021962009000020003x>
- Álvaro-Fuentes, J., & Cantero-Martínez, C. (2010). Short communication. Potential to mitigate anthropogenic CO<sub>2</sub> emissions by tillage reduction in dryland soils of Spain. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 8. <https://doi.org/10.5424/sjar/2010084-1240>
- Arevalo, C. B. M., Bhatti, J. S., Chang, S. X., Jassal, R. S., & Sidders, D. (2010). Soil respiration in four different land use systems in north central Alberta, Canada. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 115(G1). <https://doi.org/10.1029/2009JG001006>
- Aslam, T., Choudhary, M. A., & Saggarr, S. (2000). Influence of land-use management on CO<sub>2</sub> emissions from a silt loam soil in New Zealand. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 77(3), 257-262. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00102-4](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00102-4)
- Audet, J., Wallin, M. B., Kyllmar, K., Andersson, S., & Bishop, K. (2017). Nitrous oxide emissions from streams in a Swedish agricultural catchment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 236, 295-303. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.12.012>
- Badagliacca, G., Benítez, E., Amato, G., Badalucco, L., Giambalvo, D., Laudicina, V. A., & Ruisi, P. (2018). Long-term effects of contrasting tillage on soil organic carbon, nitrous oxide and ammonia emissions in a Mediterranean Vertisol under different crop sequences. *Science of The Total Environment*, 619-620, 18-27. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.116>
- Bádonyi, K. (2006). A Hagymányos és a kímélő talajművelés hatása a talajerózióra és az élővilágra. *Tájékológiai Lapok*, 4(1), 1-16.
- Baggs, E. M., Stevenson, M., Pihlatie, M., Regar, A., Cook, H., & Cadisch, G. (2003). Nitrous oxide emissions following application of residues and fertiliser under zero and conventional tillage. *Plant and Soil*, 254(2), 361-370. <https://doi.org/10.1023/A:1025593121839>
- Ball, B. C., Scott, A., & Parker, J. P. (1999). Field N<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. *Soil and Tillage Research*, 53(1), 29-39. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00074-4](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00074-4)
- Balogh, J., Fóti, S., Papp, M., Pintér, K., & Nagy, Z. (2019). Separating the effects of temperature and carbon allocation on the diel pattern of soil respiration in the different phenological stages in dry grasslands. *PLOS ONE*, 14(10), e0223247. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0223247>
- Balogh, J., Papp, M., Pintér, K., Fóti, S., Posta, K., Eugster, W., & Nagy, Z. (2016). Autotrophic component of soil respiration is repressed by drought more than the heterotrophic one in dry grasslands. *Biogeosciences*, 13(18), 5171-5182. <https://doi.org/10.5194/bg-13-5171-2016>

- Balogh, J., Pintér, K., Fóti, S., Cserhalmi, D., Papp, M., & Nagy, Z. (2011). Dependence of soil respiration on soil moisture, clay content, soil organic matter, and CO<sub>2</sub> uptake in dry grasslands. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(5), 1006-1013. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.01.017>
- Balogh, J., Pintér, K., Fóti, S., De Luca, G., Mészáros, Á., Bouteldja, M., Insaf, M., Gajda, G., & Nagy, Z. (2022). Szántóföldi szénmérleg egy közép-magyarországi mintaterületen. *Agrokémia és Talajtan*, 71(2), 273-288. <https://doi.org/10.1556/0088.2022.00125>
- Banerjee, S., Helgason, B., Wang, L., Winsley, T., Ferrari, B. C., & Siciliano, S. D. (2016). Legacy effects of soil moisture on microbial community structure and N<sub>2</sub>O emissions. *Soil Biology and Biochemistry*, 95, 40-50. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.12.004>
- Baral, K. R., Jayasundara, S., Brown, S. E., & Wagner-Riddle, C. (2022). Long-term variability in N<sub>2</sub>O emissions and emission factors for corn and soybeans induced by weather and management at a cold climate site. *Science of The Total Environment*, 815, 152744. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152744>
- Barbosa, J., Demetrio, W., Silva, C., & Dionísio, J. (2017). Earthworms (*Amyntas* spp.) increase common bean growth, microbial biomass, and soil respiration. *SEMINA: CIENCIAS AGRARIAS*, 38, 2887-2898. <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2017v38n5p2887>
- Barcza, Z., Haszpra, L., Somogyi, Z., Hidy, D., Lovas, K., Churkina, G., & Horváth, L. (2009). Estimation of the biospheric carbon dioxide balance of Hungary using the BIOME-BGC model. *Idojaras*, v.113, 203-219 (2009), 113.
- Barcza, Z., Kern, A., Davis, K. J., & Haszpra, L. (2020). Analysis of the 21-years long carbon dioxide flux dataset from a Central European tall tower site. *Agricultural and Forest Meteorology*, 290, 108027. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108027>
- Bartholy, J., Pongrácz, R., Gelybó, G., & Szabó, P. (2008). Analysis of expected climate change in the Carpathian Basin using the PRUDENCE results. *Idojaras*, 112, 249-264.
- Barton, L., Murphy, D. V., & Butterbach-Bahl, K. (2016, 4 – 8 December 2016). Nitrous oxide fluxes from cropping soils in a semi-arid region in Australia: A 10 year perspective. International Nitrogen Initiative Conference, "Solutions to improve nitrogen use efficiency for the world", Melbourne, Australia.
- Bates, D. R., & Hays, P. B. (1967). Atmospheric nitrous oxide. *Planetary and Space Science*, 15(1), 189-197. [https://doi.org/10.1016/0032-0633\(67\)90074-8](https://doi.org/10.1016/0032-0633(67)90074-8)
- Batjes, N. H. (1998). Mitigation of atmospheric CO<sub>2</sub> concentrations by increased carbon sequestration in the soil. *Biology and Fertility of Soils*, 27(3), 230-235. <https://doi.org/10.1007/s003740050425>
- Bauer, P. J., Frederick, J. R., Novak, J. M., & Hunt, P. G. (2006). Soil CO<sub>2</sub> flux from a norfolk loamy sand after 25 years of conventional and conservation tillage. *Soil and Tillage Research*, 90(1), 205-211. <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.09.003>
- Bayer, C., Gomes, J., Zanatta, J. A., Vieira, F. C. B., Piccolo, M. d. C., Dieckow, J., & Six, J. (2015). Soil nitrous oxide emissions as affected by long-term tillage, cropping systems and nitrogen fertilization in Southern Brazil. *Soil and Tillage Research*, 146, 213-222. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.10.011>
- Behnke, G. D., & Villamil, M. B. (2019). Cover crop rotations affect greenhouse gas emissions and crop production in Illinois, USA. *Field Crops Research*, 241, 107580. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.fcr.2019.107580>

- Bessou, C., Mary, B., Léonard, J., Roussel, M., Gréhan, E., & Gabrielle, B. (2010). Modelling soil compaction impacts on nitrous oxide emissions in arable fields. *European Journal of Soil Science*, 61(3), 348-363. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01243.x>
- Bhatia, A., Sasmal, S., Jain, N., Pathak, H., Kumar, R., & Singh, A. (2010). Mitigating nitrous oxide emission from soil under conventional and no-tillage in wheat using nitrification inhibitors. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 136(3), 247-253. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.01.004>
- Bilandžija, D., Zgorelec, Ž., & Kisić, I. (2016). Influence of Tillage Practices and Crop Type on Soil CO<sub>2</sub> Emissions. *Sustainability*, 8(1). <https://doi.org/10.3390/su8010090>
- Bilandžija, D., Zgorelec, Ž., & Kisić, I. (2017). Influence of tillage systems on short-term soil CO<sub>2</sub> emissions. *Hungarian Geographical Bulletin*, 66(1), 29-35. <https://doi.org/10.15201/hungeobull.66.1.3>
- Birkás, M., Bencsik, K., Gyuricza, C., Percze, A., Farkas, C., Stingli, A., & Ujj, A. (2004). *Talajhasználat-Műveléshatás-Talajnedvesség*. Quality-Press Nyomda & Kiadó Kft.
- Birkás, M., Danijel, J., & Ivica, K. (2014). *Book of Soil Tillage* (B. Breznay, Trans.; D. C. Gyuricza, Ed.). Szent Istvan University Press.
- Blanco-Canqui, H., & Lal, R. (2008). No-Tillage and Soil-Profile Carbon Sequestration: An On-Farm Assessment. *Soil Science Society of America journal*, 72(3), 693-701. <https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0233>
- Blanco-Canqui, H., & Lal, R. (2009). Crop Residue Removal Impacts on Soil Productivity and Environmental Quality. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 28(3), 139-163. <https://doi.org/10.1080/07352680902776507>
- Blanco-Canqui, H., & Ruis, S. J. (2018). No-tillage and soil physical environment. *Geoderma*, 326, 164-200. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.03.011>
- Bobbink, R., Hicks, K., Galloway, J., Spranger, T., Alkemade, R., Ashmore, M., Bustamante, M., Cinderby, S., Davidson, E., Dentener, F., Emmett, B., Erisman, J.-W., Fenn, M., Gilliam, F., Nordin, A., Pardo, L., & De Vries, W. (2010). Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological Applications*, 20(1), 30-59. <https://doi.org/10.1890/08-1140.1>
- Bogunovic, I., Pereira, P., Kisić, I., Sajko, K., & Sraka, M. (2018). Tillage management impacts on soil compaction, erosion and crop yield in Stagnosols (Croatia). *CATENA*, 160, 376-384. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.10.009>
- Bohlen, P. J., & Edwards, C. A. (1995). Earthworm effects on N dynamics and soil respiration in microcosms receiving organic and inorganic nutrients. *Soil Biology and Biochemistry*, 27(3), 341-348. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)00184-3](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)00184-3)
- Bond-Lamberty, B., Pennington, S. C., Jian, J., Megonigal, J. P., Sengupta, A., & Ward, N. (2019). Soil Respiration Variability and Correlation Across a Wide Range of Temporal Scales. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 124(11), 3672-3683. <https://doi.org/10.1029/2019JG005265>
- Bond-Lamberty, B., Wang, C., & Gower, S. T. (2004). A global relationship between the heterotrophic and autotrophic components of soil respiration? *Global Change Biology*, 10(10), 1756-1766. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00816.x>
- Bongiorno, G., Bünemann, E. K., Oguejiofor, C. U., Meier, J., Gort, G., Comans, R., Mäder, P., Brussaard, L., & de Goede, R. (2019). Sensitivity of labile carbon fractions to tillage and organic matter management and their potential as comprehensive soil quality indicators across pedoclimatic conditions in Europe. *Ecological Indicators*, 99, 38-50. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.12.008>

- Boone, R. D., Nadelhoffer, K. J., Canary, J. D., & Kaye, J. P. (1998). Roots exert a strong influence on the temperature sensitivity of soil respiration. *Nature*, *396*(6711), 570-572. <https://doi.org/10.1038/25119>
- Bordoloi, N., Baruah, K., & Bhattacharyya, P. (2016). Emission estimation of nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) from a wheat cropping system under varying tillage practices and different levels of nitrogen fertiliser. *Soil Research*, *54*. <https://doi.org/10.1071/SR15268>
- Bordoloi, N., Baruah, K., Bhattacharyya, P., & Gupta, P. (2019). Impact of nitrogen fertilization and tillage practices on nitrous oxide emission from a summer rice ecosystem. *Archives of Agronomy and Soil Science*, *65*. <https://doi.org/10.1080/03650340.2019.1566716>
- Borken, W., Xu, Y. J., Brumme, R., & Lamersdorf, N. (1999). A Climate Change Scenario for Carbon Dioxide and Dissolved Organic Carbon Fluxes from a Temperate Forest Soil Drought and Rewetting Effects. *Soil Science Society of America Journal*, *63*(6), 1848-1855. <https://doi.org/10.2136/sssaj1999.6361848x>
- Bossuyt, H., Six, J., & Hendrix, P. F. (2005). Protection of soil carbon by microaggregates within earthworm casts. *Soil Biology and Biochemistry*, *37*(2), 251-258. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.07.035>
- Bouteldja, M., Malek, I., Posta, K., Kampfl, G., Fóti, S., Pintér, K., Nagy, Z., & Balogh, J. (2021). Temporal Variability and Drivers of Nitrous Oxide Emissions from Central Hungarian Croplands: Field and Lab Experiments. *Eurasian Soil Science*, *54*(8), 1183-1195. <https://doi.org/10.1134/S1064229321080032>
- Bouwman, A. F. (1996). Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, *46*(1), 53-70. <https://doi.org/10.1007/BF00210224>
- Bösch, Y., Jones, C. M., Finlay, R., Karlsson, M., Larsbo, M., Keller, T., & Hallin, S. (2022). Minimizing tillage modifies fungal denitrifier communities, increases denitrification rates and enhances the genetic potential for fungal, relative to bacterial, denitrification. *Soil Biology and Biochemistry*, *170*, 108718. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108718>
- Brannon, E. Q., Moseman-Valtierra, S. M., Rella, C. W., Martin, R. M., Chen, X., & Tang, J. (2016). Evaluation of laser-based spectrometers for greenhouse gas flux measurements in coastal marshes. *Limnology and Oceanography: Methods*, *14*(7), 466-476. <https://doi.org/10.1002/lom3.10105>
- Broux, F., Lognoul, M., Theodorakopoulos, N., Hiel, M.-P., Bodson, B., Heinesch, B., & Aubinet, M. (2017). *Le travail superficiel du sol, plutôt qu'un labour conventionnel, permet-il de réduire les émissions de N<sub>2</sub>O vers l'atmosphère ? Campagne sur un essai en froment d'hiver*. Livre Blanc Céréales.
- Brown, J. R., Blankinship, J. C., Niboyet, A., van Groenigen, K. J., Dijkstra, P., Le Roux, X., Leadley, P. W., & Hungate, B. A. (2012). Effects of multiple global change treatments on soil N<sub>2</sub>O fluxes. *Biogeochemistry*, *109*(1), 85-100. <https://doi.org/10.1007/s10533-011-9655-2>
- Buchmann, N. (2000). Biotic and abiotic factors controlling soil respiration rates in Picea abies stands. *Soil Biology and Biochemistry*, *32*(11), 1625-1635. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00077-8](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00077-8)
- Butterbach-Bahl, K., Baggs, E. M., Dannenmann, M., Kiese, R., & Zechmeister-Boltenstern, S. (2013). Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *368*(1621), 20130122. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0122>

