

ШИРОКИЙ ВПЛИВ ВИЛУЧЕННЯ КУКУРУДЗИНИ І ПШЕНИЧНОЇ СОЛОМИ ДЛЯ ВИРОБНИЦТВА БІОПАЛИВА НА ПРОДУКТИВНІСТЬ КУЛЬТУР, ЗДОРОВ'Я ГРУНТУ І ВИКИДИ ПАРНИКОВИХ ГАЗІВ – ОГЛЯД

Мартін Батталья,
Вейд Томасон,
Джон Х. Фіке,
Григорій К. Еваніло,
Моріц фон Коссель,
Емре Бабур,
Ясір Ікбал,
Андре А. Діатта

(Переклад з англ. мови на українську.
Перекладач: Оксана Маляренко.

Виконано: 3.02.2021).

Оригінальна стаття: Battaglia, M, Thomason, W, Fike, JH, et al. *The broad impacts of corn stover and wheat straw removal for biofuel production on crop productivity, soil health and greenhouse gas emissions: A review. GCB Bioenergy. 2020; 13: 45–57. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12774>*

1. ВСТУП

Протягом останнього десятиліття економічні й екологічні проблеми викликають підвищений інтерес до використання рослинних залишків як відновлюваного джерела енергії (Barros et al., 2020; Sharma et al., 2020). І хоча багато культур є хорошими кандидатами для отримання біопалива (Battaglia et al., 2019a; Von Cossel et al., 2019; P. Kumar et al., 2019; S. Kumar et al., 2019), залишки кукурудзи й пшениці отримали найбільшу увагу через їх низьку вартість та широку доступність (U. S. Department of Energy, 2011; Battaglia et al., 2017, 2018a). Очікується, що кукурудзиння відіграватиме центральну роль у зменшенні залежності від викопного палива (Sindelar, 2012). У США кукурудзиння може забезпечити від 90 до 196 млн. т біомаси на рік (Walsh et al., 2000; Gallagher et al., 2003; Graham et al., 2007), а солома пшениці та ячменю — близько 71 млн. т біомаси на рік (Tarkalson et al., 2009). У 2011 році дані були оновлені (U. S. Department of Energy, 2011): від 117 до 127 млн. т біомаси кукурудзиння очікується у 2030 році. Ціна на кукурудзиння коливається від 55 до 65 доларів США за 1 т сухої речовини. За тих самих цін, але за сценарію високої врожайності, який передбачає щорічне зростання врожайності кукурудзи на 1%, обсяги постачання кукурудзиння ста-

новитимуть від 207 до 246 млн. т на рік на період 2022–2030 рр.

Біопаливо з целюлозної сировини може сприяти зменшенню стурбованості щодо використання зернових культур для виробництва біопалива (Teppenbaum, 2008; Thompson, 2012). Використання поживних залишків може як збільшити, так і урізноманітнити доходи фермерських господарств, а залежно від кінцевої продукції — може ще й зменшити споживання викопного палива й викиди парникових газів (ПГ) (Wilhelm et al., 2004). Оскільки господарства, які вирощують зернові культури, певною мірою «субсидують» кукурудзиння й солому, витрати на виробництво рослинних залишків обмежені. Щобільше, збирання залишків та зерна разом зменшує потребу в перепрофільованні земельних угідь, пов'язане з необхідністю спеціального вирощування енергетичних культур.

І хоча збирання залишків може мати переваги, наприклад, зменшення тиску шкідників та хвороб (Wilhelm et al., 2004), виникає стурбованість щодо можливого негативно впливу, оскільки ці залишки є джерелами вуглецю для ґрунту, який є важливим природним ресурсом (Su et al., 2020). Рослинні залишки сприяють формуванню сільськогосподарської продуктивності шляхом зменшення ерозії ґрунту та покращення його фізичних властивостей (Wilhelm et al., 2007; Raffa et al., 2014) через їх позитивний вплив на органічний вуглець ґрунту (SOC), доступність поживних речовин, насипну щільність, вологоутримуючу здатність, інфільтрацію води (Barber, 1979; Franzluebbers, 2002; Blanco-Canqui and Lal, 2009; Kenney, 2011; Zhang et al., 2020). Однак все ще існує багато компромісів та невпевненості щодо залежності від агрономічних факторів (наприклад, управління поживними залишками, інтенсивність обробітку ґрунту, норми внесення добрив) і абіотичних (наприклад, характеристики ґрунту, кліматичні умови). Отже, метою цього огляду є узагальнення сучасних уявлень про вплив вилучення кукурудзиння й пшеничної соломи для виробництва біопалива на стійкість сільськогосподарської системи з прицілом на оцінювання (I) агротехнічних показників, (II) якісних характеристик ґрунту й (III) викидів парникових газів.

2. ВПЛИВ УПРАВЛІННЯ РОСЛИННИМИ ЗАЛИШКАМИ НА АГРОНОМІЧНІ ПОКАЗНИКИ

Стратегії управління рослинними залишками можуть мати значний довгостроковий вплив на агрономічні показники в будь-якому напрямку (Таблиця). Одне з перших польових досліджень, спрямованих на з'ясування впливу управління залишками рослин на агрономічні показники, було проведене Morachan et al. (1972) в Айові. В цьому дослідженні п'ять варіантів повернення кукурудзиння (0, 2, 4, 8 та 16 т/га на рік) досліджували протягом 13 років у монопописах кукурудзи на мулистоглинистому суглинчастому ґрунті. Протягом перших 9 років різниці врожайності зерна між варіантами не було виявлено. Однак у подальші роки спостерігалося зменшення врожайності зерна в більшості варіантів разом із зростанням частки повернення кукурудзиння в ґрунт.

Morachan et al. (1972) запропонували два варіанти пояснення цього явища: по-перше, висока частка повернення кукурудзиння могла стати причиною зниження рН ґрунту, що могло спричинити дефіцит Ca у рослин, зумовлений вивільненням Al; по-друге, збільшення балансу K/Ca та K/Ca + Mg у листі при поверненні залишків могло спричинити серйозний дисбаланс катіонів у рослинах і, отже, поганий ріст рослин і згодом низьку врожайність зерна. Через чотири роки після припинення експерименту спостерігали максимальну врожайність зерна у варіантах із поверненням 8 і 16 т/га кукурудзиння (Morachan et al., 1972), що могло бути результатом високого вмісту поживних речовин у залишках; при цьому ділянки після завершення експерименту не удобрювалися (Larson et al., 1972).

У 3-річному дослідженні на глинисто-суглинчастих ґрунтах у штаті Небраска з варіантами повернення кукурудзиння 0, 50, 100 та 150%, Doran et al. (1984) спостерігали зниження врожайності на 21% при нульовій частці повернення, порівняно з максимальною врожайністю, досягнутою при поверненні 100 і 150% залишків. Варіації врожайності зерна на третій рік частково пояснювалися зменшенням доступної вологи на 52% та 59% у червні та липні на ділянках без повернення кукурудзиння. В цей

час посіви кукурудзи були на стадіях викидання волоті й появи стовпців пестиків (Abendroth et al., 2011), критичними для врожайності зерна стадіях, коли наявність абіотичних або біотичних обмежень або і те й інше разом може суттєво знизити врожайність (Claassen and Shaw, 1970; Hall et al., 1981; NeSmith and Ritchie, 1992; Battaglia et al., 2018b, 2019b, c).

Wilhelm et al. (1986) продовжив роботу, розпочату Doran et al. (1984) у наступні 4 роки, (1980–1983), замінивши сівозміну кукурудза — сорго (*Sorghum bicolor* L. Moench) — соя (*Glycine max* L. Merr.) вирощуванням кукурудзи в монокультурі. Врожайність зерна протягом першого й четвертого року не залежала від варіанту, ймовірно, через вплив температури повітря, яка була вище середньої, та опадів нижче середнього за період вегетації. Однак для кожної тонни на гектар залишків, повернених у діапазоні від 0 до 8 т/га, урожайність зерна зростала на 0,32 т/га на другий рік та 0,26 т/га на третій (Wilhelm et al., 1986).

Karlen et al. (1984) протягом 3 років досліджували вплив трьох варіантів вилучення кукурудзиння (тобто 0, 66 і 90%) за ґрунтоощадного обробітку ґрунту на супіщаних ґрунтах Південної Кароліни. На ділянках без зрошення вилучення до 90% кукурудзиння не знижувало врожайність зерна в перший рік, зменшувало на другий та збільшувало на третій рік, порівняно з 0% вилучення залишків. На ділянках із зрошенням у перший рік вилучення 66% або 90% залишків забезпечило більшу врожайність, ніж вилучення 0%, але не мало впливу протягом наступних двох років. Karlen et al. (1984) припустили, що тонший шар покриву ґрунту при високих відсотках вилучення залишків міг бути причиною збільшення дефіциту води в другий (посушливий) рік, що, в свою чергу, може пояснити зменшення врожайності зерна з вилученням 90% залишків. Коли волога не була обмеженою, вилучення поживних залишків не впливало на врожайність зерна в умовах без зрошення.