- Buyanovsky, G. A., Wagner, G. H., & Gantzer, C. J. (1986). Soil Respiration in a Winter Wheat Ecosystem. *Soil Science Society of America journal*, 50(2), 338-344. <https://doi.org/10.2136/sssaj1986.03615995005000020017x>
- Cai, Y., Ding, W., & Luo, J. (2013). Nitrous oxide emissions from Chinese maize–wheat rotation systems: A 3-year field measurement. *Atmospheric Environment*, 65, 112-122. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.10.038>
- Cai, Y., Nishimura, T., Ida, H., & Hirota, M. (2021). Spatial variation in soil respiration is determined by forest canopy structure through soil water content in a mature beech forest. *Forest Ecology and Management*, 501, 119673. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119673>
- Campanha, M. M., Oliveira, A. D. d., Marriel, I. E., Gontijo Neto, M. M., Malaquias, J. V., Landau, E. C., Albuquerque Filho, M. R. d., Ribeiro, F. P., & Carvalho, A. M. d. (2019). Effect of soil tillage and N fertilization on N<sub>2</sub>O mitigation in maize in the Brazilian Cerrado. *Science of The Total Environment*, 692, 1165-1174. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.315>
- Carbone, M. S., Richardson, A. D., Chen, M., Davidson, E. A., Hughes, H., Savage, K. E., & Hollinger, D. Y. (2016). Constrained partitioning of autotrophic and heterotrophic respiration reduces model uncertainties of forest ecosystem carbon fluxes but not stocks. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 121(9), 2476-2492. <https://doi.org/10.1002/2016JG003386>
- Cardinael, R., Chevallier, T., Guenet, B., Girardin, C., Cozzi, T., Pouteau, V., & Chenu, C. (2020). Organic carbon decomposition rates with depth and contribution of inorganic carbon to CO<sub>2</sub> emissions under a Mediterranean agroforestry system. *European Journal of Soil Science*, 71(5), 909-923. <https://doi.org/10.1111/ejss.12908>
- Carey Joanna, C., Tang, J., Templer Pamela, H., Kroeger Kevin, D., Crowther Thomas, W., Burton Andrew, J., Dukes Jeffrey, S., Emmett, B., Frey Serita, D., Heskell Mary, A., Jiang, L., Machmuller Megan, B., Mohan, J., Panetta Anne, M., Reich Peter, B., Reinsch, S., Wang, X., Allison Steven, D., Bamming, C., . . . Tietema, A. (2016). Temperature response of soil respiration largely unaltered with experimental warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(48), 13797-13802. <https://doi.org/10.1073/pnas.1605365113>
- Chang, C.-H., Szlavetz, K., & Buyer, J. S. (2016a). Species-specific effects of earthworms on microbial communities and the fate of litter-derived carbon. *Soil Biology and Biochemistry*, 100, 129-139. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.06.004>
- Chang, N., Zhai, Z., Li, H., Wang, L., & Deng, J. (2020). Impacts of nitrogen management and organic matter application on nitrous oxide emissions and soil organic carbon from spring maize fields in the North China Plain. *Soil and Tillage Research*, 196, 104441. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104441>
- Chang, S., Shi, Z., & Thomas, B. (2016b). Soil respiration and its temperature sensitivity in agricultural and afforested poplar plantation systems in northern Alberta. *Biology and Fertility of Soils*, 52. <https://doi.org/10.1007/s00374-016-1104-x>
- Chatskikh, D., Olesen, J. E., Hansen, E. M., Elsgaard, L., & Petersen, B. M. (2008). Effects of reduced tillage on net greenhouse gas fluxes from loamy sand soil under winter crops in Denmark. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 128(1), 117-126. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.05.010>
- Chatterjee, A., & Jenerette, G. D. (2011). Changes in soil respiration Q<sub>10</sub> during drying–rewetting along a semi-arid elevation gradient. *Geoderma*, 163(3), 171-177. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.04.003>



- Chen, H., Li, X., Hu, F., & Shi, W. (2013). Soil nitrous oxide emissions following crop residue addition: a meta-analysis. *Global Change Biology*, *19*(10), 2956-2964. <https://doi.org/10.1111/gcb.12274>
- Chen, H., Liu, J., Zhang, A., Chen, J., Cheng, G., Sun, B., Pi, X., Dyck, M., Si, B., Zhao, Y., & Feng, H. (2017). Effects of straw and plastic film mulching on greenhouse gas emissions in Loess Plateau, China: A field study of 2 consecutive wheat-maize rotation cycles. *Science of The Total Environment*, *579*, 814-824. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.022>
- Chen, Z., Yang, S.-q., Zhang, A.-p., Jing, X., Song, W.-m., Mi, Z.-r., Zhang, Q.-w., Wang, W.-y., & Yang, Z.-l. (2018). Nitrous oxide emissions following seasonal freeze-thaw events from arable soils in Northeast China. *Journal of Integrative Agriculture*, *17*(1), 231-246. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(17\)61738-6](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(17)61738-6)
- Cheng-Fang, L., Dan-Na, Z., Zhi-Kui, K., Zhi-Sheng, Z., Jin-Ping, W., Ming-Li, C., & Cou-Gui, C. (2012). Effects of Tillage and Nitrogen Fertilizers on CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> Emissions and Soil Organic Carbon in Paddy Fields of Central China. *PLOS ONE*, *7*(5), e34642. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0034642>
- Chirinda, N., Olesen, J. E., Porter, J. R., & Schjønning, P. (2010). Soil properties, crop production and greenhouse gas emissions from organic and inorganic fertilizer-based arable cropping systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *139*(4), 584-594. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.10.001>
- Choudhary, M. A., Akramkhanov, A., & Saggarr, S. (2001). Nitrous oxide emissions in soils cropped with maize under long-term tillage and under permanent pasture in New Zealand. *Soil and Tillage Research*, *62*(1), 61-71. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(01\)00208-2](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00208-2)
- Christensen, B. T. (1996). Matching Measurable Soil Organic Matter Fractions with Conceptual Pools in Simulation Models of Carbon Turnover: Revision of Model Structure. *NATO ASI Series Evaluation of Soil Organic Matter Models*, Berlin, Heidelberg.
- Christensen, S., Ambus, P., Arah, J. R. M., Clayton, H., Galle, B., Griffith, D. W. T., Hargreaves, K. J., Klenzedtsson, L., Lind, A. M., Maag, M., Scott, A., Skiba, U., Smith, K. A., Welling, M., & Wienhold, F. G. (1996). Nitrous oxide emission from an agricultural field: Comparison between measurements by flux chamber and micrometeorological techniques. *Atmospheric Environment*, *30*(24), 4183-4190. [https://doi.org/10.1016/1352-2310\(96\)00145-8](https://doi.org/10.1016/1352-2310(96)00145-8)
- Christensen, S., Simkins, S., & Tiedje, J. M. (1990). Spatial Variation in Denitrification: Dependency of Activity Centers on the Soil Environment. *Soil Science Society of America journal*, *54*(6), 1608-1613. <https://doi.org/10.2136/sssaj1990.03615995005400060016x>
- Christiansen, J. R., Outhwaite, J., & Smukler, S. M. (2015). Comparison of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O soil-atmosphere exchange measured in static chambers with cavity ring-down spectroscopy and gas chromatography. *Agricultural and Forest Meteorology*, *211-212*, 48-57. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.06.004>
- Ciais, P., Sabine, C., Bala, G., Bopp, L., Brovkin, V., Canadell, J., Chhabra, A., DeFries, R., Galloway, J., Heimann, M., Jones, C., Le Quéré, C., Myneni, R. B., Piao, S., & Thornton, P. (2013). *Carbon and Other Biogeochemical Cycles*. (Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Issue. C. U. Press.
- Ciais, P., Wattenbach, M., Vuichard, N., Smith, P., Piao, S. L., Don, A., Luysaert, S., Janssens, I. A., Bondeau, A., Dechow, R., Leip, A., Smith, P. C., Beer, C., Van Der

- Werf, G. R., Gervois, S., Van Oost, K., Tomelleri, E., Freibauer, A., Schulze, E. D., & Carboeurope Synthesis, T. (2010). The European carbon balance. Part 2: croplands. *Global Change Biology*, *16*(5), 1409-1428. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02055.x>
- Cihacek, L., & Ulmer, M. (2002). Effects of tillage on inorganic carbon storage in soils of the northern Great Plains of the US. In J. M. Kimble, R. Lal, & R. F. Follett (Eds.), *Agricultural practices and policies for carbon sequestration in soil* (pp. 63-69). CRC Press
- Congreves, K. A., Brown, S. E., Németh, D. D., Dunfield, K. E., & Wagner-Riddle, C. (2017). Differences in field-scale N<sub>2</sub>O flux linked to crop residue removal under two tillage systems in cold climates. *GCB Bioenergy*, *9*(4), 666-680. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12354>
- Čopeck, K., Filipovic, D., Husnjak, S., Kovacev, I., & Kostucic, S. (2015). Effects of tillage systems on soil water content and yield in maize and winter wheat production. *Plant, Soil and Environment*, *61*, 213-219. <https://doi.org/10.17221/156/2015-PSE>
- Corbeels, M., Marchão, R. L., Neto, M. S., Ferreira, E. G., Madari, B. E., Scopel, E., & Brito, O. R. (2016). Evidence of limited carbon sequestration in soils under no-tillage systems in the Cerrado of Brazil. *Scientific Reports*, *6*(1), 21450. <https://doi.org/10.1038/srep21450>
- Cowan, N. J., Famulari, D., Levy, P. E., Anderson, M., Reay, D. S., & Skiba, U. M. (2014). Investigating uptake of N<sub>2</sub>O in agricultural soils using a high-precision dynamic chamber method. *Atmos. Meas. Tech.*, *7*(12), 4455-4462. <https://doi.org/10.5194/amt-7-4455-2014>
- Cowan, N. J., Norman, P., Famulari, D., Levy, P. E., Reay, D. S., & Skiba, U. M. (2015). Spatial variability and hotspots of soil N<sub>2</sub>O fluxes from intensively grazed grassland. *Biogeosciences*, *12*(5), 1585-1596. <https://doi.org/10.5194/bg-12-1585-2015>
- Cueva, A., Volkmann, T. H. M., van Haren, J., Troch, P. A., & Meredith, L. K. (2019). Reconciling Negative Soil CO<sub>2</sub> Fluxes: Insights from a Large-Scale Experimental Hillslope. *Soil Systems*, *3*(1), 10. <https://doi.org/10.3390/soilsystems3010010>
- Cui, P., Fan, F., Yin, C., Song, A., Huang, P., Tang, Y., Zhu, P., Peng, C., Li, T., Wakelin, S. A., & Liang, Y. (2016). Long-term organic and inorganic fertilization alters temperature sensitivity of potential N<sub>2</sub>O emissions and associated microbes. *Soil Biology and Biochemistry*, *93*, 131-141. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.11.005>
- Czóbel, S., Horváth, L., Szirmai, O., Balogh, J., Pintér, K., Németh, Z., Ürmös, Z., Grosz, B., & Tuba, Z. (2010). Comparison of N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> fluxes from Pannonian natural ecosystems. *European Journal of Soil Science* *61*. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01275.x>
- Dambreville, C., Morvan, T., & Germon, J.-C. (2008). N<sub>2</sub>O emission in maize-crops fertilized with pig slurry, matured pig manure or ammonium nitrate in Brittany. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *123*(1), 201-210. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.06.001>
- Daniel, D. W., Smith, L. M., Belden, J. B., McMurry, S. T., & Swain, S. (2015). Effects of land-use change and fungicide application on soil respiration in playa wetlands and adjacent uplands of the U.S. High Plains. *Science of The Total Environment*, *514*, 290-297. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.066>
- Das, S., & Adhya, T. K. (2014). Effect of combine application of organic manure and inorganic fertilizer on methane and nitrous oxide emissions from a tropical flooded

- soil planted to rice. *Geoderma*, 213, 185-192.  
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.08.011>
- Davidson, E. A., Samanta, S., Caramori, S. S., & Savage, K. (2012). The Dual Arrhenius and Michaelis–Menten kinetics model for decomposition of soil organic matter at hourly to seasonal time scales. *Global Change Biology*, 18(1), 371-384.  
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02546.x>
- Davidson, E. A., Verchot, L. V., Cattânio, J. H., Ackerman, I. L., & Carvalho, J. E. M. (2000). Effects of soil water content on soil respiration in forests and cattle pastures of eastern Amazonia. *Biogeochemistry*, 48(1), 53-69.  
<https://doi.org/10.1023/A:1006204113917>
- de Klein, C. A. M., Harvey, M. J., Clough, T. J., Petersen, S. O., Chadwick, D. R., & Venterea, R. T. (2020). Global Research Alliance N<sub>2</sub>O chamber methodology guidelines: Introduction, with health and safety considerations. *Journal of environmental quality*, 49(5), 1073-1080. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20131>
- De Rosa, D., Rowlings, D. W., Biala, J., Scheer, C., Basso, B., & Grace, P. R. (2018). N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emissions following repeated application of organic and mineral N fertiliser from a vegetable crop rotation. *Science of The Total Environment*, 637-638, 813-824. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.046>
- de Urzedo, D. I., Franco, M. P., Pitombo, L. M., & do Carmo, J. B. (2013). Effects of organic and inorganic fertilizers on greenhouse gas (GHG) emissions in tropical forestry. *Forest Ecology and Management*, 310, 37-44.  
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.08.018>
- de Vries, W., Schulte-Uebbing, L., Kros, H., Voogd, J. C., & Louwagie, G. (2021). Spatially explicit boundaries for agricultural nitrogen inputs in the European Union to meet air and water quality targets. *Science of The Total Environment*, 786, 147283. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147283>
- Deen, W., & Kataki, P. K. (2003). Carbon sequestration in a long-term conventional versus conservation tillage experiment. *Soil and Tillage Research*, 74(2), 143-150.  
[https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(03\)00162-4](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(03)00162-4)
- Deepagoda, C. T. K. K., Clough, T. J., Jayarathne, J. R. R. N., Thomas, S., & Elberling, B. (2020). Soil-gas diffusivity and soil-moisture effects on N<sub>2</sub>O emissions from repacked pasture soils. *Soil Science Society of America journal*, 84(2), 371-386.  
<https://doi.org/10.1002/saj2.20024>
- Deepagoda, C. T. K. K., Jayarathne, J. R. R. N., Clough, T. J., Thomas, S., & Elberling, B. (2019). Soil-Gas Diffusivity and Soil-Moisture effects on N<sub>2</sub>O Emissions from Intact Pasture Soils. *Soil Science Society of America journal*, 83(4), 1032-1043.  
<https://doi.org/10.2136/sssaj2018.10.0405>
- Dekemati, I., Simon, B., Vinogradov, S., & Birkás, M. (2019). The effects of various tillage treatments on soil physical properties, earthworm abundance and crop yield in Hungary. *Soil and Tillage Research*, 194, 104334.  
<https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104334>
- Dencső, M., Horel, A., Bogunovic, I., & Tóth, E. (2021). Effects of Environmental Drivers and Agricultural Management on Soil CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O Emissions. *Agronomy*, 11(1), 54. <https://doi.org/10.3390/agronomy11010054>
- Deng, Q., Hui, D., Wang, J., Iwuzo, S., Yu, C.-L., Jima, T., Smart, D., Reddy, C., & Dennis, S. (2015). Corn Yield and Soil Nitrous Oxide Emission under Different Fertilizer and Soil Management: A Three-Year Field Experiment in Middle Tennessee. *PLOS ONE*, 10(4), e0125406.  
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0125406>

- Dhadli, H. (2016). Effect of long-term differential application of inorganic fertilizers and manure on soil CO<sub>2</sub> emissions. *Plant Soil and Environment*, 62, 195-201. <https://doi.org/10.17221/266/2015-PSE>
- Dhadli, H. S., Brar, B. S., & Black, T. A. (2016). N<sub>2</sub>O emissions in a long-term soil fertility experiment under maize-wheat cropping system in Northern India. *Geoderma Regional*, 7(2), 102-109. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2016.02.003>
- Diefenderfer, H. L., Cullinan, V. I., Borde, A. B., Gunn, C. M., & Thom, R. M. (2018). High-frequency greenhouse gas flux measurement system detects winter storm surge effects on salt marsh. *Global Change Biology*, 24(12), 5961-5971. <https://doi.org/10.1111/gcb.14430>
- Ding, Meng, L., Cai, Z., & Han, F. (2007a). Effects of long-term amendment of organic manure and nitrogen fertilizer on nitrous oxide emission in a sandy loam soil. *Journal of environmental sciences (China)*, 19, 185-193. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(07\)60030-8](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(07)60030-8)
- Ding, W., Cai, Y., Cai, Z., Yagi, K., & Zheng, X. (2007b). Soil Respiration under Maize Crops: Effects of Water, Temperature, and Nitrogen Fertilization. *Soil Science Society of America journal*, 71(3), 944-951. <https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0160>
- Ding, W., Luo, J., Li, J., Yu, H., Fan, J., & Liu, D. (2013). Effect of long-term compost and inorganic fertilizer application on background N<sub>2</sub>O and fertilizer-induced N<sub>2</sub>O emissions from an intensively cultivated soil. *Science of The Total Environment*, 465, 115-124. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.020>
- Dlugokencky, E. (2022a, 05.06.2022.). *Trends in Atmospheric Methane*. NOAA/GML. [https://gml.noaa.gov/ccgg/trends\\_ch4/](https://gml.noaa.gov/ccgg/trends_ch4/)
- Dlugokencky, E. (2022b, 05.06.2022.). *Trends in Atmospheric Nitrous Oxide*. NOAA/GML. [https://gml.noaa.gov/ccgg/trends\\_n2o/](https://gml.noaa.gov/ccgg/trends_n2o/)
- Dobbie, K. E., McTaggart, I. P., & Smith, K. A. (1999). Nitrous oxide emissions from intensive agricultural systems: Variations between crops and seasons, key driving variables, and mean emission factors. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 104(D21), 26891-26899. <https://doi.org/10.1029/1999JD900378>
- Dobor, L., Barcza, Z., Hlásny, T., Havasi, Á., Horváth, F., Itzész, P., & Bartholy, J. (2015). Bridging the gap between climate models and impact studies: the FORESEE Database. *Geoscience data journal*, 2(1), 1-11. <https://doi.org/10.1002/gdj3.22>
- Domeignoz-Horta, L. A., Putz, M., Spor, A., Bru, D., Breuil, M. C., Hallin, S., & Philippot, L. (2016). Non-denitrifying nitrous oxide-reducing bacteria - An effective N<sub>2</sub>O sink in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 103, 376-379. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.09.010>
- Dong, W., Liu, E., Wang, J., Yan, C., Li, J., & Zhang, Y. (2017). Impact of tillage management on the short- and long-term soil carbon dioxide emissions in the dryland of Loess Plateau in China. *Geoderma*, 307, 38-45. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.07.036>
- Du, K., Li, F., Qiao, Y., Leng, P., Li, Z., Ge, J., & Yang, G. (2021). Influence of no-tillage and precipitation pulse on continuous soil respiration of summer maize affected by soil water in the North China Plain. *Science of The Total Environment*, 766, 144384. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144384>
- Du, Z., Angers, D. A., Ren, T., Zhang, Q., & Li, G. (2017). The effect of no-till on organic C storage in Chinese soils should not be overemphasized: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 236, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.11.007>
- Dyer, L., Oelbermann, M., & Echarte, L. (2012). Soil carbon dioxide and nitrous oxide emissions during the growing season from temperate maize-soybean intercrops.

- Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 175(3), 394-400.  
<https://doi.org/10.1002/jpln.201100167>
- Ellert, B. H., & Janzen, H. H. (2008). Nitrous oxide, carbon dioxide and methane emissions from irrigated cropping systems as influenced by legumes, manure and fertilizer. *Canadian Journal of Soil Science*, 88(2), 207-217.  
<https://doi.org/10.4141/cjss06036>
- Epron, D. (2010). Separating autotrophic and heterotrophic components of soil respiration: Lessons learned from trenching and related root-exclusion experiments. In W. L. Kutsch, M. Bahn, & A. Heinemeyer (Eds.), *Soil Carbon Dynamics An Integrated Methodology* (pp. 157-168). Cambridge University Press.  
<https://doi.org/10.1017/CBO9780511711794.009>
- Eugster, W., Moffat, A. M., Ceschia, E., Aubinet, M., Ammann, C., Osborne, B., Davis, P. A., Smith, P., Jacobs, C., Moors, E., Le Dantec, V., Béziat, P., Saunders, M., Jans, W., Grünwald, T., Reibmann, C., Kutsch, W. L., Czerný, R., Janouš, D., . . . Buchmann, N. (2010). Management effects on European cropland respiration. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139(3), 346-362.  
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.09.001>
- Eurostat. (2020). *Agricultural practices*.  
[https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/ef\\_mp\\_prac/default/table?lang=en](https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/ef_mp_prac/default/table?lang=en)
- Falge, E., Aubinet, M., Bakwin, P. S., Baldocchi, D., Berbigier, P., Bernhofer, C., Black, T. A., Ceulemans, R., Davis, K. J., Dolman, A. J., Goldstein, A., Goulden, M. L., Granier, A., Hollinger, D. Y., Jarvis, P. G., Jensen, N., Pilegaard, K., Katul, G., Kyaw Tha Paw, P., . . . Wofsy, S. C. (2017). *FLUXNET Research Network Site Characteristics, Investigators, and Bibliography, 2016* ORNL Distributed Active Archive Center. <https://doi.org/10.3334/ORNLDAAC/1530>
- Fang, C., Moncrieff, J. B., Gholz, H. L., & Clark, K. L. (1998). Soil CO<sub>2</sub> efflux and its spatial variation in a Florida slash pine plantation. *Plant and Soil*, 205(2), 135-146.  
<https://doi.org/10.1023/A:1004304309827>
- Farkas, C., Birkás, M., & Várallyay, G. (2009). Soil tillage systems to reduce the harmful effect of extreme weather and hydrological situations. *Biologia*, 64(3), 624-628.  
<https://doi.org/10.2478/s11756-009-0079-6>
- Farkas, C., Hagyo, A., Horváth, E., & Várallyay, G. (2008). A chernozem soil water regime response to predicted climate change scenarios. *Soil and Water Research*, 3(1), S58-S67. <https://doi.org/10.17221/1410-SWR>
- Fekete, I., Kotroczó, Z., Varga, C., Nagy, P. T., Várbíró, G., Bowden, R. D., Tóth, J. A., & Lajtha, K. (2014). Alterations in forest detritus inputs influence soil carbon concentration and soil respiration in a Central-European deciduous forest. *Soil Biology and Biochemistry*, 74, 106-114.  
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.03.006>
- Feng, J., Li, F., Zhou, X., Xu, C., Ji, L., Chen, Z., & Fang, F. (2018). Impact of agronomy practices on the effects of reduced tillage systems on CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from agricultural fields: A global meta-analysis. *PLOS ONE*, 13(5), e0196703.  
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0196703>
- Fenglian, L., Song, J., Giltrap, D., Feng, Y., Yang, X., & Zhang, S. (2020). Crop yield and N<sub>2</sub>O emission affected by long-term organic manure substitution fertilizer under winter wheat-summer maize cropping system. *Science of The Total Environment*, 732, 139321. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139321>
- Filep, T., Zacháry, D., Jakab, G., & Szalai, Z. (2022). Chemical composition of labile carbon fractions in Hungarian forest soils: Insight into biogeochemical coupling

- between DOM and POM. *Geoderma*, 419, 115867. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115867>
- Forte, A., Fiorentino, N., Fagnano, M., & Fierro, A. (2017). Mitigation impact of minimum tillage on CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from a Mediterranean maize cropped soil under low-water input management. *Soil and Tillage Research*, 166, 167-178. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.09.014>
- Fóti, S., Balogh, J., Gecse, B., Pintér, K., Papp, M., Koncz, P., Kardos, L., Mónok, D., & Nagy, Z. (2020). Two potential equilibrium states in long-term soil respiration activity of dry grasslands are maintained by local topographic features. *Scientific Reports*, 10(1), 14307. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-71292-4>
- Fóti, S., 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. *Geoderma*, 213, 245-254. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.08.009>
- Fóti, S., Balogh, J., Nagy, Z., Ürmös, Z., Bartha, S., & Tuba, Z. (2008). Temporal and spatial variability and pattern of soil respiration in loess grassland. *Community Ecology*, 9(1), 57-64. <https://doi.org/10.1556/ComEc.9.2008.S.9>
- Francioni, M., D'Ottavio, P., Lai, R., Trozzo, L., Budimir, K., Foresi, L., Kishimoto-Mo, A. W., Baldoni, N., Allegranza, M., Tesei, G., & Toderi, M. (2019). Seasonal Soil Respiration Dynamics and Carbon-Stock Variations in Mountain Permanent Grasslands Compared to Arable Lands. *Agriculture*, 9(8), 165. <https://doi.org/10.3390/agriculture9080165>
- Franco-Luesma, S., Cavero, J., Plaza-Bonilla, D., Cantero-Martínez, C., Tortosa, G., Bedmar, E. J., & Álvaro-Fuentes, J. (2020). Irrigation and tillage effects on soil nitrous oxide emissions in maize monoculture. *Agronomy Journal*, 112(1), 56-71. <https://doi.org/10.1002/agj2.20057>
- Frank, D., Reichstein, M., Bahn, M., Thonicke, K., Frank, D., Mahecha, M. D., Smith, P., van der Velde, M., Vicca, S., Babst, F., Beer, C., Buchmann, N., Canadell, J. G., Ciais, P., Cramer, W., Ibrom, A., Miglietta, F., Poulter, B., Rammig, A., . . . Zscheischler, J. (2015). Effects of climate extremes on the terrestrial carbon cycle: concepts, processes and potential future impacts. *Global Change Biology*, 21(8), 2861-2880. <https://doi.org/10.1111/gcb.12916>
- Franklin, R. B., & Mills, A. L. (2003). Multi-scale variation in spatial heterogeneity for microbial community structure in an eastern Virginia agricultural field. *FEMS Microbiology Ecology*, 44(3), 335-346. [https://doi.org/10.1016/s0168-6496\(03\)00074-6](https://doi.org/10.1016/s0168-6496(03)00074-6)
- Franzluebbers, A. J., Hons, F. M., & Zuberer, D. A. (1995). Tillage and crop effects on seasonal dynamics of soil CO<sub>2</sub> evolution, water content, temperature, and bulk density. *Applied Soil Ecology*, 2(2), 95-109. [https://doi.org/10.1016/0929-1393\(94\)00044-8](https://doi.org/10.1016/0929-1393(94)00044-8)
- Friedl, J., Scheer, C., Rowlings, D. W., McIntosh, H. V., Strazzabosco, A., Warner, D. I., & Grace, P. R. (2016). Denitrification losses from an intensively managed subtropical pasture – Impact of soil moisture on the partitioning of N<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions. *Soil Biology and Biochemistry*, 92, 58-66. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.09.016>
- Friedlingstein, P., O'Sullivan, M., Jones, M. W., Andrew, R. M., Hauck, J., Olsen, A., Peters, G. P., Peters, W., Pongratz, J., Sitch, S., Le Quéré, C., Canadell, J. G., Ciais, P., Jackson, R. B., Alin, S., Aragão, L. E. O. C., Arneeth, A., Arora, V., Bates, N. R., . . . Zaehle, S. (2020). Global Carbon Budget 2020. *Earth System Science Data*, 12(4), 3269-3340. <https://doi.org/10.5194/essd-12-3269-2020>

- Frouz, J., Novotná, K., Čermáková, L., & Pivokonský, M. (2020). Soil fauna reduce soil respiration by supporting N leaching from litter. *Applied Soil Ecology*, *153*, 103585. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103585>
- Fu, X., Wang, J., Sainju, U. M., Zhao, F., & Liu, W. (2019). Soil microbial community and carbon and nitrogen fractions responses to mulching under winter wheat. *Applied Soil Ecology*, *139*, 64-68. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.03.018>
- Fuentes, M., Hidalgo, C., Etchevers, J., De León, F., Guerrero, A., Dendooven, L., Verhulst, N., & Govaerts, B. (2012). Conservation agriculture, increased organic carbon in the top-soil macro-aggregates and reduced soil CO<sub>2</sub> emissions. *Plant and Soil*, *355*(1), 183-197. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-1092-4>
- Furon, A. C., Wagner-Riddle, C., Smith, C. R., & Warland, J. S. (2008). Wavelet analysis of wintertime and spring thaw CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes from agricultural fields. *Agricultural and Forest Meteorology*, *148*(8), 1305-1317. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2008.03.006>
- Garnier, P., Makowski, D., Hedde, M., & Bertrand, M. (2022). Changes in soil carbon mineralization related to earthworm activity depend on the time since inoculation and their density in soil. *Scientific Reports*, *12*(1), 13616. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-17855-z>
- Gaumont-Guay, D., Black, T. A., Griffis, T. J., Barr, A. G., Jassal, R. S., & Nesic, Z. (2006). Interpreting the dependence of soil respiration on soil temperature and water content in a boreal aspen stand. *Agricultural and Forest Meteorology*, *140*(1), 220-235. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2006.08.003>
- Gelfand, I., Cui, M., Tang, J., & Robertson, G. P. (2015). Short-term drought response of N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emissions from mesic agricultural soils in the US Midwest. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *212*, 127-133. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.07.005>
- Gelybó, G., Barcza, Z., Dencső, M., Potyó, I., Kása, I., Horel, Á., Pokovai, K., Birkás, M., Kern, A., Hollós, R., & Tóth, E. (2022). Effect of tillage and crop type on soil respiration in a long-term field experiment on chernozem soil under temperate climate. *Soil and Tillage Research*, *216*, 105239. <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105239>
- Giles, M. E., Daniell, T. J., & Baggs, E. M. (2017). Compound driven differences in N<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emission from soil; the role of substrate use efficiency and the microbial community. *Soil Biology and Biochemistry*, *106*, 90-98. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.11.028>
- Giuliani, N., Beyer, J., Augsburg, M., & Varlet, V. (2015). Validation of an analytical method for nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) laughing gas by headspace gas chromatography coupled to mass spectrometry (HS-GC-MS): Forensic application to a lethal intoxication. *Journal of Chromatography B*, *983-984*, 90-93. <https://doi.org/10.1016/j.jchromb.2014.12.034>
- Gong, Y., Li, P., Lu, W., Nishiwaki, J., & Komatsuzaki, M. (2021). Response of soil carbon dioxide emissions to no-tillage and moldboard plow systems on Andosols in a humid, subtropical climate, Japan. *Geoderma*, *386*, 114920. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114920>
- Görres, C. M., Kammann, C., & Ceulemans, R. (2016). Automation of soil flux chamber measurements: potentials and pitfalls. *Biogeosciences*, *13*(6), 1949-1966. <https://doi.org/10.5194/bg-13-1949-2016>
- Grace, J. (2004). Understanding and managing the global carbon cycle. *Journal of Ecology*, *92*(2), 189-202. <https://doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00874.x>

- Grave, R. A., Nicoloso, R. d. S., Cassol, P. C., da Silva, M. L. B., Mezzari, M. P., Aita, C., & Wuaden, C. R. (2018). Determining the effects of tillage and nitrogen sources on soil N<sub>2</sub>O emission. *Soil and Tillage Research*, 175, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.08.011>
- Groffman, P. M., Butterbach-Bahl, K., Fulweiler, R. W., Gold, A. J., Morse, J. L., Stander, E. K., Tague, C., Tonitto, C., & Vidon, P. (2009). Challenges to incorporating spatially and temporally explicit phenomena (hotspots and hot moments) in denitrification models. *Biogeochemistry*, 93(1), 49-77. <https://doi.org/10.1007/s10533-008-9277-5>
- Guan, D., Zhang, Y., Al-Kaisi, M. M., Wang, Q., Zhang, M., & Li, Z. (2015). Tillage practices effect on root distribution and water use efficiency of winter wheat under rain-fed condition in the North China Plain. *Soil and Tillage Research*, 146, 286-295. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.09.016>
- Guardia, G., Abalos, D., García-Marco, S., Quemada, M., Alonso-Ayuso, M., Cárdenas, L. M., Dixon, E. R., & Vallejo, A. (2016). Effect of cover crops on greenhouse gas emissions in an irrigated field under integrated soil fertility management. *Biogeosciences*, 13(18), 5245-5257. <https://doi.org/10.5194/bg-13-5245-2016>
- Guo, C., & Liu, X. (2022). Effect of soil mulching on agricultural greenhouse gas emissions in China: A meta-analysis. *PLOS ONE*, 17(1), e0262120. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0262120>
- Guo, Z., Han, J., Li, J., Xu, Y., & Wang, X. (2019). Effects of long-term fertilization on soil organic carbon mineralization and microbial community structure. *PLOS ONE*, 14(1), e0211163. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0211163>
- Gupta, C., Shreyasi, Srivastava, S., Singh, R., Chaudhari, S. K., Sharma, D. K., Singh, S. K., & Sarkar, D. (2014). Tillage and residue management effects on soil aggregation, organic carbon dynamics and yield attribute in rice-wheat cropping system under reclaimed sodic soil. *Soil and Tillage Research*, 136, 76-83. <https://doi.org/10.1016/j.still.2013.10.001>
- Hammerl, V., Kastl, E.-M., Schloter, M., Kublik, S., Schmidt, H., Welzl, G., Jentsch, A., Beierkuhnlein, C., & Gschwendtner, S. (2019). Influence of rewetting on microbial communities involved in nitrification and denitrification in a grassland soil after a prolonged drought period. *Scientific Reports*, 9(1), 2280. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-38147-5>
- Han, G., Xing, Q., Luo, Y., Rafique, R., Yu, J., & Mikle, N. (2014). Vegetation Types Alter Soil Respiration and Its Temperature Sensitivity at the Field Scale in an Estuary Wetland. *PLOS ONE*, 9(3), e91182. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0091182>
- Han, G., Zhou, G., Xu, Z., Yang, Y., Liu, J., & Shi, K. (2007). Soil temperature and biotic factors drive the seasonal variation of soil respiration in a maize (*Zea mays* L.) agricultural ecosystem. *Plant and Soil*, 291(1), 15-26. <https://doi.org/10.1007/s11104-006-9170-8>
- Harmon, T. C., Dierick, D., Trahan, N., Allen, M. F., Rundel, P. W., Oberbauer, S. F., Schwendenmann, L., & Zelikova, T. J. (2015). Low-cost soil CO<sub>2</sub> efflux and point concentration sensing systems for terrestrial ecology applications. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(11), 1358-1362. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12426>
- Haszpra, L., Barcza, Z., Ferenczi, Z., Hollós, R., Kern, A., & Kljun, N. (2022). Real-world wintertime CO, N<sub>2</sub>O, and CO<sub>2</sub> emissions of a central European village. *Atmos. Meas. Tech.*, 15(17), 5019-5031. <https://doi.org/10.5194/amt-15-5019-2022>
- Haszpra, L., Ferenczi, Z., & Barcza, Z. (2019). Estimation of greenhouse gas emission factors based on observed covariance of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O and CO mole fractions.