Про подібні результати повідомляють і Linden et al. (2000), які проводили дослідження з вирощуванням кукурудзи на муловому суглинку в штаті Міннесота. У варіантах, коли вилучали всі поживні рештки, порівняно зі 100% поверненням, урожайність зерна кукурудзи зменшувалася на 18% у сухі роки 12-річного періоду. Врожайність зерна кукурудзи не змінювалася залежно від управління залишками у всіх 24 варіантах обробітку ґрунту, коли вода не була обмежуючим фактором. Подібні результати були отримані в різних варіантах управління пшеничною соломою в умовах зрошення. В експерименті на дрібно-піщаному суглинку ґрунту на Техаських горбистих рівнинах, Bordovsky et al. (1998) спостерігали 6% збільшення врожайності зерна пшениці на зрошуваних після повного вилучення соломи порівняно з нульовим вилученням протягом 8 років. Можливо, це було результатом рівномірніших посівів за меншої кількості залишків на поверхні ґрунту. Незалежно від стану вологозабезпечення протягом вегета-

ції, повне вилучення залишків у посушливих умовах не впливало на врожайність пшениці в усі роки дослідження, порівняно з нульовим вилученням (Bordovsky et al., 1998).

Blanco-Canqui et al. (2006) досліджували вплив шести варіантів вилучення кукурудзиння на врожайність кукурудзи у двох місцях з муловими суглинками й одному з глинисто-суглинним ґрунтом протягом 2 років у штаті Огайо. Незалежно від текстури ґрунту, протягом першого року не було різниці у врожайності між варіантами. На другий рік урожайність зерна в варіантах не відрізнялася для мулисто-суглинних та глинисто-суглинних ґрунтів із нахилом менше 2%. Урожайність зерна на мулистому суглинку з ~ 10% ухилом і no-till була на 21% нижчою за 0 і 25% повернення залишків, порівняно з варіантами 50, 75, 100 і 200% повернення. Вчені пояснили ці ефекти нижчим вмістом вологи в ґрунті та підвищеною температурою ґрунту на виражених схилах, коли на поверхні ґрунту було мало або взагалі не було кукурудзиння. Це свідчить про те, що до 50% залишків може бути потенційно вилучено без впливу на врожайність зерна в короткостроковій перспективі (≤ 2 роки), хоча це також залежатиме від типу ґрунту, рельєфу та попереднього управління залишками. Подібні результати повідомляють і Power et al. (1986), які виявили, що температура ґрунту нижча до 7 °C при повному поверненні кукурудзиння порівняно з повним вилученням через зменшення затримання сонячного випромінювання голим ґрунтом.

Видалення залишків із поля може призвести до швидшої появи сходів кукурудзи (Wilhelm et al., 1986; Swan et al., 1987; Vetsch and Randall, 2002), особливо в регіонах із коротким і прохолодним весняним сезоном. Dam et al. (2005) спостерігали повільнішу на 14–63%, появу сходів ярої кукурудзи в центральній Канаді на ділянках з no-till + повне повернення залишків, порівняно з варіантом no-till + повне вилучення залишків та із традиційним обробітком ґрунту з/або без вилучення залишків, через покрив ґрунту й нижчу температуру ґрунту (Dam et al., 2005). Про подібні висновки повідомляли Swan et al. (1987), які проводили дослідження у Вісконсіні та Міннесоті з різними системами обробітку ґрунту та вилученням поживних залишків: на двох ділянках кількість градусо-днів росту від посадки до стадії V6 лінійно зменшувалась із збільшенням ґрунтового покриву. На кожну одиницю збільшення відсотка повернення залишків кількість градусо-днів росту зменшилась на 0,82 одиниці на цих двох ділянках, а на третій зменшилась на 0,53 одиниці. Збільшення відсотка повернення залишків збільшувало кількість градусо-днів росту, необхідних для досягнення як 80% схожості, так і стадії V6. Збільшення відсотка повернення залишків на одиницю, відповідно, збільшувало кількість градусо-днів росту, необхідних для завершення стадії сівба-сходи та сівба-V6, відповідно, на 0,18–0,51 та 0,51–0,81 одиниць (Swan et al., 1987). Подібним чином Schneider і Gupta (1985) виявили, що сходи

кукурудзи з'являються швидше у варіантах з найменшим покривом ґрунту залишками. В іншому 7-річному експерименті Swan et al. (1994) встановили, що 200% повернення кукурудзиння зменшило густоту рослин на час збору врожаю на 5% та збільшило вологість зерна на 4% на двох ділянках із муловим суглинним ґрунтом у штаті Вісконсин, порівняно з поверненням 100%.

Power та ін. (1998) виявили, що повернення 150% від загальної кількості залишків справило найбільший вплив на врожайність протягом 10-річного періоду, збільшуючи врожайність зерна на 16% порівняно з повним вилученням. Однак, у довгостроковому періоді відмінності у варіантах від 0 до 100% повернення не були суттєвими. Щобільше, на ці результати не впливали ні час та інші агрозаходи, такі як обробіток ґрунту, азотне удобрення або покривні культури. Швидше за все, вони відображають довгострокові зміни властивостей ґрунту, мікробної активності та швидкості мінералізації N ґрунту. І навпаки, Dam et al. (2005) не виявили довготривалого впливу залишків ані на врожайність зерна кукурудзи, ані на врожайність сухих речовин у експерименті з факторіальним розташуванням рослинних залишків (2 рівні: без залишків та з ними) та обробітку ґрунту (3 рівні: без обробітку, зменшений обробіток та ґрунтоощадний обробіток ґрунту) в Канаді. У цьому експерименті значну взаємодію залишків ґрунту й врожайності зерна та сухих речовин кукурудзи було виявлено лише у 2 з 12 років. Коли виникали відмінності, варіанти без залишків опинялися серед варіантів з максимальною врожайністю

3. ВПЛИВ УПРАВЛІННЯ ЗАЛИШКАМИ РОСЛИН НА ЯКІСНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ ҐРУНТУ

Серед екологічних аспектів, для систем виробництва біомаси одним із найважливіших є вплив на такі параметри якості ґрунту, як вміст органічних речовин в ґрунті (soil organic matter, SOM) та вміст органічного вуглецю (soil organic carbon, SOC), баланс поживних речовин, pH ґрунту, агрегатна стійкість та вологоутримуюча здатність ґрунту (Li et al., 2019; Chen et al., 2020; Guan et al., 2020; Kan et al., 2020; Su et al., 2020; Susser et al., 2020).

3.1. Вплив управління залишками рослин на SOM, SOC і POM

SOM і SOC є найбільш широко вивченими показниками для визначення наслідків вилучення поживних залишків культур (Zhang et al., 2020), і на них сильно впливає управління залишками рослин (Huggins et al., 1998; Benjamin et al., 2008; Kendall et al., 2015; Zhang et al., 2020). Barber (1979) вивчав ефект повернення 0, 100 і 200% кукурудзиння і варіант із паром протягом 6 років, а потім ще 5 років 100% повернення кукурудзиння в моновиращуванні кукурудзи, тобто сумарно протягом 11 років, на муловому суглинку ґрунті в Індіані. У шарі ґрун-

ту 0–15 см SOM був найбільшим (~ 3,4%) у варіанті із поверненням залишків 200% через 6 і 11 років. Повернення кукурудзиння 0% і 100% зменшило SOM у шарі ґрунту 0–15 см на 18% та 11%, порівняно з поверненням 200%. Різниця між 0% до 100% повернення стала очевидною лише наприкінці 11-го року, коли 0% повернення зменшило SOM на 10%. Ці результати, ймовірно, відображають роль кореневої системи рослин у підтримку SOC у попередні роки.

Реакція на вилучення залишків часто залежить від шару ґрунту та системи обробки ґрунту. Вилучення всього кукурудзиння зменшувало SOC на 21–34% у ґрунтового профілі (вимірюється з кроком 20 см до глибини 60 см) у мулистому глинистому суглинку за тривалої практики no-till. Вилучення залишків не зменшувало SOC в шарах ґрунту за традиційного обробітку ґрунту, але значення SOC за повного вилучення кукурудзиння й традиційного обробітку ґрунту були на 15–35% нижчими, ніж у подібних варіантах із no-till. Найвищий показник SOC у всіх варіантах спостерігався за повного повернення залишків і no-till (Dendooven et al., 2012).

Незалежно від системи обробітку ґрунту, вміст SOC зменшувався у поверхневих шарах ґрунту при повному вилученні залишків (14% і 4% у шарах 0–5 см і 5–15 см, відповідно), але не відрізнявся у глибших шарах (15–30 см і 30–60 см) на глинисто-суглинистих ґрунтах у Міннесоті (Sindelar, 2012). У мулово-суглинистому ґрунті з 10% ухилом в штаті Огайо, SOC зменшився на 27% у шарі 10–20 см при вилученні залишків $\geq 75\%$. На мулисто-суглинистих та глинисто-суглинистих ґрунтах із помірним (<2%) ухилом, різні частки вилучення залишків не впливали на SOC на глибині від 10 до 20 см. На всіх трьох ґрунтах вилучення залишків $\geq 75\%$ зменшило SOC на 20–30% у верхньому 10-см шарі ґрунту (Blanco-Canqui and Lal, 2009).

Blanco-Canqui et al. (2006a) вивчали тривалу практику no-till на мулово-суглинистих та глинисто-суглинистих ґрунтах у штаті Огайо. Вони помітили, що показники вилучення залишків до 1,25 т на гектар знижували SOC і погіршували структуру ґрунту всього лише через рік у ґрунті з крупною текстурою, але практично не впливали на ґрунт із тонкою текстурою. У 12-річному експерименті з монокультуванням кукурудзи в Канаді, Liang et al. (1998) виявили, що затримання C в залишках було на 81–175% вище, а його колообіг повільніший у глині, ніж у ґрунтах грубої текстури. Хоча це може частково пояснити відсутність короткочасних змін рівня SOC у глинисто-суглинистих ґрунтах, виявлених Blanco-Canqui et al. (2006a) і Johnson et al. (2013), проте суперечить змінам, про які повідомляє Sindelar (2012) щодо подібних ґрунтів. За даними Blanco-Canqui et al. (2006a), ґрунти, в яких короткочасні зміни рівня SOC менш ймовірні, могли досягти рівноважного стану, який захищає їх від змін при поверненні або вилученні кукурудзиння (Blanco-Canqui et al., 2006a). Базові рівні SOC у шарі ґрунту 0–5 см були набагато меншими (тобто 2,5 г/кг ґрунту) в експе-

рименті, проведеному Sindelar (2012), порівняно зі значеннями, отриманими двома іншими авторами (20–30 г/кг).