- Environmental Sciences Europe*, 31(1), 95. <https://doi.org/10.1186/s12302-019-0277-y>
- Haszpra, L., Hidy, D., Taligás, T., & Barcza, Z. (2018). First results of tall tower based nitrous oxide flux monitoring over an agricultural region in Central Europe. *Atmospheric Environment*, 176, 240-251. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.12.035>
- Hatano, R. (2021). Agricultural soil management to reduce N<sub>2</sub>O emission. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 694(1), 012003. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/694/1/012003>
- Heděnc, P., Cajthaml, T., Pižl, V., Márialigeti, K., Tóth, E., Borsodi, A. K., Chroňáková, A., Krišťufek, V., & Frouz, J. (2020). Long-term effects of earthworms (*Lumbricus rubellus* Hoffmeister, 1843) on activity and composition of soil microbial community under laboratory conditions. *Applied Soil Ecology*, 150, 103463. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.103463>
- Heim, R. R. (2015). An overview of weather and climate extremes – Products and trends. *Weather and Climate Extremes*, 10, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.wace.2015.11.001>
- Heinemeyer, A., & McNamara, N. P. (2011). Comparing the closed static versus the closed dynamic chamber flux methodology: Implications for soil respiration studies. *Plant and Soil*, 346(1), 145-151. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0804-0>
- Heinen, M. (2006). Simplified denitrification models: Overview and properties. *Geoderma*, 133(3), 444-463. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.06.010>
- Hénault, C., Gossel, A., Mary, B., Roussel, M., & Léonard, J. (2012). Nitrous Oxide Emission by Agricultural Soils: A Review of Spatial and Temporal Variability for Mitigation. *Pedosphere*, 22(4), 426-433. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(12\)60029-0](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(12)60029-0)
- Hendrix, P. F., Han, C.-R., & Groffman, P. M. (1988). Soil respiration in conventional and no-tillage agroecosystems under different winter cover crop rotations. *Soil and Tillage Research*, 12(2), 135-148. [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(88\)90037-2](https://doi.org/10.1016/0167-1987(88)90037-2)
- Hensen, A., Skiba, U., & Famulari, D. (2013). Low cost and state of the art methods to measure nitrous oxide emissions. *Environmental Research Letters*, 8(2), 025022. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/2/025022>
- Hermle, S., Anken, T., Leifeld, J., & Weiskopf, P. (2008). The effect of the tillage system on soil organic carbon content under moist, cold-temperate conditions. *Soil and Tillage Research*, 98(1), 94-105. <https://doi.org/10.1016/j.still.2007.10.010>
- Herr, C., Mannheim, T., Müller, T., & Ruser, R. (2019). Effect of cattle slurry application techniques on N<sub>2</sub>O and NH<sub>3</sub> emissions from a loamy soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 182(6), 964-979. <https://doi.org/10.1002/jpln.201800376>
- Hidy, D., Barcza, Z., Hollós, R., Dobor, L., Ács, T., Zacháry, D., Filep, T., Pásztor, L., Incze, D., Dencső, M., Tóth, E., Merganičová, K., Thornton, P., Running, S., & Fodor, N. (2022). Soil-related developments of the Biome-BGCMuSo v6.2 terrestrial ecosystem model. *Geoscientific Model Development*, 15(5), 2157-2181. <https://doi.org/10.5194/gmd-15-2157-2022>
- Hidy, D., Barcza, Z., Marjanović, H., Ostrogović Sever, M. Z., Dobor, L., Gelybó, G., Fodor, N., Pintér, K., Churkina, G., Running, S., Thornton, P., Bellocchi, G., Haszpra, L., Horváth, F., Suyker, A., & Nagy, Z. (2016). Terrestrial ecosystem process model Biome-BGCMuSo v4.0: summary of improvements and new modeling possibilities. *Geoscientific Model Development*, 9(12), 4405-4437. <https://doi.org/10.5194/gmd-9-4405-2016>

- Horák, J., Igaz, D., Aydın, E., Šimanský, V., Buchkina, N., & Balashov, E. (2020). Changes in direct CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from a loam Haplic Luvisol under conventional moldboard and reduced tillage during growing season and post-harvest period of red clover. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 68, 271-278. <https://doi.org/10.2478/johh-2020-0023>
- Horváth, L., Führer, E., & Lajtha, K. (2006). Nitric oxide and nitrous oxide emission from Hungarian forest soils; linked with atmospheric N-deposition. *Atmospheric Environment*, 40(40), 7786-7795. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.07.029>
- Horváth, L., Grosz, B., Machon, A., Tuba, Z., Nagy, Z., Czóbel, S. Z., Balogh, J., Péli, E., Fóti, S. Z., 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. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139(1), 255-263. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.08.011>
- Hou, H., Chen, H., Cai, H., Yang, F., Li, D., & Wang, F. (2016). CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from Lou soils of greenhouse tomato fields under aerated irrigation. *Atmospheric Environment*, 132, 69-76. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.02.027>
- Huang, H., Wang, J., Hui, D., Miller, D. R., Bhattarai, S., Dennis, S., Smart, D., Sammis, T., & Reddy, K. C. (2014). Nitrous oxide emissions from a commercial cornfield (*Zea mays*) measured using the eddy covariance technique. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 14(23), 12839-12854. <https://doi.org/10.5194/acp-14-12839-2014>
- Huang, M., Liang, T., & Wang, L. (2015). Nitrous oxide emissions in a winter wheat – summer maize double cropping system under different tillage and fertilizer management. *Soil Use and Management*, 31(1), 98-105. <https://doi.org/10.1111/sum.12170>
- Huang, Y., Ren, W., Wang, L., Hui, D., Grove, J. H., Yang, X., Tao, B., & Goff, B. (2018). Greenhouse gas emissions and crop yield in no-tillage systems: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 268, 144-153. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.09.002>
- Huisz, A., Sleutel, S., Tóth, T., Hofman, G., Neve, S., & Németh, T. (2006). Effect of cultivation systems on the distribution of soil organic matter in different fractions. *Cereal Research Communications*, 34(1), 207-210. <https://doi.org/10.1556/crc.34.2006.1.52>
- Hursh, A., Ballantyne, A., Cooper, L., Maneta, M., Kimball, J., & Watts, J. (2017). The sensitivity of soil respiration to soil temperature, moisture, and carbon supply at the global scale. *Global Change Biology*, 23(5), 2090-2103. <https://doi.org/10.1111/gcb.13489>
- Husnain, H., Ibrahim Adamy, S., Joko, P., Hery, W., & Nurhayati, N. (2017). CO<sub>2</sub> Emissions From Tropical Peat Soil Affected by Fertilization. *Journal of Tropical Soils*, 22(1), 1-9. <https://doi.org/10.5400/jts.v22i1.2209>
- Hutchinson, G. L., & Mosier, A. R. (1981). Improved Soil Cover Method for Field Measurement of Nitrous Oxide Fluxes. *Soil Science Society of America journal*, 45(2), 311-316. <https://doi.org/10.2136/sssaj1981.03615995004500020017x>
- Ikezawa, H., Nagumo, Y., Hattori, M., Nonaka, M., Ohyama, T., & Harada, N. (2022). Suppressive effect of the deep placement of lime nitrogen on N<sub>2</sub>O emissions in a soybean field. *Science of The Total Environment*, 804, 150246. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150246>
- Imer, D., Merbold, L., Eugster, W., & Buchmann, N. (2013). Temporal and spatial variations of soil CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes at three differently managed grasslands. *Biogeosciences*, 10(9), 5931-5945. <https://doi.org/10.5194/bg-10-5931-2013>

- Insaf, M., Bouteldja, M., Posta, K., Fóti, S., Pintér, K., Nagy, Z., & Balogh, J. (2021). Responses of Soil Respiration to Biotic and Abiotic Drivers in a Temperate Cropland. *Eurasian Soil Science*, 54(7), 1038-1048. <https://doi.org/10.1134/S1064229321070097>
- Iqbal, J., Hu, R., Lin, S., Hatano, R., Feng, M., Lu, L., Ahamadou, B., & Du, L. (2009). CO<sub>2</sub> emission in a subtropical red paddy soil (Ultisol) as affected by straw and N-fertilizer applications: A case study in Southern China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 131(3), 292-302. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.02.001>
- Ismail, I., Blevins, R. L., & Frye, W. W. (1994). Long-Term No-tillage Effects on Soil Properties and Continuous Corn Yields. *Soil Science Society of America journal*, 58(1), 193-198. <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800010028x>
- Jahangir, M. M. R., Begum, R., Jahiruddin, M., Dawar, K., Zaman, M., Bell, R. W., Richards, K. G., & Müller, C. (2021). Reduced tillage with residue retention and nitrogen application rate increase N<sub>2</sub>O fluxes from irrigated wheat in a subtropical floodplain soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 306, 107194. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107194>
- Jakab, G., Madarász, B., Masoudi, M., Karlik, M., Király, C., Zacháry, D., Filep, T., Dekemati, I., Centeri, C., Al-Graiti, T., & Szalai, Z. (2023). Soil organic matter gain by reduced tillage intensity: Storage, pools, and chemical composition. *Soil and Tillage Research*, 226, 105584. <https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105584>
- Jakab, G., Madarász, B., Szabó, J. A., Tóth, A., Zacháry, D., Szalai, Z., Kertész, Á., & Dyson, J. (2017). Infiltration and Soil Loss Changes during the Growing Season under Ploughing and Conservation Tillage. *Sustainability*, 9(10), 1726. <https://doi.org/10.3390/su9101726>
- Jankauskas, B., Jankauskienė, G., Slepeliene, A., Booth, C., & Fullen, M. (2006). International Comparison of Analytical Methods of Determining the Soil Organic Matter Content of Lithuanian Eutric Albeluvisols. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 37. <https://doi.org/10.1080/00103620600563499>
- Janssens, I. A., Kowalski, A. S., Longdoz, B., & Ceulemans, R. (2000). Assessing forest soil CO<sub>2</sub> efflux: an in situ comparison of four techniques. *Tree Physiology*, 20(1), 23-32. <https://doi.org/10.1093/treephys/20.1.23>
- Jassal, R. S., Black, T. A., Nesic, Z., & Gaumont-Guay, D. (2012). Using automated non-steady-state chamber systems for making continuous long-term measurements of soil CO<sub>2</sub> efflux in forest ecosystems. *Agricultural and Forest Meteorology*, 161, 57-65. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.03.009>
- Jauhiainen, J., Hooijer, A., & Page, S. E. (2012). Carbon dioxide emissions from an Acacia plantation on peatland in Sumatra, Indonesia. *Biogeosciences*, 9(2), 617-630. <https://doi.org/10.5194/bg-9-617-2012>
- Jayarathne, J. R. R. N., Chamindu Deepagoda, T. K. K., Clough, T. J., Thomas, S., Elberling, B., & Smits, K. M. (2021). Effect of aggregate size distribution on soil moisture, soil-gas diffusivity, and N<sub>2</sub>O emissions from a pasture soil. *Geoderma*, 383, 114737. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114737>
- Jena, J., Ray, S., Srichandan, H., Das, A., & Das, T. (2012). Role of microorganisms in emission of nitrous oxide and methane in pulse cultivated soil under laboratory incubation condition. *Indian Journal of Microbiology*, 53(1), 92-99. <https://doi.org/10.1007/s12088-012-0318-3>
- Jia, S., Zhang, X., Chen, X., McLaughlin, N. B., Zhang, S., Wei, S., Sun, B., & Liang, A. (2016). Long-term conservation tillage influences the soil microbial community and

- its contribution to soil CO<sub>2</sub> emissions in a Mollisol in Northeast China. *Journal of Soils and Sediments*, 16(1), 1-12. <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1158-7>
- Jian, J., Bahn, M., Wang, C., Bailey, V. L., & Bond-Lamberty, B. (2020). Prediction of annual soil respiration from its flux at mean annual temperature. *Agricultural and Forest Meteorology*, 287, 107961. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.107961>
- Jiang, Y., Zhang, B., Wang, W., Li, B., Wu, Z., & Chu, C. (2020). Topography and plant community structure contribute to spatial heterogeneity of soil respiration in a subtropical forest. *Science of The Total Environment*, 733, 139287. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139287>
- Jianwen, Z., Yao, H., Lianggang, Z., Xunhua, Z., & Yuesi, W. (2004). Carbon dioxide, methane, and nitrous oxide emissions from a rice-wheat rotation as affected by crop residue incorporation and temperature. *Advances in Atmospheric Sciences*, 21(5), 691-698. <https://doi.org/10.1007/BF02916366>
- Kassam, A., Friedrich, T., Derpsch, R., & Kienzle, J. (2015). Overview of the Worldwide Spread of Conservation Agriculture. *Field Actions Science Reports*, 8.
- Keidel, L., Kammann, C., Grünhage, L., Moser, G., & Müller, C. (2015). Positive feedback of elevated CO<sub>2</sub> on soil respiration in late autumn and winter. *Biogeosciences*, 12(4), 1257-1269. <https://doi.org/10.5194/bg-12-1257-2015>
- Kelting, D. L., Burger, J. A., & Edwards, G. S. (1998). Estimating root respiration, microbial respiration in the rhizosphere, and root-free soil respiration in forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 30(7), 961-968. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00186-7](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00186-7)
- Kicklighter, D., Melillo, J., Peterjohn, W., Rastetter, E., McGuire, A., Steudler, P., & Aber, J. (1994). Aspects of spatial and temporal aggregation in estimating regional carbon dioxide fluxes from temperate forest soils. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 99. <https://doi.org/10.1029/93JD02964>
- Kim, D. G., Vargas, R., Bond-Lamberty, B., & Turetsky, M. R. (2012). Effects of soil rewetting and thawing on soil gas fluxes: a review of current literature and suggestions for future research. *Biogeosciences*, 9(7), 2459-2483. <https://doi.org/10.5194/bg-9-2459-2012>
- Kinzli, K., Manana, N., & Oad, R. (2012). Comparison of Laboratory and Field Calibration of a Soil-Moisture Capacitance Probe for Various Soils. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 138, 310-321. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774.0000418](https://doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000418)
- Klemedtsson, L., Von Arnold, K., Weslien, P., & Gundersen, P. (2005). Soil CN ratio as a scalar parameter to predict nitrous oxide emissions. *Global Change Biology*, 11(7), 1142-1147. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00973.x>
- Knox, S. H., Sturtevant, C., Matthes, J. H., Koteen, L., Verfaillie, J., & Baldocchi, D. (2015). Agricultural peatland restoration: effects of land-use change on greenhouse gas (CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub>) fluxes in the Sacramento-San Joaquin Delta. *Global Change Biology*, 21(2), 750-765. <https://doi.org/10.1111/gcb.12745>
- Kong, A. Y. Y., Hristova, K., Scow, K. M., & Six, J. (2010). Impacts of different N management regimes on nitrifier and denitrifier communities and N cycling in soil microenvironments. *Soil Biology and Biochemistry*, 42(9), 1523-1533. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.05.021>
- Kong, D., Liu, N., Wang, W., Akhtar, K., Li, N., Ren, G., Feng, Y., & Yang, G. (2019). Soil respiration from fields under three crop rotation treatments and three straw retention treatments. *PLOS ONE*, 14(9), e0219253. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0219253>