Фракція розсіяної органічної речовини (particulate organic matter, POM), що складається з дрібних рослинних та мікробних решток на ранніх стадіях гуміфікації (Bernard et al., 1996; Carter, 2002), дуже чутлива до змін вмісту C (Gregorich та Janzen, 1996) та управління залишками (Cambardella and Elliot, 1992; Sequeira and Alley, 2011). Фракція POM має приблизний час колообігу від одного до восьми років (Carter, 2000) і може становити до 45% активного SOM (Carter et al., 1998).

Johnson et al. (2013) досліджували реакцію POM і SOC на частку повернення кукурудзиння (повне повернення ~ 7,8 т/га, середнє ~ 3,8 т/га, низьке ~ 1,5 т/га) та спосіб обробітку ґрунту: чизельний плуг, 10 років, no-till, 1-й рік, у двох шарах (0–5 см і 5–10 см) на глинисто-суглинистому ґрунті в Міннесоті. У більшості варіантів POM не відрізнявся за варіантами частки повернення залишків, незалежно від системи обробітку ґрунту, і зменшився тільки при тривалому no-till у шарі 0–5 см із низькою часткою повернення залишків у одному варіанті з 18. Johnson et al. (2013) дійшли висновку, що виявлення зміни рівнів SOC і POM, як реакції на управління залишками, може настати через більше ніж 3 роки на глинисто-суглинистих ґрунтах і що рівень POM за довготривалої практики no-till може бути знижений за три або менше циклів повернення кукурудзиння, якщо повертається невелика його частка. На противагу цьому Sindelar (2012) досліджував короткочасні зміни SOM і POM, як реакцію на вилучення залишків на глинисто-суглинистому ґрунті в Міннесоті. Тут POM був більш чутливим, ніж SOC, до управління залишками, і зміни спостерігались на глибині 30 см. Sindelar (2012) дійшов висновку, що вилучення кукурудзиння при безперервному вирощуванні кукурудзи може негативно вплинути на SOM і POM у межах 3 років у ґрунтах із дрібною текстурою. Інші вчені також повідомляли про зниження рівня SOM і SOC при вилученні залишків кукурудзи (Dolan et al., 2006; Moebius-Clune et al., 2008; Kim et al. 2009; Kenney, 2011; Baker et al., 2014). З іншого боку, повернення рослинних залишків призвело від позитивного (Clapp et al., 2000) до незначного ефекту або взагалі не мало впливу (Johnson and Chamber, 1996; Nicholson et al., 1997). Можливо, менший внесок вуглецю поверхневих (порівняно з кореневими) залишків у вміст POM та SOC робить менш очевидною появу змін за різної частки повернення залишків. У штучному експерименті з no-till Gale і Cambardella (1998) продемонстрували, що 66% 14C у поверхневих залишках було продуктом дихання — вуглекислим газом (CO₂) — після 360-денного розкладання, тоді як 11% залишалось на поверхні й 16% у ґрунті. На противагу цьому, 56% утвореного з коренів 14C у ґрунті виділялися у вигляді CO₂, а 42% залишалось у ґрунті. Великі (500–2000 мкм) і малі (53–500 мкм) фракції POM містили від 11 до 16% похід-

ного від коренів 14C, а менше 3% 14C походило від залишків на поверхні. Ці тенденції узгоджуються з висновками Larson et al. (1972) і Barber (1979), які повідомляли про те, що з коренів походить більша частка C, який формує SOM (23% і 18%), ніж із залишків на поверхні (18% і 8–11%).

Негативні наслідки вилучення пшеничної соломи на SOC та SOM були менш очевидними. У 14-річному дослідженні на мулисто-глинистих суглинках із борозневим зрошенням у Техасі, Undersander і Reiger (1985) не виявили відмінностей у SOM у шарах ґрунту 0–15 см і 15–30 см при порівнянні варіантів з 0% і 100% вилученням пшеничної соломи. Незалежно від управління соломою, Bordovsky et al. (1999) повідомили про зростання SOC на глибині від 0 до 7,5 см впродовж 11-річного дослідження на дрібно-піщаному суглинистому ґрунті зі зрошенням в Техасі. Однак це зростання відбувалося інтенсивніше, коли солому не вилучали. В Ірані, Bahrani et al. (2002) не спостерігали зменшення SOC у верхньому 30-см шарі ґрунту після вилучення всієї соломи.

Хоча у Вірджинії її не проводилося польових досліджень із вивчення впливу видалення залишків на параметри якості ґрунту, деякі автори вивчали вплив інших агрозходів. У експерименті, проведеному у прибережній рівнинній частині штату Вірджинія на супіщаних ґрунтах з no-till, Spargo et al. (2012) встановили, що загальний вміст SOC і N лінійно збільшувався з плином часу за no-till у шарах 0–2,5 і 2,5–7,5 см. У шарі 7,5–15 см змін у вмісті C та N не було виявлено. Подібним чином, лінійне збільшення фракцій POM-C та POM-N з плином часу за no-till повідомлялося для шару 0–2,5 см, але не для 2,5–7,5 см і 7,5–15 см. Sequeira і Alley (2011), працюючи в провінції Вірджинія, вивчали короткочасні наслідки типу сівозміни, способів обробітку ґрунту й управління проміжними культурами на вміст POM-N та N у верхньому 15-см шарі ґрунту. Органічний азот ґрунту, як у сипкому ґрунті, так і у фракції POM, не зазнав впливу будь-якої комбінації факторів, тоді як на SOC впливало лише управління проміжними культурами. Загалом, в обох басейнах SOC і POM було значно більше C тоді, коли проміжна культура (жито) залишалася на полі, порівняно з хімічним знищенням.

3.2. Управління поживними залишками впливає на баланс поживних речовин, рН і

потужність катіонообміну

За умов стурбованості щодо короткочасного збільшення рівня винесення поживних речовин із поживними залишками слід враховувати баланс між поверненням вуглецю в ґрунт і винесенням поживних речовин та витратами на їх компенсацію (Battaglia et al., 2018a). Зокрема це стосується N і P, які є обмежуваними факторами для формування врожайності (Ketterings and Czymmek, 2007; Adeyemi et al., 2020; Adnan et al., 2020; Diatta et al., 2020).

Blanco-Canqui і Lal (2009) виявили, що

лише повне вилучення кукурудзиння зменшило вміст N у ґрунті, але на цю реакцію значною мірою вплинула текстура ґрунту. При повному видаленні залишків вміст загального N зменшився в мулових суглинках, але не в глинисто-суглинному ґрунті, і ці тенденції були більш помітними скоріше в шарі 0–10 см, аніж у 10–20 см. Подібним чином Karlen et al. (1994) виявили найнижчий вміст NO₃ у шарах 0–2,5 см і 2,5–7,5 см у мулово-суглинному ґрунті у штаті Вісконсин за 0% повернення залишків кукурудзи порівняно з 100% і 200%. Однак збільшення кількості повернених залишків може збільшити іммобілізацію N, що може вилитися в необхідність додаткового внесення N (Power and Doran, 1988; Fontaine et al., 2020).

Вміст доступного P, здається, зазнає набагато меншого впливу управління поживними залишками рослин, незалежно від текстури ґрунту. Blanco-Canqui і Lal (2009) повідомляли про значне зменшення (40%) P у 10-см шарі мулистого суглинку лише за 100% вилучення кукурудзиння (Blanco-Canqui and Lal, 2009). На вміст доступного P у шарах ґрунту не впливав спосіб управління залишками на супіщаних ґрунтах у Південній Кароліні (Karlen et al., 1984) та мулових суглинних ґрунтах у Вісконсині (Karlen et al., 1994). З іншого боку, ґрунтовий K реагував на управління залишками із більшою мінливістю, ніж доступний P, незалежно від текстури ґрунту. На глибині від 0 до 10 см, видалення 75 і 100% кукурудзиння зменшило вміст екстрагованого K у мулових суглинках із ухилом 2% або 10% та глинистих суглинках із ухилом <1% (Blanco-Canqui and Lal, 2009). Подібним чином Moraghan et al. (1972) спостерігали зниження вмісту екстрагованого K на 16% та 53% при повному вилученні кукурудзиння, порівняно з варіантами повернення, відповідно, 4 і 16 тон на гектар протягом 11 років на мулисто-глинистому суглинку. Karlen et al. (1984) встановили, що вилучення 66% та 90% залишків кукурудзи протягом 2 років зменшує вміст екстрагованого K ґрунту на глибині від 5 до 20 см у піщаному суглинному ґрунті в Південній Кароліні, але не впливає на вміст K в шарі 0–5 см, а також 20–40 см і 40–90 см. У цьому дослідженні вміст екстрагованих Ca, Mg і Mn ґрунту, у більшості варіантів, не реагував на управління залишками (Karlen et al., 1984). В іншому дослідженні вміст Ca, Mg а також катіонний обмін у шарі 0–10 см ґрунтів з 10% ухилом зменшилися лише при 100% видаленні кукурудзиння (Blanco-Canqui and Lal, 2009). рН ґрунту збільшився лише в двох варіантах із повним вилученням кукурудзиння. У більшості варіантів, на рН ґрунту не впливала частка вилученням кукурудзиння, так само як і в дослідженні Karlen et al. (1984).

Подібним чином Moraghan et al. (1972) повідомляли про суттєво нижчий рівень рН (4,8) за повернення 16 тон залишків на гектар проти рН 5,3 за нульового повернення. Таким чином, такі параметри, як вміст Ca, Mg, доступного P, NO₃-, потужність катіонного обміну, ймовірно, менше залежать від управління залишками, порівняно з екстрагованим K і загальним N. Найбільші відмін-

ності, як правило, відбуваються при близькому до 100% вилученні залишків у шарі ґрунту 0–10 см. Однак ці реакції можуть сильно залежати від ухилу ділянки, текстури й шару ґрунту.

3.3. Вплив управління рослинними залишками на ерозію ґрунту та характеристики стічних вод

Захист від потенційної ерозії ґрунту поруч із впливом на якість ґрунту та води є однією з основних проблем, пов'язаних із збиранням поживних залишків рослин для альтернативного застосування (McAloon et al., 2000; Mann et al., 2002; Andrews, 2006). Проте, в небагатьох експериментах ці параметри вивчали разом за різними схемами управління залишками. Lindstrom (1986) провів експерименти на суглинному ґрунті в Міннесоті та мулисто-глинисто-суглинному ґрунті в Південній Дакоті, щоб визначити взаємозв'язок між стоком води та втратою ґрунту в результаті зміни кількості залишків кукурудзи, що залишаються на поверхні поля. Lindstrom (1986) виявив зменшення стоку води та ерозії ґрунту із збільшенням кількості залишків, залишених на поверхні ґрунту, приблизно до 70% рівня повернення. Повернення залишків понад 70% не призводило до подальшого зменшення стоку або вимивання ґрунту. Щобільше, значення енергії опадів, необхідної для запуску процесу стоку, було вищим, коли залишки залишалися на поверхні (Lindstrom et al., 1984). Управління залишками також може вплинути на кількість P у стічній воді, і спроби зменшення цього ризику тривають вже протягом останніх 20 років (Czymmek et al., 2020). Grande et al. (2005) встановили, що вміст загального P і екстрагованого активного P у стічних водах були обернено залежними від кількості поживних решток, що залишилися на поверхні. Однак, кількість поживних решток може збільшити довгострокову мікробну активність ґрунту і, таким чином, збільшити вміст доступного для рослин P (Susser et al., 2020), що є ще одним свідченням того, що управління поживними залишками слід розглядати зважено.

3.4. Вплив управління залишками рослин на вміст доступної води, агрегатну стійкість та насипну щільність ґрунту

У 4-річному дослідженні на мулисто-глинистому суглинному ґрунті в штаті Небраска з безперервним вирощуванням кукурудзи при поверненнях 0, 50, 100 і 150% поживних залишків, Wilhelm et al. (1986) встановили, що 100% повернення збільшує вміст доступної ґрунтової вологи (тобто, кількість води з характеристиками між -0,03 і -1,50 МПа на глибині 0–1,8 м) на час сівби, на 25% і 13% порівняно з 0% і 50% поверненням. Щобільше, для кожної поверненої тони поживних залишків на гектар було розраховано збільшення доступної води в ґрунті на 6 мм на час сівби. Підвищення рівня повернення кукурудзиння знижує температуру ґрунту на глибині 5 см, що

позитивно впливає на утримання води, подібно до того як повідомляли Power et al. (1986) з Небраски і Blanco-Canqui et al. (2006b) з Огайо. При додаванні до моделі для розрахунку врожайності зерна й поживних залишків кукурудзи фактор температури ґрунту та фактор доступної вологи становили, відповідно, 80% і 90% від загальної варіації врожайності. Повернення кукурудзиння також може мати позитивний вплив на вміст доступної вологи в ґрунті при пізньому вирощуванні культури. В 3-річному дослідженні в Небрасці, Doran et al. (1984) встановили збільшення вмісту доступної вологи в ґрунті більше ніж на 100% протягом критичного періоду для розвитку кукурудзи, коли було повернено 100% залишків, порівняно з 0% повернення.

Взаємозв'язок між утворенням, стабілізацією, колообігом SOM та біологічною активністю й сукупною динамікою вивчався ще з початку 1900-х років (Six et al., 2004). Агрегатна стійкість ґрунту є результатом сил притягання, що підтримують частинки ґрунту разом проти руйнівної дії води, вітру та управління вирощуванням (Amezketta, 1999; Six et al., 2004). Вилучення кукурудзиння на рівні $\geq 50\%$ знижувало агрегатну стійкість води в деяких дослідженнях (Bordovsky et al., 1999; Blanco-Canqui and Lal, 2009), але не мало впливу в інших (Karlen et al., 1994; Hammerbeck et al., 2012). У довгостроковому дослідженні, проведеному Bordovsky et al. (1999) у Техасі, показники мікроагрегації були на 15% і на 19% вищими при поверненні залишків, як у не зрощуваних (27,1 проти 23,5 г/кг), так і в зрощуваних умовах (32,3 проти 27,1 г/кг). Karlen et al. (1994) не виявили різниці у відсотковому співвідношенні стійких до води агрегатів у варіантах від 0% до 100% повернення кукурудзиння протягом 10-річного експерименту у Вісконсині. І навпаки, у варіантах, які передбачали 200% повернення залишків, збільшилась кількість водостійких ґрунтових агрегатів на 38% порівняно з повернення залишків 0 та 100%. В експерименті в кукурудзяно-соевій сівозміні на мулисто-глинистих суглинках у Південній Дакоті, Hammerbeck et al. (2012) встановили збільшення на агрегатній стійкості води 40% для розмірів агрегатів від 0,84 до 2,0 мм при нульовому вилученні залишків порівняно з поверненням > 4,0 т/га. Однак управління залишками в цьому дослідженні не впливало на агрегатну стійкість води для інших розмірів агрегатів.

Докази про вплив управління кукурудзяними залишками на насипну щільність ґрунту суперечливі. В експерименті на муловому суглинному ґрунті в штаті Міннесота, Clapp et al. (2000) виявили її зниження наприкінці 13-го року експерименту в шарі 0–5 см при 100% поверненні залишків за системи no-till, на противагу системам полицевого та чизельного обробітку. Однак 100% повернення збільшило насипну щільність ґрунту на глибині від 20 до 40 см для всіх системи обробітку ґрунту. Подібні результати були отримані в кінці 22-го року експерименту, коли насипна щільність ґрунту зменшилася на 6% у шарах 0–5 см і 5–10 см, але збільшилася на 5% у шарі 30–45 см

при поверненні 100% кукурудзиння (Dolan et al., 2006). Ці результати узгоджуються з висновками Sindelar (2012), де 100% повернення кукурудзиння зменшило насипну щільність ґрунту на 0,26 та 0,14 г/см³ у шарах 0–5 см і 5–15 см. І навпаки, 0% і 100% повернення залишків не змінило насипну щільність ґрунту у шарі 0–20 см у Квебеку (Dam et al., 2005) та у шарі 0–50 см ґрунту в Айові (Karlen et al., 1994).

4. ВПЛИВ УПРАВЛІННЯ ЗАЛИШКАМИ РОСЛИН НА ВИКИДИ ПАРНИКОВИХ ГАЗІВ

Однією з головних цілей систем виробництва біоенергії є пом'якшення прогнозованих змін клімату в глобальному масштабі (Baker et al., 2014). Однак вилучення поживних залишків може мати згубні наслідки через вплив на ґрунтові процеси, що може збільшити утворення парникових газів, особливо оксиду азоту (N₂O) (Carter et al., 2002; Baker et al., 2014). Крім того, деякі автори заявляють, що викиди N₂O в результаті виробництва біопалива можуть врівноважити зменшення глобального потепління в результаті заміни викопного палива (Carter et al., 2002; Crutzen et al., 2008).