- Kosugi, Y., Mitani, T., Itoh, M., Noguchi, S., Tani, M., Matsuo, N., Takanashi, S., Ohkubo, S., & Rahim Nik, A. (2007). Spatial and temporal variation in soil respiration in a Southeast Asian tropical rainforest. *Agricultural and Forest Meteorology*, *147*(1), 35-47. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2007.06.005>
- Kotroczó, Z., Makádi, M., Kocsis, T., Béni, Á., Várбірó, G., & Fekete, I. (2023). Long-Term Changes in Organic Matter Content and Soil Moisture Determine the Degree of Root and Soil Respiration. *Plants*, *12*(2), 251. <https://doi.org/10.3390/plants12020251>
- Krauss, M., Krause, H.-M., Spangler, S., Kandeler, E., Behrens, S., Kappler, A., Mäder, P., & Gattinger, A. (2017). Tillage system affects fertilizer-induced nitrous oxide emissions. *Biology and Fertility of Soils*, *53*(1), 49-59. <https://doi.org/10.1007/s00374-016-1152-2>
- Krištof, K., Šima, T., Nozdrovický, L., & Findura, P. (2014). The effect of soil tillage intensity on carbon dioxide emissions released from soil into the atmosphere. *Agronomy Research*, *12*, 115-120.
- Kroon, P. S., Hensen, A., van den Bulk, W. C. M., Jongejan, P. A. C., & Vermeulen, A. T. (2008). The importance of reducing the systematic error due to non-linearity in N<sub>2</sub>O flux measurements by static chambers. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, *82*(2), 175-186. <https://doi.org/10.1007/s10705-008-9179-x>
- Kumar, S., Nakajima, T., Kadono, A., Lal, R., & Fausey, N. (2014). Long-term tillage and drainage influences on greenhouse gas fluxes from a poorly drained soil of central Ohio. *Journal of Soil and Water Conservation*, *69*(6), 553. <https://doi.org/10.2489/jswc.69.6.553>
- Kuntz, M., Morley, N. J., Hallett, P. D., Watson, C., & Baggs, E. M. (2016). Residue-C effects on denitrification vary with soil depth. *Soil Biology and Biochemistry*, *103*, 365-375. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.09.012>
- La Scala, N., Bolonhezi, D., & Pereira, G. T. (2006). Short-term soil CO<sub>2</sub> emission after conventional and reduced tillage of a no-till sugar cane area in southern Brazil. *Soil and Tillage Research*, *91*(1), 244-248. <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.11.012>
- La Scala, N., Lopes, A., Marques, J., & Pereira, G. T. (2001). Carbon dioxide emissions after application of tillage systems for a dark red latosol in southern Brazil. *Soil and Tillage Research*, *62*(3), 163-166. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(01\)00212-4](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00212-4)
- Lal, R. (1995). The Role of Residues Management in Sustainable Agricultural Systems. *Journal of Sustainable Agriculture*, *5*(4), 51-78. [https://doi.org/10.1300/J064v05n04\\_06](https://doi.org/10.1300/J064v05n04_06)
- Lal, R. (2016). Soil health and carbon management. *Food and Energy Security*, *5*. <https://doi.org/10.1002/fes3.96>
- Lam, S. K., Suter, H., Davies, R., Bai, M., Sun, J., & Chen, D. (2015). Measurement and mitigation of nitrous oxide emissions from a high nitrogen input vegetable system. *Scientific Reports*, *5*(1), 8208. <https://doi.org/10.1038/srep08208>
- Lamers, M., Ingwersen, J., & Streck, T. (2007). Modelling nitrous oxide emission from water-logged soils of a spruce forest ecosystem using the biogeochemical model Wetland-DNDC. *Biogeochemistry*, *86*(3), 287-299. <https://doi.org/10.1007/s10533-007-9160-9>
- Lampurlanés, J., Plaza-Bonilla, D., Álvaro-Fuentes, J., & Cantero-Martínez, C. (2016). Long-term analysis of soil water conservation and crop yield under different tillage systems in Mediterranean rainfed conditions. *Field Crops Research*, *189*, 59-67. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2016.02.010>
- Laudicina, V. A., Novara, A., Gristina, L., & Badalucco, L. (2014). Soil carbon dynamics as affected by long-term contrasting cropping systems and tillages under semiarid

- Mediterranean climate. *Applied Soil Ecology*, 73, 140-147. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.09.002>
- Lazcano, C., Tsang, A., Doane, T. A., Pettygrove, G. S., Horwath, W. R., & Burger, M. (2016). Soil nitrous oxide emissions in forage systems fertilized with liquid dairy manure and inorganic fertilizers. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 225, 160-172. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.04.009>
- Le Dantec, V., Epron, D., & Dufrêne, E. (1999). Soil CO<sub>2</sub> efflux in a beech forest: comparison of two closed dynamic systems. *Plant and Soil*, 214(1), 125-132. <https://doi.org/10.1023/A:1004737909168>
- Le Mer, J., & Roger, P. (2001). Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review. *European Journal of Soil Biology*, 37(1), 25-50. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1164-5563\(01\)01067-6](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1164-5563(01)01067-6)
- Le Quéré, C., Raupach, M. R., Canadell, J. G., Marland, G., Bopp, L., Ciais, P., Conway, T. J., Doney, S. C., Feely, R. A., Foster, P., Friedlingstein, P., Gurney, K., Houghton, R. A., House, J. I., Huntingford, C., Levy, P. E., Lomas, M. R., Majkut, J., Metzler, N., . . . Woodward, F. I. (2009). Trends in the sources and sinks of carbon dioxide. *Nature Geoscience*, 2(12), 831-836. <https://doi.org/10.1038/ngeo689>
- Leakey, A. D. B., Ainsworth, E. A., Bernacchi, C. J., Rogers, A., Long, S. P., & Ort, D. R. (2009). Elevated CO<sub>2</sub> effects on plant carbon, nitrogen, and water relations: six important lessons from FACE. *Journal of Experimental Botany*, 60(10), 2859-2876. <https://doi.org/10.1093/jxb/erp096>
- Lee, J.-S. (2018). Comparison of automatic and manual chamber methods for measuring soil respiration in a temperate broad-leaved forest. *Journal of Ecology and Environment*, 42(1), 32. <https://doi.org/10.1186/s41610-018-0093-0>
- Lee, J., Hopmans, J., Kessel, C., King, A., Evatt, K., Louie, D., Rolston, D., & Six, J. (2009). Tillage and seasonal emissions of CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O and NO across a seed bed and at the field scale in a Mediterranean climate. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 129, 378-390. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.10.012>
- Lellei-Kovács, E., Botta-Dukát, Z., de Dato, G., Estiarte, M., Guidolotti, G., Kopittke, G. R., Kovács-Láng, E., Kröel-Dulay, G., Larsen, K. S., Peñuelas, J., Smith, A. R., Sowerby, A., Tietema, A., & Schmidt, I. K. (2016). Temperature Dependence of Soil Respiration Modulated by Thresholds in Soil Water Availability Across European Shrubland Ecosystems. *Ecosystems*, 19(8), 1460-1477. <https://doi.org/10.1007/s10021-016-0016-9>
- Lellei-Kovács, E., Kovács-Láng, E., Botta-Dukát, Z., Kalapos, T., Emmett, B., & Beier, C. (2011). Thresholds and interactive effects of soil moisture on the temperature response of soil respiration. *European Journal of Soil Biology*, 47(4), 247-255. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2011.05.004>
- Li, C., Frolking, S., & Frolking, T. A. (1992). A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events: 2. Model applications. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 97(D9), 9777-9783. <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/92JD00510>
- Li, J., Pendall, E., Dijkstra, F. A., & Nie, M. (2020). Root effects on the temperature sensitivity of soil respiration depend on climatic condition and ecosystem type. *Soil and Tillage Research*, 199, 104574. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104574>
- Li, L.-J., Han, X.-Z., You, M.-Y., & Horwath, W. R. (2013). Nitrous oxide emissions from Mollisols as affected by long-term applications of organic amendments and chemical fertilizers. *Science of The Total Environment*, 452-453, 302-308. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.03.002>

- Li, Z., Zhang, Q., Li, Z., Qiao, Y., Du, K., Tian, C., Zhu, N., Leng, P., Yue, Z., Cheng, H., Chen, G., & Li, F. (2022). Effects of straw mulching and nitrogen application rates on crop yields, fertilizer use efficiency, and greenhouse gas emissions of summer maize. *Science of The Total Environment*, 847, 157681. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157681>
- Liang, G., Wu, X., Cai, A., Dai, H., Zhou, L., Cai, D., Houssou, A., Gao, L., Wang, B., Li, S., Song, X., & Wu, H. (2021). Correlations among soil biochemical parameters, crop yield, and soil respiration vary with growth stage and soil depth under fertilization. *Agronomy Journal*, 113(3), 2450-2462. <https://doi.org/10.1002/agj2.20699>
- Liang, L. L., Grantz, D. A., & Jenerette, G. D. (2016). Multivariate regulation of soil CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O pulse emissions from agricultural soils. *Global Change Biology*, 22(3), 1286-1298. <https://doi.org/10.1111/gcb.13130>
- Linn, D. M. (1984). Effect of Water-Filled Pore Space on Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Production in Tilled and Nontilled Soils. *Soil Science Society of America journal*, v. 48(no. 6), pp. 1267-1272-1984 v.1248 no.1266. <https://doi.org/10.2136/sssaj1984.03615995004800060013x>
- Liu, G., Bai, Z., Shah, F., Cui, G., Xiao, Z., Gong, H., Li, D., Lin, Y., Li, B., Ji, G., & Shah, S. (2021). Compositional and structural changes in soil microbial communities in response to straw mulching and plant revegetation in an abandoned artificial pasture in Northeast China. *Global Ecology and Conservation*, 31, e01871. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01871>
- Liu, H., Li, Y., Pan, B., Zheng, X., Yu, J., Ding, H., & Zhang, Y. (2022). Pathways of soil N<sub>2</sub>O uptake, consumption, and its driving factors: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(21), 30850-30864. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-18619-y>
- Liu, P., He, J., Li, H., Wang, Q., Lu, C., Zheng, K., Liu, W., Zhao, H., & Lou, S. (2019). Effect of Straw Retention on Crop Yield, Soil Properties, Water Use Efficiency and Greenhouse Gas Emission in China: A Meta-Analysis. *International Journal of Plant Production*, 13(4), 347-367. <https://doi.org/10.1007/s42106-019-00060-w>
- Lloyd, J., & Taylor, J. A. (1994). On the Temperature Dependence of Soil Respiration. *Functional Ecology*, 8(3), 315-323. <https://doi.org/10.2307/2389824>
- Lognoul, M., Theodorakopoulos, N., Hiel, M.-P., Regaert, D., Broux, F., Heinesch, B., Bodson, B., Vandenbol, M., & Aubinet, M. (2017). Impact of tillage on greenhouse gas emissions by an agricultural crop and dynamics of N<sub>2</sub>O fluxes: Insights from automated closed chamber measurements. *Soil and Tillage Research*, 167, 80-89. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.11.008>
- Loick, N., Dixon, E. R., Abalos, D., Vallejo, A., Matthews, G. P., McGeough, K. L., Well, R., Watson, C. J., Laughlin, R. J., & Cardenas, L. M. (2016). Denitrification as a source of nitric oxide emissions from incubated soil cores from a UK grassland soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 95, 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.12.009>
- Lubbers, I. M., van Groenigen, K. J., Fonte, S. J., Six, J., Brussaard, L., & van Groenigen, J. W. (2013). Greenhouse-gas emissions from soils increased by earthworms. *Nature Climate Change*, 3(3), 187-194. <https://doi.org/10.1038/nclimate1692>
- Ma, W. K., Bedard-Haughn, A., Siciliano, S. D., & Farrell, R. E. (2008). Relationship between nitrifier and denitrifier community composition and abundance in predicting nitrous oxide emissions from ephemeral wetland soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(5), 1114-1123. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.12.004>

- Maaz, T. M., Sapkota, T. B., Eagle, A. J., Kantar, M. B., Bruulsema, T. W., & Majumdar, K. (2021). Meta-analysis of yield and nitrous oxide outcomes for nitrogen management in agriculture. *Global Change Biology*, 27(11), 2343-2360. <https://doi.org/10.1111/gcb.15588>
- Macdonald, C. A., Anderson, I. C., Khachane, A., Singh, B. P., Barton, C. V. M., Duursma, R. A., Ellsworth, D. S., & Singh, B. K. (2021). Plant productivity is a key driver of soil respiration response to climate change in a nutrient-limited soil. *Basic and Applied Ecology*, 50, 155-168. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2020.12.005>
- Machado, P. V. F., Farrell, R. E., Deen, W., Voroney, R. P., Congreves, K. A., & Wagner-Riddle, C. (2021). Contribution of crop residue, soil, and fertilizer nitrogen to nitrous oxide emissions varies with long-term crop rotation and tillage. *Science of The Total Environment*, 767, 145107. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145107>
- Machon, A. (2011). *Egy tájleptékkü füves ökológiai rendszer és a légkörközi nitrogén kicserélődés mértékének meghatározása mérések és modellszámítások alapján* [Szent István Egyetem]. Gödöllő.
- Machon, A., Horváth, L., Weidinger, T., Grosz, B., Pintér, K., Tuba, Z., & Führer, E. (2010). Estimation of net nitrogen flux between the atmosphere and a semi-natural grassland ecosystem in Hungary. *European Journal of Soil Science*, 61(5), 631-639. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01264.x>
- Madarász, B., Jakab, G., Szalai, Z., Juhos, K., Kotroczó, Z., Tóth, A., & Ladányi, M. (2021). Long-term effects of conservation tillage on soil erosion in Central Europe: A random forest-based approach. *Soil and Tillage Research*, 209, 104959. <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.104959>
- Malhi, S. S., & Lemke, R. (2007). Tillage, crop residue and N fertilizer effects on crop yield, nutrient uptake, soil quality and nitrous oxide gas emissions in a second 4-yr rotation cycle. *Soil and Tillage Research*, 96(1), 269-283. <https://doi.org/10.1016/j.still.2007.06.011>
- Mangalassery, S., Sjögersten, S., Sparkes, D. L., Sturrock, C. J., Craighon, J., & Mooney, S. J. (2014). To what extent can zero tillage lead to a reduction in greenhouse gas emissions from temperate soils? *Scientific Reports*, 4(1), 4586. <https://doi.org/10.1038/srep04586>
- Marton, J., Roy Chowdhury, R., & Craft, C. (2014). A comparison of the spatial variability of denitrification and related soil properties in restored and natural depression wetlands in Indiana, USA. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 11, 1-10. <https://doi.org/10.1080/21513732.2014.950981>
- Mei, K., Wang, Z., Huang, H., Zhang, C., Shang, X., Dahlgren, R. A., Zhang, M., & Xia, F. (2018). Stimulation of N<sub>2</sub>O emission by conservation tillage management in agricultural lands: A meta-analysis. *Soil and Tillage Research*, 182, 86-93. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.05.006>
- Melero, S., Pérez-de-Mora, A., Murillo, J. M., Buegger, F., Kleinedam, K., Kublik, S., Vanderlinden, K., Moreno, F., & Schloter, M. (2011). Denitrification in a vertisol under long-term tillage and no-tillage management in dryland agricultural systems: Key genes and potential rates. *Applied Soil Ecology*, 47(3), 221-225. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.12.003>
- Meng, L., Ding, W., & Cai, Z. (2005). Long-term application of organic manure and nitrogen fertilizer on N<sub>2</sub>O emissions, soil quality and crop production in a sandy loam soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 37(11), 2037-2045. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.03.007>