4.1. Поток CO₂, CH₄ та N₂O за різного управління залишками кукурудзи

CO₂ є найбільшим фактором, що сприяє глобальному потеплінню, і, як очікується, він буде посилюватись і в майбутньому (Houghton, 2007). N₂O, який утворюється в значно меншій кількості, ніж CO₂, є стійкішим компонентом парникових газів і головним фактором, що сприяє зміні клімату (Gentile et al., 2008), з потенціалом глобального потепління (GWP) в 265–310 разів більшим за CO₂. Метан (CH₄) має менший термін існування, ніж CO₂, але, за оцінками, його GWP у 28–36 разів більше, ніж CO₂ (EPA, 2017). Поток N₂O й CO₂ вимірювали у дворічному дослідженні в Міннесоті (Baker et al., 2014). Вчені дійшли висновку, що повне вилучення кукурудзиння може мати незначний вплив на потік N₂O з ґрунту. Повне вилучення кукурудзиння зменшило потік CO₂ з ґрунту на 10%, але це зменшення не компенсувало вилучення C із системи порівняно з нульовим або проміжним варіантом вилучення кукурудзиння, що означало чисту втрату C із системи. Працюючи над тим самим проектом, Jin et al. (2014) узагальнили дані потоків парникових газів ґрунту в дев'яти системах вирощування кукурудзи з різним управлінням поживними рештками. В цілому, вилучення кукурудзиння зменшило викиди CO₂ на 4%, подібно до результатів Baker et al. (2014). Крім того, Jin et al. (2014) повідомили про зменшення вмісту N₂O на 7% порівняно з відсутністю вилучення кукурудзиння. Jin et al. (2014) дійшли висновку, що зниження викидів парникових газів у відповідь на вилучення кукурудзиння може озна-

чати незрозумілий ефект зниження вмісту C і N, а також мікрокліматичні відмінності, пов'язані з просторовими змінами ґрунтового покриву. В іншому дослідженні повне вилучення кукурудзиння зменшило потоки CO₂ та N₂O, відповідно, на 11% та 36%, незалежно від системи обробітку ґрунту, на мулисто-глинистому суглинку в Мексиці. У цьому дослідженні ані система обробітку ґрунту, ані управління залишками не впливали на потоки CH₄ із ґрунту (Dendooven et al., 2012). Подібним чином Abalos et al. (2013) повідомляли про зниження потоків N₂O на 51% без вилучення кукурудзиння, порівняно з поверненням ~10,5 т/га кукурудзиння на глинисто-суглинковому ґрунті в Іспанії. На відміну від Dendooven et al. (2012), Baker et al. (2014) і Jin et al. (2014), вилучення кукурудзиння не вплинуло на потік CO₂ з ґрунту в дослідженні Abalos et al. (2013).

Повернення рослинних залишків призвело до змішаного впливу на викиди N₂O, які, в основному, сильно залежать від структури ґрунту, якості сировини та зміни клімату (Yuan et al., 2020). Gentile et al. (2008) визначали зменшення викидів N₂O, що походить від застосування сечовини (120 кг N/га) з низькоякісною сировиною кукурудзи (42% C, 1,3% N, співвідношення C: N 31, 3,1% лігніну, 1,1% поліфенолів) при поверненні ~9,5 т/га кукурудзиння на двох текстурних видах ґрунтів у Зімбабве, що, ймовірно, пояснюється збільшенням іммобілізації N від добрива. І навпаки, інтерактивні ефекти після застосування сечовини з кукурудзинням збільшили втрати N₂O на двох текстурних видах ґрунтів у Гані та Кенії, порівняно із застосуванням самого лише добрива. В цьому випадку, збільшення потоків N₂O при внесенні сечовини + кукурудзиння пояснювалось збільшенням потоків N₂O від добрива й ґрунту. На думку авторів, така реакція може означати, що денітрифікація була головним фактором, що контролює потік N₂O в ґрунтах із дрібною текстурою, де додавання поживного залишку швидко виснажує рівень O₂ через підвищення мікробної активності (Tiedje et al., 1984). Додавання високоякісних поживних залишків із низьким співвідношенням C: N збільшило викиди N₂O для всіх текстур ґрунту (Gentile et al., 2008). Подібним чином Huang et al. (2004) повідомили про збільшення потоків як N₂O, так і C₂O після включення поживних залишків у 21-денне інкубаційне дослідження з тонкофактурним мулисто-глинистим ґрунтом, незалежно від типу використовуваних залишків. Його інтенсивність кількісно залежала від співвідношення C: N у використовуваних залишках (діапазон C: N 8–118 і 57–63, відповідно, для кукурудзиння та пшеничної соломи), при цьому потоки обох газів негативно корелювали (r > 0,78) із співвідношенням C: N (Huang et al., 2004), подібно до нещодавніх повідомлень Lin et al. (2013) і Shan and Yan (2013).

4.2. Поток CO₂, CH₄ і N₂O за різного управління пшеничною соломою

Вилучення залишків пшеничної соломи

також може зменшити потік парникових газів із ґрунту. Lenka і Lal (2013) вивчали вплив трьох варіантів повернення соломи (0, 8 та 16 т/га на рік) та двох норм удобрення (0 та 244 кг N/га на рік) на потоки CO₂, N₂O і CH₄ у 15-річному дослідженні з управління поживними залишками в Огайо. Протягом 15 років тут використовували тюковану сушену на повітрі пшеничну солому із зовнішніх джерел. Було виявлено значну взаємодію пшеничної соломи з добривами для всіх трьох видів парникових газів. Добові потоки CO₂ та N₂O були найнижчими для 0 та 8 т/га на рік, у середньому 1,587 г CO₂ м² та 0,510 мг N₂O м² на день, відповідно. Використання 16 т/га соломи збільшило потоки CO₂ і N₂O, відповідно, як на неудобренних (+30% і 52%), так і на удобренних ділянках (+45% і 100%). ґрунти, які не отримували пшеничної соломи за обох норм удобрення, виділяли від –2,390 до –2,790 мг CH₄ на 1 м² на день. Включення 8 та 16 т/га соломи з добривом та без нього призвело до вивільнення CH₄ (0,108–3,153 мг CH₄ м² на день) у найбільших кількостях, коли внеслось добриво (Lenka та Lal, 2013).

5. ВИСНОВКИ

У цьому огляді ми висвітлили різноманітні позитивні та негативні аспекти сталості, пов'язані з вилученням поживних рослинних залишків для розширеного використання. Цілеспрямоване встановлення порогових значень може забезпечити видалення не надто великої кількості залишків для підтримки загальної стійкості агроекосистеми й якості ґрунту, оскільки вона впливає на продуктивність сільськогосподарських культур та потоки парникових газів. Однак у майбутньому залишається з'ясувати, чи достатньо просто повернути поживні залишки на пізнішому етапі, щоб забезпечити підтримку загальної стійкості, чи потрібно розділяти використовувані й невикористовувані залишки під час збору врожаю. Останнє викликає особливі технічні проблеми, які потрібно було б додатково вивчити перед впровадженням більш стійкого вилучення рослинних залишків на регіональному рівні. Крім того, досі є мало емпіричних доказів взаємодії відповідних параметрів, що впливають на вилучення залишків, таких як продуктивність культур, викиди парникових газів, баланс поживних речовин, сукупна стабільність, насипна щільність ґрунту та доступна волога. Незважаючи на ці виявлені технічні та агрономічні проблеми та залежно від конкретних умов, таких як тип ґрунту, SOM і рельєф, очікується, що 30% поживних рослинних залишків може бути використані для розширеного використання в біоекономіці без зменшення загальної стійкості агроекосистеми. Отже, є всі підстави вважати, що поживні залишки пшениці й кукурудзи можуть відігравати ключову роль для досягнення процвітаючої майбутньої біоекономіки шляхом диверсифікації сировинних ресурсів, проте норми вилучення залишків повинні бути ретельно продумані.

ПЕРЕЛІК ДжЕРЕЛ

- Abalos, D., A. Sanz-Cobena, L. Garcia-Torres, J.W. van Groenigen, and A. Vallejo. 2013. Role of maize stover incorporation on nitrogen oxide emissions in a non-irrigated Mediterranean barley field. *Plant Soil* 364: 357–371.
- Abendroth, L.J., R. W. Elmore, M. J. Boyer, and S. K. Marlay. 2011. Corn growth and development. PMR1009. Iowa State University Extension, Ames, Iowa.
- Adeyemi, O., R. Keshavarz-Afshar, E. Jahanzad, M. L. Battaglia, Y. Luo, and A. Sadeghpour. 2020. Effect of wheat cover crop and split nitrogen application on corn yield and nitrogen use efficiency. *Agronomy* 10, 1081. doi:10.3390/agronomy10081081
- Adnan, M., S. Fahad, M. Zamin, S. Shah, I. A. Mian, S. Danish, M. Zafar-ul-Hye, M. L. Battaglia, R.M.M. Naz, B. Saeed, S. Saud, I. Ahmad, Z. Yue, M. Brtnicky, J. Holatko, R. Datta. 2020. Coupling Phosphate-Solubilizing Bacteria with Phosphorus Supplements Improve Maize Phosphorus Acquisition and Growth under Lime Induced Salinity Stress. *Plants* 9, 900. https://doi.org/10.3390/plants9070900
- Amúzketa, E. 1999. Soil Aggregate Stability: A Review. *J. Sustain. Agric.* 14: 83–151.
- Andrews, S.S. 2006. Crop Residue Removal for Biomass Energy Production: Effects on Soils and Recommendations. USDA-Natural Resource Conservation Service. At: https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs142p2_053255.pdf (accessed: 8/12/2020).
- Bahrani, M.J., M. Kheradnam, Y. Emam, H. Ghadiri, and M. T. Assad. 2002. Effect of tillage methods on wheat yield and yield components in continuous wheat cropping. *Exper. Agric.* 38: 389–395.
- Baker, J.M., J. Fassbinder, and J. A. Lamb. 2014. The impact of corn stover removal on N₂O emission and soil respiration: an investigation with automated chambers. *BioEnergy Res.* 7: 503–508.
- Barber, S.A. 1979. Corn residue management and soil organic matter. *Agron. J.* 71: 625–627. Barros, M.V., R. Salvador, A.C. de Francisco, and C. M. Piekarski, 2020. Mapping of research lines on circular economy practices in agriculture: From waste to energy. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 131, 109958. https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.109958.
- Battaglia, M., J. Fike, W. Fike, A. Sadeghpour, and A. Diatta. 2019a. Miscanthus C₄giganteus biomass yield and quality in the Virginia Piedmont. *Grassl Sci.* 1–10. https://doi.org/10.1111/grs.12237.
- Battaglia, M.L., G. Groover, and W. E. Thomason. 2017. Value and implications of corn stover removal from Virginia fields. Virginia Cooperative Extension Publication CSES-180.
- Battaglia, M.L., G. Groover, and W. E. Thomason. 2018a. Harvesting and nutrient replacement costs associated with corn stover removal in Virginia. Virginia Cooperative Extension Publication. CSES-229NP.
- Battaglia, M.L., C. Lee, and W. Thomason. 2018b. Corn yield components and yield responses to defoliation at different row widths. *Agron. J.* 110: 1–16. doi:10.2134/agronj2017.06.0322
- Battaglia, M., C. Lee, W. Thomason, J. Fike and A. Sadeghpour. 2019b. Hail damage impacts on corn productivity: a review. *Crop Sci.* 59: 1–14. doi: 10.2135/cropsci2018.04.0285.
- Battaglia, M.L., C. Lee, W. Thomason, and J. Van Mellekom. 2019c. Effects of corn row width and defoliation timing and intensity on canopy light interception. *Crop Sci.* 59: 1718–1731. doi: 10.2135/cropsci2018.05.0337.
- Benjamin, J.G., A. D. Halvorson, D. C. Nielsen, and M. M. Mikha. 2008. Crop management effects on crop residue production and changes in soil organic matter in the central Great Plains. *Agron. J.* 102: 990–997.
- Bernard, E., C. Chenu, J. Balesdent, P. Puget, and D. Arrouays. 1996. Fate of particulate organic matter in soil aggregates during cultivation. *Eur. J. Soil Sci.* 47: 495–503.
- Blanco-Canqui, H., and R. Lal. 2009. Corn stover removal for expanded uses reduces soil fertility and structural stability. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73: 418–426.
- Blanco-Canqui, H., R. Lal, R. C. Izaurralde, and L. B. Owens. 2006a. Rapid changes in soil carbon and structural properties due to stover removal from no-till corn plots. *Soil Sci.* 171: 468–482.
- Blanco-Canqui, H., R. Lal, W. M. Post, and L. B. Owens. 2006b. Changes in long-term no-till corn growth and yield under different rates of stover mulch. *Agron. J.* 98: 1128–1136.
- Bordovsky, D.G., M. Choudhary, and C. J. Gerard. 1998. Tillage Effects on Grain Sorghum and Wheat Yields in the Texas Rolling Plains. *Agron. J.* 90: 638–643.
- Bordovsky, D.G., M. Choudhary, and C. J. Gerard. 1999. Effect of tillage, cropping, and residue management on soil properties in the Texas Rolling Plains. *Soil Sci.* 164 (5): 331–340.
- Cambardella, C.A., and E. T. Elliot. 1992. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 777–783.
- Carter, M.R. 2002. Soil Quality for Sustainable Land Management: Organic Matter and Aggregation Interactions that Maintain Soil Functions. *Agron. J.* 94: 38–47.
- Carter, M.R., E. G. Gregorich, D. A. Angers, R. G. Donald, and M. A. Bolinder. 1998. Organic C and N storage, and organic C fractions in adjacent cultivated and forested soils of eastern Canada. *Soil Tillage Res.* 47: 253–261.
- Chen, S., X. Zhang, L. Shao, H. Sun, J. Niu, and X. Liu, 2020. Effects of straw and manure management on soil and crop performance in North China Plain. *CATENA* 187, 104359. https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104359.
- Clapp, C.E., R. R. Allmaras, M. F. Layese, D. R. Linden, and R. H. Dowdy. 2000. Soil organic carbon and 13-C abundance as related to tillage, crop residue, and nitrogen fertilizer under continuous corn management in Minnesota. *Soil Tillage Res.* 55: 127–142.
- Claassen, M.M., and R. H. Shaw. 1970. Water deficits effects on corn. II. Grain components. *Agron. J.* 62: 652–655.
- Cruzten, P.J., A. R. Mosier, K. A. Smith, and W. Winiwater. 2008. N₂O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. *Atmos. Chem. Phys.* 8: 389–395.
- Curtin, D., and P. M. Fraser. 2003. Soil organic matter as influenced by straw management practices and inclusion of grass and clover seed crops in cereal rotations. *Aust J Soil Res.* 41 (1): 65–106.
- Czymmek, K., Q. Ketterings, M. Ros, M. Battaglia, S. Cela, S. Crittenden, D. Gates, T. Walter, S. Latessa, L. Klaiber, and G. Albrecht. 2020. The New York Phosphorus Index 2.0. *Agronomy Fact Sheet Series. Fact Sheet #110.* Cornell University Cooperative Extension.
- Dam, R.F., B. B. Mehdi, M.S.E. Burgess, C. A. Madramootoo, G. R. Mehuys, and I. R. Callum. 2005. Soil bulk density and crop yield under eleven consecutive years of corn with different tillage and residue practices in a sandy loam soil in central Canada. *Soil Tillage Res.* 84 (1): 41–53.
- Diatta, A.A., W. E. Thomason, O. Abaye, T. L. Thompson, M. L. Battaglia, L. J. Vaughan, M. Lo, and J.F.D.C Leme. 2020. Assessment of nitrogen fixation by mungbean genotypes in different soil extures using 15N natural abundance method. *J. Soil Sci. Plant Nut.* doi.org/10.1007/s42729-020-00290-2
- Dendooven, L., L. Patco-Zььciga, N. Verhulst, M. Luna-Guido, R. Marsch, and B. Govaerts. 2012. Global warming potential of agricultural systems with contrasting tillage and residue management in the central highlands of Mexico. *Agric. Ecosyst. Environ.* 152: 50–58.
- Dolan, M.S., C. E. Clapp, R. R. Almaras, J. M. Baker, and J.A.E. Molina. 2006. Soil organic carbon and nitrogen in a Minnesota soil as related to tillage, residue and nitrogen management. *Soil and Tillage Res.* 89: 221–231.
- Doran, J.W., W. W. Wilhelm, and J. F. Power. 1984. Crop residue removal and soil productivity with no-till corn, sorghum, and soybean. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48: 640–645.
- EPA. 2017. Greenhouse Gas Emissions. Understanding Global Warming Potentials. United States Environmental Protection Agency. At: https://www.epa.gov/ghgemissions/understanding-global-warming-potentials (updated: 02/14/17; accessed: 8/12/2020).
- Fontaine, D., J. Eriksen, and P. Surense, 2020. Cover crop and cereal straw management influence the residual nitrogen effect. *Eur. J. Agron.* 118, 126100. https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126100
- Franzuebbers, A.J. 2002. Water infiltration and soil structure related to organic matter and its stratification with depth. *Soil Tillage Res.* 66: 197–205.
- Gale, W.J., and C. A. Cambardella. 1998. Carbon Dynamics of Surface Residue- and Root-derived Organic Matter under Simulated No-till. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 190–195.
- Gallaher, P., M. Dikemander, J. Fritz, E. Wailes, W. Gauthier, and H. Shapouri. 2003. Biomass from crop residues: cost and supply estimates. USDA, Office of the Chief Economist, Energy Policy and New Uses. Agricultural economic report 819. USDA, Washington, DC. At: http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/340631/ae030819.pdf (accessed 8/12/2020).
- Gentile, R., B. Vanlauwe, P. Chivenge, and J. Six. 2008. Interactive effects from combining fertilizer and organic residue inputs on nitrogen transformations. *Soil Biol. Biochem.* 40: 2375–2384.
- Graham, R.L., R. Nelson, J. Sheenan, R. D. Perlack, and L. L. Wright. 2007. Current and potential U.S. corn stover supplies. *Agron. J.* 99: 1–11.
- Grande, J.D., K. Karthikeyan, P. S. Miller, and J. M. Powell. 2005. Corn residue level and manure application timing effects on phosphorus losses in runoff. *J. Environ. Qual.* 34: 1620–1631.
- Gregorich, E.G., and H. H. Janzen. 1996. Storage of soil carbon in the light fraction and macroorganic matter. p. 167–190. In M. R. Carter and B. A. Stewart (ed.) *Structure and organic matter storage in agricultural soils.* Lewis Publ., CRC Press, Boca Raton, FL.
- Guan, X.-K., L. Wei, N. C. Turner, S.-C. Ma, M.-D. Yang, T.-C. Wang, 2020. Improved straw management practices promote in situ straw decomposition and nutrient release, and increase crop production. *J. Clean. Prod.* 250, 119514.
- Hall, A.J., J. H. Lemcoff, and N. Trapani. 1981. Water stress before and during flowering in maize and its effects on yield, its components, and their determinants. *Maydica* 26: 19–38.
- Hammerbeck, A.L., S. J. Stetson, S. L. Osborne, T. E. Schumacher, and J. L. Pikul, Jr. 2012. Corn Residue Removal Impact on Soil Aggregates in a No-Till Corn/Soybean Rotation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 76: 1390–1398.
- Houghton, R. A. 2007. Balancing the global carbon budget. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.* 35: 313–347.
- Huang, Y., J. Zou, X. Zheng, Y. Wang, and X. Xu. 2004. Nitrous oxide emissions as influenced by amendment of plant residues with different C: N ratios. *Soil Biol. Biochem.* 36: 973–981.
- Huggins, D.R., C. E. Clapp, R. R. Allmaras, J. A. Lamb, and M. F. Layese. 1998. Carbon dynamics in corn-soybean sequences as estimated from natural carbon-13 abundance. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62: 195–203.
- Jin, V.L., J. M. Baker, J.M.F. Johnson, D. L. Karlen, R. M. Lehman, S. L. Osborne, T. J. Sauer, D. E. Stott, G. E. Varvel, R. T. Venterea, M. R. Schmer, and B. J. Wienhold. 2014. Soil greenhouse gas emissions in response to corn stover removal and tillage management across the US Corn Belt. *BioEnergy Res.* 7: 517–527.
- Johnson, J.M.F., V. Acosta-Martinez, C. A. Cambardella, and N. W. Barbour. 2013. Crop and soil responses to using corn stover as a bioenergy feedstock: observations from the Northern US Corn Belt. *Agric. J.* 3: 72–89.
- Johnson, P.A., and B. J. Chamber. 1996. Effects of husbandry on soil organic matter. *Soil Use Manage.* 13: 102–103.
- Kan, Z.-R., C. He, Q.-Y. Liu, B.-Y. Liu, A. L. Virk, J.-Y. Qi, X. Zhao, H.-L. Zhang, 2020. Carbon mineralization and its temperature sensitivity under no-till and straw returning in a wheat-maize cropping system. *Geoderma* 377, 114610. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114610.
- Karlen, D.L., P. G. Hunt, and R. B. Campbell. 1984. Crop residue removal effects on corn yield and fertility of a Norfolk sandy loam. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48: 868–872.
- Karlen, D.L., N. C. Wollenhaupt, D. C. Erbach, E. C. Berry, J. B. Swan, N. S. Eash, and J. L. Jordahl. 1994. Crop residue effects on soil quality following 10 years of no-till corn. *Soil Tillage Res.* 31:149–167.
- Kendall, J.R.A., D. S. Long, H. P. Collins, F. J. Pierce, A. Chatterjee, J. L. Smith, and S. L. Young. 2015. Soil carbon dynamics of transition to Pacific Northwest cellulosic ethanol feedstock production. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 79:272–281.
- Kenney, I.T. 2011. Regional assessment of short-term impacts of corn stover removal for bioenergy on soil quality and crop production. MSc. thesis, Kansas State University, Manhattan, KS.
- Ketterings, Q., and K. Czymmek. 2007. Removal of Phosphorus by Field Crops. *Agronomy Fact Sheet Series. Fact Sheet #28.* Cornell University Cooperative Extension.
- Kim, S., and B. E. Dale. 2004. Global potential bioethanol production from wasted crops and crop residues. *Biomass and Bioenergy* 26: 361–375.
- Kim, S., B. E. Dale, and R. Jenkins. 2009. Life cycle assessment of corn grain and corn stover in the United States. *Int. J. Life Cycle Assess.* 14: 160–174.
- Kumar, P., L. Lai, M. L. Battaglia, S. Kumar, V. Owens, J. Fike, J. Galbraith, C. O. Hong, R. Faris, R.
- Crawford, J. Crawford, J. Hansen, H. Mayton, and D. Viands. 2019. Impacts of nitrogen fertilization rate and landscape position on select soil properties in switchgrass field at four sites in the USA. *CATENA* 180: 183–193.
- Kumar, S., L. Lai, P. Kumar, Y.M.V. Feliciano, M. L. Battaglia, C. O. Hong, V. N. Owens, J. Fike, R.
- Farris, and J. Galbraith. 2019. Impacts of nitrogen rate and landscape position on soils and switchgrass root growth parameters. *Agron. J.* 111(3): 1046–1059. Larson, W.E., Y. B. Morahan, C. E. Clapp, and W. H. Pierre. 1972. Effects of increasing amounts of organic residues on continuous corn: II. Organic carbon, nitrogen, phosphorus, and sulfur. *Agron. J.* 64: 204–209. Lenka, N.K., and R. Lal. 2013. Soil aggregation and greenhouse gas flux after 15 years of wheat straw and fertilizer management in a no-till system. *Soil Tillage*