- Merbach, W., Kalettka, T., Rudat, C., & Augustin, J. (2002). Trace gas emissions from riparian areas of small eutrophic inland waters in Northeast-Germany. In G. Broll, W. Merbach, & E.-M. Pfeiffer (Eds.), *Wetlands in Central Europe: Soil Organisms, Soil Ecological Processes and Trace Gas Emissions* (pp. 235-244). Springer Berlin Heidelberg. [https://doi.org/10.1007/978-3-662-05054-5\\_13](https://doi.org/10.1007/978-3-662-05054-5_13)
- Meyer, N., Meyer, H., Welp, G., & Amelung, W. (2018). Soil respiration and its temperature sensitivity (Q<sub>10</sub>): Rapid acquisition using mid-infrared spectroscopy. *Geoderma*, 323, 31-40. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.02.031>
- Moinet, G. Y. K., Moinet, M., Hunt, J. E., Rumpel, C., Chabbi, A., & Millard, P. (2020). Temperature sensitivity of decomposition decreases with increasing soil organic matter stability. *Science of The Total Environment*, 704, 135460. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135460>
- Moyano, F. E., Manzoni, S., & Chenu, C. (2013). Responses of soil heterotrophic respiration to moisture availability: An exploration of processes and models. *Soil Biology and Biochemistry*, 59, 72-85. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.01.002>
- Muhlbachova, G., Kusa, H., Ruzek, P., & Vavera, R. (2022). CO<sub>2</sub> emissions in a soil under different tillage practices. *Plant, Soil and Environment*, 68(6), 253-261. <https://doi.org/10.17221/110/2022-PSE>
- Musselman, R. C., & Fox, D. G. (1991). A Review of the Role of Temperate Forests in the Global CO<sub>2</sub> Balance. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 41(6), 798-807. <https://doi.org/10.1080/10473289.1991.10466876>
- Myklebust, M. C., Hipps, L. E., & Ryel, R. J. (2008). Comparison of eddy covariance, chamber, and gradient methods of measuring soil CO<sub>2</sub> efflux in an annual semi-arid grass, *Bromus tectorum*. *Agricultural and Forest Meteorology*, 148(11), 1894-1907. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2008.06.016>
- Nagy, Z., Pintér, K., Pavelka, M., Darenová, E., & Balogh, J. (2011). Carbon fluxes of surfaces vs. ecosystems: advantages of measuring eddy covariance and soil respiration simultaneously in dry grassland ecosystems. *Biogeosciences*, 8(9), 2523-2534. <https://doi.org/10.5194/bg-8-2523-2011>
- Nawaz, A., Lal, R., Shrestha, R. K., & Farooq, M. (2017). Mulching Affects Soil Properties and Greenhouse Gas Emissions Under Long-Term No-Till and Plough-Till Systems in Alfisol of Central Ohio. *Land Degradation & Development*, 28(2), 673-681. <https://doi.org/10.1002/ldr.2553>
- Nebert, L. D., Bloem, J., Lubbers, I. M., & Groenigen, J. W. v. (2011). Association of Earthworm-Denitrifier Interactions with Increased Emission of Nitrous Oxide from Soil Mesocosms Amended with Crop Residue. *Applied and Environmental Microbiology*, 77(12), 4097-4104. <https://doi.org/10.1128/AEM.00033-11>
- Németh, D. D., Wagner-Riddle, C., & Dunfield, K. E. (2014). Abundance and gene expression in nitrifier and denitrifier communities associated with a field scale spring thaw N<sub>2</sub>O flux event. *Soil Biology and Biochemistry*, 73, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.02.007>
- Niu, Y., Cai, Y., Chen, Z., Luo, J., Di, H. J., Yu, H., Zhu, A., & Ding, W. (2019). No-tillage did not increase organic carbon storage but stimulated N<sub>2</sub>O emissions in an intensively cultivated sandy loam soil: A negative climate effect. *Soil and Tillage Research*, 195, 104419. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104419>
- Numa, K. B., Robinson, J. M., Arcus, V. L., & Schipper, L. A. (2021). Separating the temperature response of soil respiration derived from soil organic matter and added labile carbon compounds. *Geoderma*, 400, 115128. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115128>

- Olsson, P., Linder, S., Giesler, R., & Högberg, P. (2005). Fertilization of boreal forest reduces both autotrophic and heterotrophic soil respiration. *Global Change Biology*, *11*(10), 1745-1753. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001033.x>
- Omirou, M., Anastopoulos, I., Fasoula, D. A., & Ioannides, I. M. (2020). The effect of chemical and organic N inputs on N<sub>2</sub>O emission from rain-fed crops in Eastern Mediterranean. *Journal of Environmental Management*, *270*, 110755. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110755>
- Omonode, R. A., & Vyn, T. J. (2019). Tillage and Nitrogen Source Impacts on Relationships between Nitrous Oxide Emission and Nitrogen Recovery Efficiency in Corn. *Journal of environmental quality*, *48*(2), 421-429. <https://doi.org/10.2134/jeq2018.05.0188>
- Omonode, R. A., Vyn, T. J., Smith, D. R., Hegymegi, P., & Gál, A. (2007). Soil carbon dioxide and methane fluxes from long-term tillage systems in continuous corn and corn–soybean rotations. *Soil and Tillage Research*, *95*(1), 182-195. <https://doi.org/10.1016/j.still.2006.12.004>
- Oorts, K., Merckx, R., Gréhan, E., Labreuche, J., & Nicolardot, B. (2007). Determinants of annual fluxes of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O in long-term no-tillage and conventional tillage systems in northern France. *Soil and Tillage Research*, *95*(1), 133-148. <https://doi.org/10.1016/j.still.2006.12.002>
- Orchard, V. A., & Cook, F. J. (1983). Relationship between soil respiration and soil moisture. *Soil Biology and Biochemistry*, *15*(4), 447-453. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(83\)90010-X](https://doi.org/10.1016/0038-0717(83)90010-X)
- Ozlu, E., & Kumar, S. (2018). Response of surface GHG fluxes to long-term manure and inorganic fertilizer application in corn and soybean rotation. *Science of The Total Environment*, *626*, 817-825. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.120>
- Panettieri, M., Knicker, H., Berns, A. E., Murillo, J. M., & Madejón, E. (2013). Moldboard plowing effects on soil aggregation and soil organic matter quality assessed by <sup>13</sup>C CPMAS NMR and biochemical analyses. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *177*, 48-57. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.05.025>
- Pape, L., Ammann, C., Nyfeler-Brunner, A., C, S., Hens, K., & Meixner, F. (2009). An automated dynamic chamber system for surface exchange measurement of non-reactive and reactive trace gases of grassland ecosystems. *Biogeosciences*, *6*, 405-429. <https://doi.org/10.5194/bg-6-405-2009>
- Pareja-Sánchez, E., Cantero-Martínez, C., Álvaro-Fuentes, J., & Plaza-Bonilla, D. (2020). Impact of tillage and N fertilization rate on soil N<sub>2</sub>O emissions in irrigated maize in a Mediterranean agroecosystem. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *287*, 106687. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106687>
- Patiño-Zúñiga, L., Ceja-Navarro, J. A., Govaerts, B., Luna-Guido, M., Sayre, K. D., & Dendooven, L. (2009). The effect of different tillage and residue management practices on soil characteristics, inorganic N dynamics and emissions of N<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> in the central highlands of Mexico: a laboratory study. *Plant and Soil*, *314*(1), 231-241. <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9722-1>
- Pavelka, M., Acosta, M., Kiese, R., Altimir, N., Brümmer, C., Crill, P., Darenova, E., Fuß, R., Gielen, B., Graf, A., Klemedtsson, L., Lohila, A., Longdoz, B., Lindroth, A., Nilsson, M., Marañón-Jimenez, S., Merbold, L., Montagnani, L., Peichl, M., . . . Kutsch, W. (2018). Standardisation of chamber technique for CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> fluxes measurements from terrestrial ecosystems. *International Agrophysics*, *32*(4), 569-587. <https://doi.org/10.1515/intag-2017-0045>

- Payne, R. J., Dise, N. B., Field, C. D., Dore, A. J., Caporn, S. J. M., & Stevens, C. J. (2017). Nitrogen deposition and plant biodiversity: past, present, and future. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(8), 431-436. <https://doi.org/10.1002/fee.1528>
- Pelster, D. E., Chantigny, M. H., Royer, I., Angers, D. A., & Vanasse, A. (2021). Reduced tillage increased growing season N<sub>2</sub>O emissions from a fine but not a coarse textured soil under the cool, humid climate of eastern Canada. *Soil and Tillage Research*, 206, 104833. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104833>
- Pendall, E., Leavitt, S. W., Brooks, T., Kimball, B. A., Pinter, P. J., Wall, G. W., LaMorte, R. L., Wechsung, G., Wechsung, F., Adamsen, F., Matthias, A. D., & Thompson, T. L. (2001). Elevated CO<sub>2</sub> stimulates soil respiration in a FACE wheat field. *Basic and Applied Ecology*, 2(3), 193-201. <https://doi.org/10.1078/1439-1791-00053>
- Pennock, D., Yates, T., Bedard-Haughn, A., Phipps, K., Farrell, R., & McDougal, R. (2010). Landscape controls on N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions from freshwater mineral soil wetlands of the Canadian Prairie Pothole region. *Geoderma*, 155(3), 308-319. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.12.015>
- Perego, A., Wu, L., Gerosa, G., Finco, A., Chiazzese, M., & Amaducci, S. (2016). Field evaluation combined with modelling analysis to study fertilizer and tillage as factors affecting N<sub>2</sub>O emissions: A case study in the Po valley (Northern Italy). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 225, 72-85. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.04.003>
- Perez-Brandán, C., Arzeno, J. L., Huidobro, J., Grümberg, B., Conforto, C., Hilton, S., Bending, G. D., Meriles, J. M., & Vargas-Gil, S. (2012). Long-term effect of tillage systems on soil microbiological, chemical and physical parameters and the incidence of charcoal rot by *Macrophomina phaseolina* (Tassi) Goid in soybean. *Crop Protection*, 40, 73-82. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2012.04.018>
- Pihlatie, M., Pumpanen, J., Rinne, J., Ilvesniemi, H., Simojoki, A., Hari, P., & Vesala, T. (2007). Gas concentration driven fluxes of nitrous oxide and carbon dioxide in boreal forest soil. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, 59(3), 458-469. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0889.2007.00278.x>
- Pihlatie, M. K., Christiansen, J. R., Aaltonen, H., Korhonen, J. F. J., Nordbo, A., Rasilo, T., Benanti, G., Giebels, M., Helmy, M., Sheehy, J., Jones, S., Juszczak, R., Klefoth, R., Lobo-do-Vale, R., Rosa, A. P., Schreiber, P., Serça, D., Vicca, S., Wolf, B., & Pumpanen, J. (2013). Comparison of static chambers to measure CH<sub>4</sub> emissions from soils. *Agricultural and Forest Meteorology*, 171-172, 124-136. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.11.008>
- Portmann, R. W., Daniel, J. S., & Ravishankara, A. R. (2012). Stratospheric ozone depletion due to nitrous oxide: influences of other gases. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci*, 367(1593), 1256-1264. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0377>
- Post, W. M., & Kwon, K. C. (2000). Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology*, 6(3), 317-327. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.00308.x>
- Postic, F., Beauchêne, K., Gouache, D., & Doussan, C. (2019). Scanner-Based Minirhizotrons Help to Highlight Relations between Deep Roots and Yield in Various Wheat Cultivars under Combined Water and Nitrogen Deficit Conditions. *Agronomy*, 9(6). <https://doi.org/10.3390/agronomy9060297>
- Powlson, D. S. (1993). Understanding the soil nitrogen cycle. *Soil Use and Management*, 9(3), 86-93. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1993.tb00935.x>
- Prior, S. A., Reicosky, D. C., Reeves, D. W., Runion, G. B., & Raper, R. L. (2000). Residue and tillage effects on planting implement-induced short-term CO<sub>2</sub> and water loss

- from a loamy sand soil in Alabama. *Soil and Tillage Research*, 54(3), 197-199. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00092-6](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00092-6)
- Pulleman, M. M., Six, J., Van Breemen, N., & Jongmans, A. G. (2005). Soil organic matter distribution and microaggregate characteristics as affected by agricultural management and earthworm activity. *European Journal of Soil Science*, 56(4), 453-467. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2004.00696.x>
- Pumpanen, J., Kolari, P., Ilvesniemi, H., Minkkinen, K., Vesala, T., Niinistö, S., Lohila, A., Larmola, T., Morero, M., Pihlatie, M., Janssens, I., Yuste, J. C., Grünzweig, J. M., Reth, S., Subke, J.-A., Savage, K., Kutsch, W., Østreg, G., Ziegler, W., . . . Hari, P. (2004). Comparison of different chamber techniques for measuring soil CO<sub>2</sub> efflux. *Agricultural and Forest Meteorology*, 123(3), 159-176. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2003.12.001>
- Raich, J. W., & Mora, G. (2005). Estimating Root Plus Rhizosphere Contributions to Soil Respiration in Annual Croplands. *Soil Science Society of America journal*, 69(3), 634-639. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.0257>
- Raich, J. W., & Tufekciogul, A. (2000). Vegetation and soil respiration: Correlations and controls. *Biogeochemistry*, 48(1), 71-90. <https://doi.org/10.1023/A:1006112000616>
- Rapson, T. D., & Dacres, H. (2014). Analytical techniques for measuring nitrous oxide. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 54, 65-74. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2013.11.004>
- Rasmussen, P. E., Goulding, K. W. T., Brown, J. R., Grace, P. R., Janzen, H. H., & Körschens, M. (1998). Long-Term Agroecosystem Experiments: Assessing Agricultural Sustainability and Global Change. *Science*, 282(5390), 893-896. <https://doi.org/10.1126/science.282.5390.893>
- Reicosky, D. C., Lindstrom, M. J., Schumacher, T. E., Lobb, D. E., & Malo, D. D. (2005). Tillage-induced CO<sub>2</sub> loss across an eroded landscape. *Soil and Tillage Research*, 81(2), 183-194. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.09.007>
- Ren, B., Li, X., Dong, S., Liu, P., Zhao, B., & Zhang, J. (2018). Soil physical properties and maize root growth under different tillage systems in the North China Plain. *The Crop Journal*, 6(6), 669-676. <https://doi.org/10.1016/j.cj.2018.05.009>
- Ren, X., Zhu, B., Bah, H., & Raza, S. T. (2020). How Tillage and Fertilization Influence Soil N<sub>2</sub>O Emissions after Forestland Conversion to Cropland. *Sustainability*, 12(19). <https://doi.org/10.3390/su12197947>
- Reth, S., Reichstein, M., & Falge, E. (2005). The effect of soil water content, soil temperature, soil pH-value and the root mass on soil CO<sub>2</sub> efflux – A modified model. *Plant and Soil*, 268(1), 21-33. <https://doi.org/10.1007/s11104-005-0175-5>
- Rochette, P., Desjardins, R. L., & Pattey, E. (1991). Spatial and temporal variability of soil respiration in agricultural fields. *Canadian Journal of Soil Science*, 71(2), 189-196. <https://doi.org/10.4141/cjss91-018>
- Röckmann, T., Kaiser, J., Brenninkmeijer, C. A., & Brand, W. A. (2003). Gas chromatography/isotope-ratio mass spectrometry method for high-precision position-dependent <sup>15</sup>N and <sup>18</sup>O measurements of atmospheric nitrous oxide. *Rapid Commun Mass Spectrom*, 17(16), 1897-1908. <https://doi.org/10.1002/rcm.1132>
- Röver, M., Heinemeyer, O., Munch, J. C., & Kaiser, E.-A. (1999). Spatial heterogeneity within the plough layer: high variability of N<sub>2</sub>O emission rates. *Soil Biology and Biochemistry*, 31(2), 167-173. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00271-X](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00271-X)
- Ruser, R., Flessa, H., Russow, R., Schmidt, G., Buegger, F., & Munch, J. C. (2006). Emission of N<sub>2</sub>O, N<sub>2</sub> and CO<sub>2</sub> from soil fertilized with nitrate: effect of compaction,