Res. 126: 78–89.

Li, S., X. Li, W. Zhu, J. Chen, X. Tian, and J. Shi, 2019. Does Straw Return Strategy Influence Soil Carbon Sequestration and Labile Fractions? *Agron. J.* 111: 897–906. <https://doi.org/10.2134/agronj2018.08.0484>.

Liang, B.C., E. G. Gregorich, A. F. MacKenzie, M. Schnitzer, R. P. Voroney, C. M. Monreal, and R. P. Beyaert. 1998. Retention and turnover of corn residue carbon in some eastern Canadian soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62: 1361–1366.

Lin, S., J. Iqbal, R. Hu, M. Shaaban, J. Cai, and X. Chen. 2013. Nitrous oxide emissions from yellow brown soil as affected by incorporation of crop residues with different carbon-to-nitrogen ratios: a case study in central China. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 65: 183–192.

Linden, D.R., C. E. Clapp, and R. H. Dowdy. 2000. Long-term corn grain and stover yields as a function of tillage and residue removal in east central Minnesota. *Soil Tillage Res.* 56: 167–174.

Lindstrom, M.J. 1986. Effects of residue harvesting on water runoff, soil erosion and nutrient loss. *Agric. Ecosyst. Environ.* 16: 103–112.

Lindstrom, M.J., W. B. Voorhees, and C. A. Onstad. 1984. Tillage systems and residue cover effects on infiltration in northwestern Corn Belt soils. *Journal of Soil and Water Conservation Jan.-Feb.*: 64–68.

Mann, L., V. Tolbert, and J. Cushman. 2002. Potential environmental effects of corn (Zea mays L.) stover removal with emphasis on soil organic matter and erosion. *Agric. Ecosyst. Environ.* 89: 149–166.

McAloon, A., F. Taylor, W. Yee, K. Ibsen, and R. Wooley. 2000. Determining the cost of producing ethanol from cornstarch and lignocellulosic feedstocks. *Tech. Rep. NREL/TP-580-28893. Natl. Renewable Energy Lab., Golden, CO. At: <https://www.nrel.gov/docs/fy01osti/28893.pdf> (accessed: 8/12/2020).*

Moebius-Clune, B.N., H.M. van Es, O. J. Idoro, R. R. Schindelbeck, D. J. Moebius-Clune, D. W. Wolfe, G. S. Abawi, J. E. Thies, B. K. Gugino, and R. Lucey. 2008. Long-term effects of harvesting maize stover and tillage on soil quality. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72: 960–969.

Morarchan, Y.B., W. C. Moldenhauer, and W. E. Larson. 1972. Effects of increasing amounts of organic residues on continuous corn: I. Yields and soil physical properties. *Agron. J.* 64: 199–203.

NeSmith, D.S., and J. T. Ritchie. 1992. Short- and long-term responses of corn to a pre-anthesis soil water deficit. *Agron. J.* 84: 107–113.

Nicholson, F.A., B. J. Chambers, A. R. Mills, and P. J. Strachan. 1997. Effects of repeated straw incorporation on crop fertilizer nitrogen requirements, soil mineral nitrogen and nitrate leaching losses. *Soil Use Management* 13: 136–142.

Power, J.F. and J. W. Doran, 1988. Role of crop residue management in nitrogen cycling and use. In *Cropping Strategies for Efficient Use of Water and Nitrogen*. Ed. Hargrove et al., pp 101–113. *ASA Spec. Publ. 51, ASA CSA and SSSA, Madison, WI*

Power, J.F., J. W. Doran, and W. W. Wilhelm. 1986. Crop residue effects on soil environment and dryland maize and soybean production. *Soil Tillage Res.* 8: 101–111.

Power, J.F., P. T. Koerner, J. W. Doran, and W. W. Wilhelm. 1998. Residual effects of crop residues on grain production and selected soil properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62: 1393–1397.

Raffa, D.W., A. Bogdanski, O. Dubois, and P. Tittonell. 2014. Take it or Leave it? Towards a decision support tool on sustainable crop residue use. Part 1: Soil management. *Environment and natural resources management working paper No. 61 Energy*. 110 p. *Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. At: <http://www.fao.org/3/a-i4210e.pdf> (accessed: 8/12/2020).*

Schneider, E. C., and S. C. Gupta. 1985. Corn Emergence as Influenced by Soil Temperature, Matric Potential, and Aggregate Size Distribution. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49: 415–422.

Sequeira, C.H., and M. M. Alley. 2011. Soil organic matter fractions as indices of soil quality changes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 75: 1766–1773.

Sequeira, C.H., M. M. Alley, and B. P. Jones. 2011. Evaluation of potentially labile soil organic carbon and nitrogen fractionation procedures. *Soil Biol. Biochem.* 43: 438–444.

Shan, J., and X. Yan. 2013. Effects of crop residue returning on nitrous oxide emissions in agricultural soils. *Atmos. Environ.* 71: 170–175.

Sharma, B., C. Larroche, and C.-G. Dussap. 2020. Comprehensive assessment of 2G bioethanol production. *Bioresour. Technol.* 313: 123630. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123630>

Sindelar, A.J. 2012. Stover, tillage, and nitrogen management in continuous corn for grain, ethanol, and soil carbon. Ph.D. diss., University of Minnesota, Minneapolis, MN.

Six, J., H. Bossuyt, S. Degryze, and K. Denef. 2004. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil Tillage Res.* 79: 7–31.

Spargo, J.T., M. A. Cavigelli, M. M. Alley, J. E. Maul, J. S. Buyer, C. H. Sequeira and R. F. Follet. 2012. Changes in soil organic carbon and nitrogen fractions with duration of no-tillage management. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 76: 1624–1633.

Su, Y., M. Yu, H. Xi, J. Lv, Z. Ma, C. Kou, and A. Shen. 2020. Soil microbial community shifts with long-term of different straw return in wheat-corn rotation system. *Sci. Rep.* 10: 6360. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-63409-6>.

Susser, J.R., S. L. Pelini, and M. N. Weintraub. 2020. Can we reduce phosphorus runoff from agricultural fields by stimulating soil biota? *J. Environ. Qual.* 49: 933–944. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20104>.

Swan, J.B., R. L. Higgs, T. B. Bailey, N. C. Wollenhaupt, W. L. Paulson, and A. E. Peterson. 1994. Surface Residue and In-Row Treatment Effects on Long-Term No-Tillage Continuous Corn. *Agron. J.* 86: 711–718.

Swan, J.B., E. C. Schneider, J. F. Moncrief, W. H. Paulson, and A. E. Peterson. 1987. Estimating Corn Growth, Yield, and Grain Moisture from Air Growing Degree Days and Residue Cover. *Agron. J.* 79: 53–60.

Tarkalson, D.D., B. Brown, H. Kok, and D. L. Bjorneberg. 2009. Impact of Removing Straw from Wheat and Barley Fields: A Literature Review. *Better crops* 93 (3): 17–19.

Tenenbaum, D.J. 2008. Food vs. Fuel: Diversion of Crops Could Cause More Hunger. *Environ. Health Perspect.* 116(6): A254–A257.

Thompson, P.B. 2012. The Agricultural Ethics of Biofuels: The Food vs. Fuel Debate. *Agriculture J.* 2: 339–58. Tiedje, J.M., A. J. Sexton, T. B. Parkin, N. P. Revsbech, and D. R. Shelton. 1984. Anaerobic processes in soil. *Plant and Soil* 76: 197–212.

Undersander, D.J., and C. Reiger. 1985. Effect of wheat residue management on continuous production of irrigated winter wheat. *Agron J.* 77: 508–511.

U. S. Department of Energy. 2011. U. S. Billion-Ton Update: Biomass Supply for a Bioenergy and Bioproducts Industry. R. D. Perlack and B. J. Stokes (Leads), ORNL/TM-2011/224. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN. 227p. At: http://www.eesi.org/files/billion_ton_update.pdf (accessed: 8/12/2020).

Vetsch, J.A., and G. W. Randall. 2002. Corn production as affected by tillage system and starter fertilizer. *Agron. J.* 94: 532–540.

Von Cossel, M., I. Lewandowski, B. Elbersen, I. Staritsky, M. Van Eupen, Y. Iqbal, S. Mantel, D. Scordia, G. Testa, S. L. Cosentino, O. Maliarenko, I. Eleftheriadis, F. Zanetti, A. Montu, D. Lazzina, S. Neimane, I. Lamy, L. Ciadamiro, M. Sanz, J. E. Carrasco, P. Ciria, I. McCallum, L. M. Trindade, E. N. Van Loo, W. Elbersen, A. L. Fernando, E. G. Papazoglou, and E. Alexopoulou. 2019. Marginal agricultural land low-input systems for biomass production. *Energy* 12: 3123. <https://doi.org/10.3390/en12163123>

Walsh, M.E., R. L. Perlack, A. Turhollow, D.G. de la Torre Ugarte, D. A. Becker, R. L. Graham, S. E. Slinsky, and D. E. Ray. 2000. Biomass feedstock availability in the United States: 1999 state level analysis. *Oak Ridge National Lab., Oak Ridge, TN. At: <https://www.nrc.gov/docs/ML0719/ML071930137.pdf> (accessed 8/12/2020).*

Wilhelm, W.W., J. W. Doran, and J. F. Power. 1986. Corn and soybean yield response to crop residue management under no-tillage production systems. *Agron. J.* 78: 184–189.

Wilhelm, W.W., J. M. Johnson, J. L. Hatfield, W. B. Voorhees, and D. R. Linden. 2004. Crop and soil productivity response to corn residue removal: a literature review. *Agron. J.* 96: 1–17.

Yuan, M., K. D. Greer, E. D. Nafziger, M. B. Villamil, and C. M. Pittelkow. 2018. Soil N₂O emissions affected by long-term residue removal and no-till practices in continuous corn. *GCB Bioenergy* 10: 972–985. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12564>.

Zhang, L., X. Chen, Y. Xu, M. Jin, X. Ye, H. Gao, W. Chu, J. Mao, and M. L. Thompson. 2020. Soil labile organic carbon fractions and soil enzyme activities after 10 years of continuous fertilization and wheat residue incorporation. *Sci. Rep.* 10, 11318. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-68163-3>.

Wilhelm, W.W., J.M.F. Johnson, D. L. Karlen, and D. T. Lightle. 2007. Corn stover to sustain soil organic carbon further constrains biomass supply. *Agron. J.* 99(6): 1665–1667.

АНОТАЦІЯ

Широкий вплив вилучення кукурудзиння і пшеничної соломи для виробництва біопалива на продуктивність культур, здоров'я ґрунту і викиди парникових газів — огляд.

Мартін Батталія, Вейд Томасон, Джон Х. Фіке, Грегорі К. Еваніло, Моріц фон Коссель, Емре Бабур, Ясір Ікбал, Андре А. Діатта.

Виробництво біопалива з поживних решток є загально визнаним важливим компонентом розвитку біоєкономіки, проте вилучення поживних залишків все ще викликає багато питань щодо стійкості сільськогосподарської системи. Тому в цьому дослідженні розглядається вилучення поживних рослинних залишків для виробництва біопалива з точки зору рослинництва, стану ґрунту й вивільнення парникових газів. У переважній більшості досліджень наведено мало доказів того, що управління залишками має довгостроковий вплив на врожайність зерна, за умови, якщо доступна волога не обмежена. За роки, коли волога не була обмежуючим фактором, у більшості досліджень при вилученні залишків кукурудзи й пшениці $\geq 90\%$, врожайність зерна була подібною або вищою, ніж без вилучення. І навпаки, у деяких дослідженнях, коли волога була обмеженою, урожайність зерна кукурудзи знижувалася до 21% із видаленням залишків $\geq 90\%$. Зміни в органічних фракціях ґрунту й балансі поживних речовин залежали, значною мірою, від кількості повернутих залишків, текстури й шару ґрунту, ухилу поля й способу обробки ґрунту. Зменшення вмісту органічних фракцій відбувалося переважно при повному видаленні залишків, у шарі 15–30 см, у ґрунтах з дрібною текстурою. Ерозія ґрунту, стікання води й вимивання поживних речовин, таких як загальний азот (N) і екстрагований калій, зменшувалося, коли видалюється не більше 80% поживних залишків. Вплив управління поживними залишками на наслідну щільність ґрунту значно варіював залежно від шару ґрунту, управління залишками та системи обробки ґрунту, з коефіцієнтом вилучення залишків менше 50% , що допомагає підтримувати агрегатну стійкість ґрунту. Зниження потоків CO₂ і N₂O, як правило, відбувалося після повного вилучення залишків. Повернення пшеничної соломи, як правило, збільшувало викиди CH₄ та викиди CO₂ і N₂O були максимальними при поверненні пшеничної соломи в кількості 8 тон на гектар, незалежно від норми внесення N. Тому перед використанням рослинних залишків для виробництва біопалива слід завжди перевіряти, чи можна підтримувати нейтральну або позитивну стійкість в умовах конкретних ділянок.

Ключові слова: біоєкономіка, біоенергетика, адаптація до кліматичних змін, урожайність сільськогосподарських культур, природні ресурси, екологічна стійкість, пом'якшення викидів парникових газів, кругообіг поживних речовин, поживні залишки, здоров'я ґрунту.

ABSTRACT

The broad impacts of corn stover and wheat straw removal for biofuel production on crop productivity, soil health and greenhouse gases emissions

Martin Battaglia, Wade Thomason, John H. Fike, Gregory K. Evanilo, Moritz von Kossel, Emre Babur, Yasser Iqbal, Andre A. Diatta

Biofuel production from crop residues is widely recognized as an essential component of developing a bioeconomy, but the removal of crop residues still raises many questions about the sustainability of the cropping system. Therefore, this study reviews the sustainability effects of crop residues removal for biofuel production in terms of crop production, soil health and greenhouse gas emissions. Most studies found little evidence that residue management had long-term impacts on grain yield unless the available water is limited. In years when water was not limiting, corn and wheat removal rates $\geq 90\%$ produced similar or greater grain yield than no removal in most studies. Conversely, when water was limiting, corn grain yield decreased up to 21% with stover removal $\geq 90\%$ in some studies. Changes in soil organic fractions and nutrients depended largely on the amount of residue returned, soil depth and texture, slope and tillage. Reductions in organic fractions occurred primarily with complete stover removal, in the top 15 to 30-cm in fine-textured soils. Soil erosion, water run-off and leaching of nutrients such as total nitrogen (N) and extractable soil potassium decreased when no more than 30% of crop residues were removed. Stover management effects on soil bulk density varied considerably depending on soil layer, and residue and tillage management, with removal rates of less than 50% helping to maintain the soil aggregate stability. Reductions in CO₂ and N₂O fluxes typically occurred following complete residue removal. The use of wheat straw typically increased CH₄ emissions, and above or equal to 8 Mg ha^{-1} wheat straw led to the largest CO₂ and N₂O emissions, regardless of N rates. Before using crop residues for biofuel production, it should therefore always be checked whether neutral to positive sustainability effects can be maintained under the site-specific conditions.

Keywords: bioeconomy, bioenergy, adaptation to climate change, crop yield, natural resources, environmental sustainability, greenhouse gas emission mitigation, nutrient cycle, crop residues, soil health.