- soil moisture and rewetting. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(2), 263-274. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.05.005>
- Russenes, A. L., Korsaeath, A., Bakken, L. R., & Dörsch, P. (2016). Spatial variation in soil pH controls off-season N<sub>2</sub>O emission in an agricultural soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 99, 36-46. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.04.019>
- Saggar, S., Jha, N., Deslippe, J., Bolan, N. S., Luo, J., Giltrap, D. L., Kim, D. G., Zaman, M., & Tillman, R. W. (2013). Denitrification and N<sub>2</sub>O:N<sub>2</sub> production in temperate grasslands: Processes, measurements, modelling and mitigating negative impacts. *Science of The Total Environment*, 465, 173-195. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.050>
- Saiz, G., Green, C., Butterbach-Bahl, K., Kiese, R., Avitabile, V., & Farrell, E. P. (2006). Seasonal and spatial variability of soil respiration in four Sitka spruce stands. *Plant and Soil*, 287(1), 161-176. <https://doi.org/10.1007/s11104-006-9052-0>
- Sánchez, C., & Minamisawa, K. (2019). Nitrogen Cycling in Soybean Rhizosphere: Sources and Sinks of Nitrous Oxide (N<sub>2</sub>O) [Mini Review]. *Frontiers in Microbiology*, 10. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.01943>
- Sarkar, S., Miller, S. A., Frederick, J. R., & Chamberlain, J. F. (2011). Modeling nitrogen loss from switchgrass agricultural systems. *Biomass and Bioenergy*, 35(10), 4381-4389. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.08.009>
- Schauffler, G., Kitzler, B., Schindlbacher, A., Skiba, U., Sutton, M. A., & Zechmeister-Boltenstern, S. (2010). Greenhouse gas emissions from European soils under different land use: effects of soil moisture and temperature. *European Journal of Soil Science*, 61(5), 683-696. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01277.x>
- Schlesinger, W. H., & Andrews, J. A. (2000). Soil respiration and the global carbon cycle. *Biogeochemistry*, 48(1), 7-20. <https://doi.org/10.1023/A:1006247623877>
- Schmidt, G. A., Ruedy, R. A., Miller, R. L., & Lacis, A. A. (2010). Attribution of the present-day total greenhouse effect. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 115(D20). <https://doi.org/10.1029/2010JD014287>
- Schober, P., Boer, C., & Schwarte, L. A. (2018). Correlation Coefficients: Appropriate Use and Interpretation. *Anesthesia & Analgesia*, 126(5), 1763-1768. <https://doi.org/10.1213/ane.0000000000002864>
- Schrier-Uijl, A. P., Kroon, P. S., Hensen, A., Leffelaar, P. A., Berendse, F., & Veenendaal, E. M. (2010). Comparison of chamber and eddy covariance-based CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> emission estimates in a heterogeneous grass ecosystem on peat. *Agricultural and Forest Meteorology*, 150(6), 825-831. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2009.11.007>
- 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? *Biogeosciences*, 8(5), 1193-1212. <https://doi.org/10.5194/bg-8-1193-2011>
- Senbayram, M., Chen, R., Budai, A., Bakken, L., & Dittert, K. (2012). N<sub>2</sub>O emission and the N<sub>2</sub>O/(N<sub>2</sub>O+N<sub>2</sub>) product ratio of denitrification as controlled by available carbon substrates and nitrate concentrations. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 147, 4-12. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.06.022>
- Seneviratne, S. I., Corti, T., Davin, E. L., Hirschi, M., Jaeger, E. B., Lehner, I., Orlowsky, B., & Teuling, A. J. (2010). Investigating soil moisture–climate interactions in a changing climate: A review. *Earth-Science Reviews*, 99(3), 125-161. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2010.02.004>
- Seyfried, M., Grant, L., Du, E., & Humes, K. (2005). Dielectric Loss and Calibration of the Hydra Probe Soil Water Sensor. *Vadose Zone Journal*, 4. <https://doi.org/10.2136/vzj2004.0148>

- Shahidi, B. M. R., Dyck, M., & Malhi, S. S. (2014). Carbon dioxide emissions from tillage of two long-term no-till Canadian prairie soils. *Soil and Tillage Research*, 144, 72-82. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.07.008>
- Shakoor, A., Shahbaz, M., Farooq, T. H., Sahar, N. E., Shahzad, S. M., Altaf, M. M., & Ashraf, M. (2021). A global meta-analysis of greenhouse gases emission and crop yield under no-tillage as compared to conventional tillage. *Science of The Total Environment*, 750, 142299. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142299>
- Shan, J., & Yan, X. (2013). Effects of crop residue returning on nitrous oxide emissions in agricultural soils. *Atmospheric Environment*, 71, 170-175. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.02.009>
- Sheng, H. A. O., Yang, Y., Yang, Z., Chen, G., Xie, J., Guo, J., & Zou, S. (2010). The dynamic response of soil respiration to land-use changes in subtropical China. *Global Change Biology*, 16(3), 1107-1121. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01988.x>
- Shi, X., Zhang, X.-P., Yang, X., Drury, C., McLaughlin, N., Liang, A., Fan, R., & Jia, S. (2012). Correction to “Contribution of winter soil respiration to annual soil CO<sub>2</sub> emission in a Mollisol under different tillage practices in northeast China”. *Global Biogeochemical Cycles*, 26. <https://doi.org/10.1029/2011GB004054>
- Shrestha, R. K., Strahm, B. D., & Sucre, E. B. (2015). Greenhouse gas emissions in response to nitrogen fertilization in managed forest ecosystems. *New Forests*, 46(2), 167-193. <https://doi.org/10.1007/s11056-014-9454-4>
- Silva-Olaya, A. M., Cerri, C. E. P., La Scala Jr, N., Dias, C. T. S., & Cerri, C. C. (2013). Carbon dioxide emissions under different soil tillage systems in mechanically harvested sugarcane. *Environmental Research Letters*, 8(1), 015014. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/1/015014>
- Silvola, J., Alm, J., Ahlholm, U., Nykänen, H., & Martikainen, P. J. (1996). The contribution of plant roots to CO<sub>2</sub> fluxes from organic soils. *Biology and Fertility of Soils*, 23(2), 126-131. <https://doi.org/10.1007/BF00336052>
- Singh, G., A.K. Singh, T.S. Marwaha, B.D. Kaushik. (2007). Effect of tillage on soil microbiological parameter in maize-wheat cropping system. *SAARC Journal of Agriculture*, 5(1), 71-78.
- Singh, G., Bhattacharyya, R., Das, T. K., Sharma, A. R., Ghosh, A., Das, S., & Jha, P. (2018). Crop rotation and residue management effects on soil enzyme activities, glomalin and aggregate stability under zero tillage in the Indo-Gangetic Plains. *Soil and Tillage Research*, 184, 291-300. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.08.006>
- Sitaula, B. K., Hansen, S., Sitaula, J. I. B., & Bakken, L. R. (2000). Effects of soil compaction on N<sub>2</sub>O emission in agricultural soil. *Chemosphere - Global Change Science*, 2(3), 367-371. [https://doi.org/10.1016/S1465-9972\(00\)00040-4](https://doi.org/10.1016/S1465-9972(00)00040-4)
- Sleutel, S., Huisz, A., Tóth, T., Németh, T., De Neve, S., & Hofman, G. (2006). Effect of cropland management on the distribution of organic carbon in different soil fractions: 1° Influence of the tillage operations in the Józsefmajor field experiment. Monitoring Space-Time Dynamics of soil chemical properties to improve soil management and environmental quality. Proceedings of a workshop organized in the frame of the bilateral scientific and technological cooperation between Flanders and Hungary. Proceedings of a workshop organized in the frame of the bilateral scientific and technological cooperation between Flanders and Hungary,
- Soussana, J.-F., & Lemaire, G. (2014). Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 190, 9-17. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.012>

- Subke, J.-A., & Bahn, M. (2010). On the ‘temperature sensitivity’ of soil respiration: Can we use the immeasurable to predict the unknown? *Soil Biology and Biochemistry*, 42(9), 1653-1656. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.05.026>
- Sun, R., Li, W., Dong, W., Tian, Y., Hu, C., & Liu, B. (2018). Tillage Changes Vertical Distribution of Soil Bacterial and Fungal Communities [Original Research]. *Frontiers in Microbiology*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.00699>
- Sun, X., Jayakumar, A., Tracey, J. C., Wallace, E., Kelly, C. L., Casciotti, K. L., & Ward, B. B. (2021). Microbial N<sub>2</sub>O consumption in and above marine N<sub>2</sub>O production hotspots. *The ISME Journal*, 15(5), 1434-1444. <https://doi.org/10.1038/s41396-020-00861-2>
- Sutitarnnontr, P., Miller, R., Bialkowski, S., Tuller, M., & Jones, S. (2012). *A Multiplexing System for Monitoring Greenhouse and Regulated Gas Emissions from Manure Sources using a Portable FTIR Gas Analyzer* (Vol. 4). <https://doi.org/10.13031/2013.41858>
- Süle, G., Fóti, S., Körmöczy, L., Petrás, D., Kardos, L., & Balogh, J. (2021). Co-varying effects of vegetation structure and terrain attributes are responsible for soil respiration spatial patterns in a sandy forest–steppe transition zone. *Web Ecology*, 21(2), 95-107. <https://doi.org/10.5194/we-21-95-2021>
- Tan, X., Shao, D., & Gu, W. (2018). Effects of temperature and soil moisture on gross nitrification and denitrification rates of a Chinese lowland paddy field soil. *Paddy and Water Environment*, 16(4), 687-698. <https://doi.org/10.1007/s10333-018-0660-0>
- Tang, J., & Baldocchi, D. D. (2005). Spatial–temporal variation in soil respiration in an oak–grass savanna ecosystem in California and its partitioning into autotrophic and heterotrophic components. *Biogeochemistry*, 73(1), 183-207. <https://doi.org/10.1007/s10533-004-5889-6>
- Tangen, B. A., Finocchiaro, R. G., & Gleason, R. A. (2015). Effects of land use on greenhouse gas fluxes and soil properties of wetland catchments in the Prairie Pothole Region of North America. *Science of The Total Environment*, 533, 391-409. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.148>
- Tans, E. D. a. P. (2022, 08/04/2022). *Trends in Atmospheric Carbon Dioxide*. NOAA/GML. [gml.noaa.gov/ccgg/trends/](https://gml.noaa.gov/ccgg/trends/)
- Tatti, E., Goyer, C., Burton, D. L., Wertz, S., Zebarth, B. J., Chantigny, M., & Filion, M. (2015). Tillage Management and Seasonal Effects on Denitrifier Community Abundance, Gene Expression and Structure over Winter. *Microbial Ecology*, 70(3), 795-808. <https://doi.org/10.1007/s00248-015-0591-x>
- Terrer, C., Phillips, R. P., Hungate, B. A., Rosende, J., Pett-Ridge, J., Craig, M. E., van Groenigen, K. J., Keenan, T. F., Sulman, B. N., Stocker, B. D., Reich, P. B., Pellegrini, A. F. A., Pendall, E., Zhang, H., Evans, R. D., Carrillo, Y., Fisher, J. B., Van Sundert, K., Vicca, S., & Jackson, R. B. (2021). A trade-off between plant and soil carbon storage under elevated CO<sub>2</sub>. *Nature*, 591(7851), 599-603. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03306-8>
- Thomas, S., Fraser, P., Hu, W., Clough, T., van der Klei, G., Wilson, S., Tregurtha, R., & Baird, D. (2019). Tillage, Compaction and Wetting Effects on NO<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and N<sub>2</sub> Losses. *Soil Research*, 57(6), 670-688. <https://doi.org/10.1071/SR18261>
- Tian, H., Chen, G., Lu, C., Xu, X., Ren, W., Zhang, B., Banger, K., Tao, B., Pan, S., Liu, M., Zhang, C., Bruhwiler, L., & Wofsy, S. (2015). Global methane and nitrous oxide emissions from terrestrial ecosystems due to multiple environmental changes. *Ecosystem Health and Sustainability*, 1(1), 1-20. <https://doi.org/10.1890/EHS14-0015.1>

- Tian, H., Lu, C., Ciais, P., Michalak, A. M., Canadell, J. G., Saikawa, E., Huntzinger, D. N., Gurney, K. R., Sitch, S., Zhang, B., Yang, J., Bousquet, P., Bruhwiler, L., Chen, G., Dlugokencky, E., Friedlingstein, P., Melillo, J., Pan, S., Poulter, B., . . . Wofsy, S. C. (2016). The terrestrial biosphere as a net source of greenhouse gases to the atmosphere. *Nature*, *531*(7593), 225-228. <https://doi.org/10.1038/nature16946>
- Tóth, E., Gelybó, G., Dencső, M., Kása, I., Birkás, M., & Horel, Á. (2018). Chapter 19 - Soil CO<sub>2</sub> Emissions in a Long-Term Tillage Treatment Experiment. In M. Á. Muñoz & R. Zornoza (Eds.), *Soil Management and Climate Change* (pp. 293-307). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812128-3.00019-7>
- Trogler, W. C. (1999). Physical properties and mechanisms of formation of nitrous oxide. *Coordination Chemistry Reviews*, *187*(1), 303-327. [https://doi.org/10.1016/S0010-8545\(98\)00254-9](https://doi.org/10.1016/S0010-8545(98)00254-9)
- Uksa, M., Fischer, D., Welzl, G., Kautz, T., Köpke, U., & Schloter, M. (2014). Community structure of prokaryotes and their functional potential in subsoils is more affected by spatial heterogeneity than by temporal variations. *Soil Biology and Biochemistry*, *75*, 197-201. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.04.018>
- Ussiri, D. A. N., & Lal, R. (2009). Long-term tillage effects on soil carbon storage and carbon dioxide emissions in continuous corn cropping system from an alfisol in Ohio. *Soil and Tillage Research*, *104*(1), 39-47. <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.11.008>
- Uzoma, K. C., Smith, W., Grant, B., Desjardins, R. L., Gao, X., Hanis, K., Tenuta, M., Goglio, P., & Li, C. (2015). Assessing the effects of agricultural management on nitrous oxide emissions using flux measurements and the DNDC model. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *206*, 71-83. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.03.014>
- Van Den Heuvel, R. N., Bakker, S. E., Jetten, M. S. M., & Hefting, M. M. (2011). Decreased N<sub>2</sub>O reduction by low soil pH causes high N<sub>2</sub>O emissions in a riparian ecosystem. *Geobiology*, *9*(3), 294-300. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4669.2011.00276.x>
- van Groenigen, J. W., Huygens, D., Boeckx, P., Kuyper, T. W., Lubbers, I. M., Rütting, T., & Groffman, P. M. (2015). The soil N cycle: new insights and key challenges. *SOIL*, *1*(1), 235-256. <https://doi.org/10.5194/soil-1-235-2015>
- van Groenigen, J. W., Kasper, G. J., Velthof, G. L., van den Pol-van Dasselaar, A., & Kuikman, P. J. (2004). Nitrous oxide emissions from silage maize fields under different mineral nitrogen fertilizer and slurry applications. *Plant and Soil*, *263*(1), 101-111. <https://doi.org/10.1023/B:PLSO.0000047729.43185.46>
- van Groenigen, K. J., Qi, X., Osenberg, C. W., Luo, Y., & Hungate, B. A. (2014). Faster Decomposition Under Increased Atmospheric CO<sub>2</sub> Limits Soil Carbon Storage. *Science*, *344*(6183), 508-509. <https://doi.org/10.1126/science.1249534>
- van Kessel, C., Venterea, R., Six, J., Adviento-Borbe, M. A., Liqueur, B., & van Groenigen, K. J. (2013). Climate, duration, and N placement determine N<sub>2</sub>O emissions in reduced tillage systems: a meta-analysis. *Global Change Biology*, *19*(1), 33-44. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02779.x>
- Varvel, G. E., & Wilhelm, W. W. (2011). No-tillage increases soil profile carbon and nitrogen under long-term rainfed cropping systems. *Soil and Tillage Research*, *114*(1), 28-36. <https://doi.org/10.1016/j.still.2011.03.005>
- Velthof, G. L., Kuikman, P. J., & Oenema, O. (2003). Nitrous oxide emission from animal manures applied to soil under controlled conditions. *Biology and Fertility of Soils*, *37*(4), 221-230. <https://doi.org/10.1007/s00374-003-0589-2>



- Volpi, I., Laville, P., Bonari, E., di Nasso, N. N. o., & Bosco, S. (2017). Improving the management of mineral fertilizers for nitrous oxide mitigation: The effect of nitrogen fertilizer type, urease and nitrification inhibitors in two different textured soils. *Geoderma*, 307, 181-188. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.08.018>
- Wang, C., Liu, W., Li, Q., Ma, D., Lu, H., Feng, W., Xie, Y., Zhu, Y., & Guo, T. (2014a). Effects of different irrigation and nitrogen regimes on root growth and its correlation with above-ground plant parts in high-yielding wheat under field conditions. *Field Crops Research*, 165, 138-149. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2014.04.011>
- Wang, R., Wang, Z., Sun, Q., Zhao, M., Du, L., Wu, D., Li, R., Gao, X., & Guo, S. (2016). Effects of crop types and nitrogen fertilization on temperature sensitivity of soil respiration in the semi-arid Loess Plateau. *Soil and Tillage Research*, 163, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.05.005>
- Wang, W., Akhtar, K., Ren, G., Yang, G., Feng, Y., & Yuan, L. (2019a). Impact of straw management on seasonal soil carbon dioxide emissions, soil water content, and temperature in a semi-arid region of China. *Science of The Total Environment*, 652, 471-482. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.207>
- Wang, W., Chen, X., & Pu, Z. (2015). Negative Soil Respiration Fluxes in Unneglectable Arid Regions. *Polish Journal of Environmental Studies*, 24(2), 905-908. <https://doi.org/10.15244/pjoes/23878>
- Wang, W., Yang, M., Shen, P., Zhang, R., Qin, X., Han, J., Li, Y., Wen, X., & Liao, Y. (2019b). Conservation tillage reduces nitrous oxide emissions by regulating functional genes for ammonia oxidation and denitrification in a winter wheat ecosystem. *Soil and Tillage Research*, 194, 104347. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104347>
- Wang, W., Zhang, H., Mo, F., Liao, Y., & Wen, X. (2022). Reducing greenhouse gas emissions and improving net ecosystem economic benefit through long-term conservation tillage in a wheat-maize multiple cropping system in the Loess Plateau, China. *European Journal of Agronomy*, 141, 126619. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2022.126619>
- Wang, X., Jing, Z.-H., He, C., Liu, Q.-Y., Qi, J.-Y., Zhao, X., Xiao, X.-P., & Zhang, H.-L. (2021). Temporal variation of SOC storage and crop yield and its relationship - A fourteen year field trial about tillage practices in a double paddy cropping system, China. *Science of The Total Environment*, 759, 143494. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143494>
- Wang, X., Piao, S., Ciais, P., Janssens, I. A., Reichstein, M., Peng, S., & Wang, T. (2010). Are ecological gradients in seasonal  $Q_{10}$  of soil respiration explained by climate or by vegetation seasonality? *Soil Biology and Biochemistry*, 42(10), 1728-1734. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.06.008>
- Wang, Y., Guo, J., Vogt, R. D., Mulder, J., Wang, J., & Zhang, X. (2018). Soil pH as the chief modifier for regional nitrous oxide emissions: New evidence and implications for global estimates and mitigation. *Global Change Biology*, 24(2), e617-e626. <https://doi.org/10.1111/gcb.13966>
- Wang, Y., Hu, W., Zhang, X., Li, L., Kang, G., Feng, W., Zhu, Y., Wang, C., & Guo, T. (2014b). Effects of cultivation patterns on winter wheat root growth parameters and grain yield. *Field Crops Research*, 156, 208-218. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2013.11.017>
- Wang, Y., Uchida, Y., Shimomura, Y., Akiyama, H., & Hayatsu, M. (2017). Responses of denitrifying bacterial communities to short-term waterlogging of soils. *Scientific Reports*, 7(1), 803. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-00953-8>

- Wei, G., Zhou, Z., Guo, Y., Dong, Y., Dang, H., Wang, Y., & Ma, J. (2014). Long-Term Effects of Tillage on Soil Aggregates and the Distribution of Soil Organic Carbon, Total Nitrogen, and Other Nutrients in Aggregates on the Semi-Arid Loess Plateau, China. *Arid Land Research and Management*, 28(3), 291-310. <https://doi.org/10.1080/15324982.2013.845803>
- Wei, X. R., Hao, M. D., Xue, X. H., Shi, P., Horton, R., Wang, A., & Zang, Y. F. (2010). Nitrous oxide emission from highland winter wheat field after long-term fertilization. *Biogeosciences*, 7(10), 3301-3310. <https://doi.org/10.5194/bg-7-3301-2010>
- Weier, K. L., Doran, J. W., Power, J. F., & Walters, D. T. (1993). Denitrification and the Dinitrogen/Nitrous Oxide Ratio as Affected by Soil Water, Available Carbon, and Nitrate. *Soil Science Society of America journal*, 57(1), 66-72. <https://doi.org/10.2136/sssaj1993.03615995005700010013x>
- Wen, Y., Corre, M. D., Schrell, W., & Veldkamp, E. (2017). Gross N<sub>2</sub>O emission and gross N<sub>2</sub>O uptake in soils under temperate spruce and beech forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 112, 228-236. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.05.011>
- Wertz, S., Goyer, C., Zebarth, B. J., Burton, D. L., Tatti, E., Chantigny, M. H., & Filion, M. (2013). Effects of temperatures near the freezing point on N<sub>2</sub>O emissions, denitrification and on the abundance and structure of nitrifying and denitrifying soil communities. *FEMS Microbiology Ecology*, 83(1), 242-254. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2012.01468.x>
- Wessells, M. L., Bohlen, P., McCartney, D., Subler, S., & Edwards, C. A. (1997). Earthworm effects on soil respiration in corn agroecosystems receiving different nutrient inputs. *Soil Biology and Biochemistry*, 29, 409-412. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(96\)00172-1](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(96)00172-1)
- Westphal, M., Tenuta, M., & Entz, M. H. (2018). Nitrous oxide emissions with organic crop production depends on fall soil moisture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 254, 41-49. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.005>
- Wilson, H. M., & Al-Kaisi, M. M. (2008). Crop rotation and nitrogen fertilization effect on soil CO<sub>2</sub> emissions in central Iowa. *Applied Soil Ecology*, 39(3), 264-270. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2007.12.013>
- Windham-Myers, L., Bergamaschi, B., Anderson, F., Knox, S., Miller, R., & Fujii, R. (2018). Potential for negative emissions of greenhouse gases (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O) through coastal peatland re-establishment: Novel insights from high frequency flux data at meter and kilometer scales. *Environmental Research Letters*, 13(4), 045005. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaae74>
- Wu, L.-F., Li, B.-b., Qin, Y., & Gregorich, E. (2017). Soil CO<sub>2</sub> emission and carbon budget of a wheat/maize annual double-cropped system in response to tillage and residue management in the North China Plain. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 15(3), 253-263. <https://doi.org/10.1080/14735903.2017.1288518>
- Xia, F., Mei, K., Xu, Y., Zhang, C., Dahlgren, R. A., & Zhang, M. (2020). Response of N<sub>2</sub>O emission to manure application in field trials of agricultural soils across the globe. *Science of The Total Environment*, 733, 139390. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139390>
- Xiaoxiao, S., & Li, Q. (2019). Effect of Different Tillage Methods on Soil Emissions of N<sub>2</sub>O and Crop Yield in North China Grain Field. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 310(4), 042020. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/310/4/042020>
- Xie, D., Si, G., Zhang, T., Mulder, J., & Duan, L. (2018). Nitrogen deposition increases N<sub>2</sub>O emission from an N-saturated subtropical forest in southwest China.

- Environmental Pollution*, 243, 1818-1824.  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.09.113>
- Xie, J., Li, Y., Zhai, C., Li, C., & Lan, Z. (2009). CO<sub>2</sub> absorption by alkaline soils and its implication to the global carbon cycle. *Environmental Geology*, 56(5), 953-961.  
<https://doi.org/10.1007/s00254-008-1197-0>
- Xu, M., & Shang, H. (2016). Contribution of soil respiration to the global carbon equation. *Journal of Plant Physiology*, 203, 16-28.  
<https://doi.org/10.1016/j.jplph.2016.08.007>
- Yahdjian, L., & Sala, O. E. (2010). Size of Precipitation Pulses Controls Nitrogen Transformation and Losses in an Arid Patagonian Ecosystem. *Ecosystems*, 13(4), 575-585. <https://doi.org/10.1007/s10021-010-9341-6>
- Yamulki, S., & Jarvis, S. (2002). Short-term effects of tillage and compaction on nitrous oxide, nitric oxide, nitrogen dioxide, methane and carbon dioxide fluxes from grassland. *Biology and Fertility of Soils*, 36(3), 224-231.  
<https://doi.org/10.1007/s00374-002-0530-0>
- Yang, L., & Cai, Z. (2005). The effect of growing soybean (*Glycine max.* L.) on N<sub>2</sub>O emission from soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 37(6), 1205-1209.  
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.08.027>
- Yang, X. M., Drury, C. F., Wander, M. M., & Kay, B. D. (2008). Evaluating the Effect of Tillage on Carbon Sequestration Using the Minimum Detectable Difference Concept. *Pedosphere*, 18(4), 421-430. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(08\)60033-8](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(08)60033-8)
- Yangjin, D., Wu, X., Bai, H., & Gu, J. (2021). A meta-analysis of management practices for simultaneously mitigating N<sub>2</sub>O and NO emissions from agricultural soils. *Soil and Tillage Research*, 213, 105142. <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105142>
- Yao, Z., Zheng, X., Wang, R., Xie, B., Butterbach-Bahl, K., & Zhu, J. (2013). Nitrous oxide and methane fluxes from a rice–wheat crop rotation under wheat residue incorporation and no-tillage practices. *Atmospheric Environment*, 79, 641-649.  
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.07.006>
- Yeboah, Zhang, R., Cai, L., Song, M., Li, L., Xie, J., Luo, Z., Wu, J., & Zhang, J. (2016). Greenhouse gas emissions in a spring wheat–field pea sequence under different tillage practices in semi-arid Northwest China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 106. <https://doi.org/10.1007/s10705-016-9790-1>
- Yonemura, S., Nouchi, I., Nishimura, S., Sakurai, G., Togami, K., & Yagi, K. (2014). Soil respiration, N<sub>2</sub>O, and CH<sub>4</sub> emissions from an Andisol under conventional-tillage and no-tillage cultivation for 4 years. *Biology and Fertility of Soils*, 50(1), 63-74.  
<https://doi.org/10.1007/s00374-013-0831-5>
- Yoo, J., Woo, S.-H., Park, K.-D., & Chung, K.-Y. (2016). Effect of no-tillage and conventional tillage practices on the nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emissions in an upland soil: soil N<sub>2</sub>O emission as affected by the fertilizer applications. *Applied Biological Chemistry*, 59(6), 787-797. <https://doi.org/10.1007/s13765-016-0226-z>
- Yuan, J., Sha, Z.-m., Hassani, D., Zhao, Z., & Cao, L.-k. (2017). Assessing environmental impacts of organic and inorganic fertilizer on daily and seasonal Greenhouse Gases effluxes in rice field. *Atmospheric Environment*, 155, 119-128.  
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.02.007>
- Yuan, J., Yan, L., Li, G., Sadiq, M., Rahim, N., Wu, J., Ma, W., Xu, G., & Du, M. (2022). Effects of conservation tillage strategies on soil physicochemical indicators and N<sub>2</sub>O emission under spring wheat monocropping system conditions. *Scientific Reports*, 12(1), 7066. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-11391-6>

- Yuste, J. C., Janssens, I. A., Carrara, A., Meiresonne, L., & Ceulemans, R. (2003). Interactive effects of temperature and precipitation on soil respiration in a temperate maritime pine forest. *Tree Physiology*, 23(18), 1263-1270. <https://doi.org/10.1093/treephys/23.18.1263>
- Zacháry, D., Filep, T., Jakab, G., Ringer, M., Balázs, R., Németh, T., & Szalai, Z. (2022). The effect of mineral composition on soil organic matter turnover in temperate forest soils. *Journal of Soils and Sediments*. <https://doi.org/10.1007/s11368-022-03393-8>
- Zavarzina, A., Danchenko, N., Demin, V., Artemyeva, Z., & Kogut, B. (2021). Humic Substances: Hypotheses and Reality (a Review). *Eurasian Soil Science*, 54, 1826-1854. <https://doi.org/10.1134/S1064229321120164>
- Zhai, L.-m., Liu, H.-b., Zhang, J.-z., Huang, J., & Wang, B.-r. (2011). Long-Term Application of Organic Manure and Mineral Fertilizer on N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> Emissions in a Red Soil from Cultivated Maize-Wheat Rotation in China. *Agricultural Sciences in China*, 10(11), 1748-1757. [https://doi.org/10.1016/S1671-2927\(11\)60174-0](https://doi.org/10.1016/S1671-2927(11)60174-0)
- Zhang, Xu, M. G., Sun, N., Wang, X. J., Wu, L., Wang, B. R., & Li, D. C. (2013a). How do environmental factors and different fertilizer strategies affect soil CO<sub>2</sub> emission and carbon sequestration in the upland soils of southern China? *Applied Soil Ecology*, 72, 109-118. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.05.014>
- Zhang, H., Qian, Z., & Zhuang, S. (2020). Effects of Soil Temperature, Water Content, Species, and Fertilization on Soil Respiration in Bamboo Forest in Subtropical China. *Forests*, 11(1).
- Zhang, K., Li, M., Yan, Z., Li, M., Kang, E., Yan, L., Zhang, X., Li, Y., Wang, J., Yang, A., Niu, Y., & Kang, X. (2022). Changes in precipitation regime lead to acceleration of the N cycle and dramatic N<sub>2</sub>O emission. *Science of The Total Environment*, 808, 152140. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152140>
- Zhang, Q., Lei, H.-M., & Yang, D.-W. (2013b). Seasonal variations in soil respiration, heterotrophic respiration and autotrophic respiration of a wheat and maize rotation cropland in the North China Plain. *Agricultural and Forest Meteorology*, 180, 34-43. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2013.04.028>
- Zhang, T., Liu, H., Luo, J., Wang, H., Zhai, L., Geng, Y., Zhang, Y., Li, J., Lei, Q., Bashir, M. A., Wu, S., & Lindsey, S. (2018a). Long-term manure application increased greenhouse gas emissions but had no effect on ammonia volatilization in a Northern China upland field. *Science of The Total Environment*, 633, 230-239. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.069>
- Zhang, T., Zhang, Y., Xu, M., Zhu, J., Chen, N., Jiang, Y., Huang, K., Zu, J., Liu, Y., & Yu, G. (2018b). Water availability is more important than temperature in driving the carbon fluxes of an alpine meadow on the Tibetan Plateau. *Agricultural and Forest Meteorology*, 256-257, 22-31. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2018.02.027>
- Zhang, W., Hendrix, P. F., Dame, L. E., Burke, R. A., Wu, J., Neher, D. A., Li, J., Shao, Y., & Fu, S. (2013c). Earthworms facilitate carbon sequestration through unequal amplification of carbon stabilization compared with mineralization. *Nature Communications*, 4(1), 2576. <https://doi.org/10.1038/ncomms3576>
- Zhang, X.-b., Wu, L.-h., Sun, N., Ding, X.-s., Li, J.-w., Wang, B.-r., & Li, D.-c. (2014). Soil CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O Emissions in Maize Growing Season Under Different Fertilizer Regimes in an Upland Red Soil Region of South China. *Journal of Integrative Agriculture*, 13(3), 604-614. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(13\)60718-2](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(13)60718-2)

- Zhang, Y., Sheng, J., Wang, Z., Chen, L., & Zheng, J. (2015). Nitrous oxide and methane emissions from a Chinese wheat–rice cropping system under different tillage practices during the wheat-growing season. *Soil and Tillage Research*, 146, 261-269. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.09.019>
- Zhao, X., Liu, S. L., Pu, C., Zhang, X. Q., Xue, J. F., Zhang, R., Wang, Y. Q., Lal, R., Zhang, H. L., & Chen, F. (2016). Methane and nitrous oxide emissions under no-till farming in China: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 22(4), 1372-1384. <https://doi.org/10.1111/gcb.13185>
- Zhao, Z.-m., & Shi, F.-x. (2017). Contribution of root respiration to spatial-temporal variation of soil respiration in a Haloxylon ammodendrons ecosystem in Gurbantunggut Basin. *Acta Ecologica Sinica*, 37(6), 392-398. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2017.02.006>
- Žurovec, O., Wall, D. P., Brennan, F. P., Krol, D. J., Forrester, P. J., & Richards, K. G. (2021). Increasing soil pH reduces fertiliser derived N<sub>2</sub>O emissions in intensively managed temperate grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 311, 107319. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107319>
- Zsembeli, J., & Kovács, G. (2007). Dynamics of CO<sub>2</sub>-Emission of the Soil in Conventional and Reduced Tillage Systems. *Cereal Research Communications*, 35(2), 1337-1340. <https://doi.org/10.1556/CRC.35.2007.2.293>