

Wykonawcy zadania:

Instytut Zootechniki PIB – koordynator
dr Wojciech Krawczyk

Instytut Technologiczno-Przyrodniczy PIB
dr inż. Marek Kierończyk
dr inż. Kamila Mazur
dr inż. Kinga Borek

Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa PIB
dr inż. Andrzej Madej
dr hab. Janusz Smagacz, prof. IUNG-PIB



INSTYTUT ZOOTECHNIKI
PAŃSTWOWY INSTYTUT BADAWCZY

Instytut Zootechniki
Państwowy Instytut Badawczy
ul. Sarego 2, 31-047 Kraków

Raport końcowy

Zadanie 2.3.1. „Wypracowanie metodyki ilościowego szacowania wpływu na klimat i środowisko planowanych do finansowania maszyn i urządzeń w ramach interwencji realizujących cel 4,5,6 PS WPR 2023-2027”

w ramach Dotacji Celowej 5.0: „Ewaluacja i wsparcie analityczne z zakresu Wspólnej Polityki Rolnej”.

Zadanie wykonane w ramach umów nr DŻW.eoz.862.3.2023, DIW.ib.070.1.2023 oraz nr DIW.ib.070.3.2023 zawartych pomiędzy Ministrem Rolnictwa i Rozwoju Wsi a odpowiednio Instytutem Zootechniki – PIB, Instytutem Technologiczno- Przyrodniczym – PIB oraz Instytutem Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – PIB

Spis treści

Cel i zakres ekspertyzy.....	4
Założenia metodyczne ekspertyzy.....	4
Maszyny i urządzenia w ramach interwencji realizujących cel 4,5,6 PS WPR 2023-2027	9
Aplikatory gnojowicy.....	10
Brony talerzowe do wymieszania obornika z glebą.....	12
Aplikacja technologii i maszyn w systemach rolno-leśnych.....	15
Nasadzanie zadrzewień śródpolnych.....	17
Renowacja i odtwarzanie oczek wodnych i stref buforowych.....	19
Urządzenia służące do uprawy, pielęgnacji gruntów organicznych.....	21
Urządzenia służące do uprawy, pielęgnacji i zbioru z trwałych użytków zielonych.....	23
Elementy systemów nawodnieniowych oraz urządzenia współpracujące.....	25
Zbiorniki do retencji wody.....	28
Pługi dłutowe, kultywatory dłutowe, grubery, spulchniacze glebowe.....	30
Systemy optymalizacji produkcji zwierzęcej w oparciu o regulację wypasu i poprawę dobrostanu wypasanych zwierząt.....	31
Systemy odzysku ciepła z mleka.....	33
Systemy oczyszczania powietrza z budynków inwentarskich (biofiltry i płuczki).....	34
Podłogi separujące oraz kanały podrusztowe w kształcie litery V ograniczające powierzchnie parowania.....	36
Roboty do usuwania odchodów z podłóg rusztowych i posadzek.....	37
Separator ślimakowy gnojowicy.....	39
Instalacje fotowoltaiczne zasilające urządzenia elektryczne w obiektach rolniczych.....	40
Systemy magazynowania energii elektrycznej w gospodarstwie.....	41
Pojazdy i maszyny rolnicze z instalacją wodorową.....	43
Wał posiewny.....	44
Agregat do siewu bezpośredniego.....	45
Agregat do uprawy pasowej.....	47
Plantacja wierzby krzewiastej (energetycznej).....	49
Maszyny do zbioru biomasy (sieczkarnia polowa ze zmodyfikowaną przystawką).....	51
Maszyna do zbioru biomasy (sieczkarnia ciągnikowa).....	52
Maszyny do zbioru biomasy (maszyny specjalne ścinające i wiążące lub przyzmujące).....	54
Maszyny do zbioru biomasy (rębaki do drewna, urządzenia zrębkujące).....	55
Maszyny do zbioru biomasy (prasa z mechanizmem ścinającym).....	57
Dwutarczowe rozsiewacze nawozów z kontrolowanym promieniem rozrzutu.....	59

Rozrzutniki obornika z dynamicznym systemem kontroli dawki.	61
Rozrzutnik obornika z systemem elektronicznej regulacji prędkości przenośnika w zależności od zmian prędkości jazdy.	63
Zamknięte zbiorniki betonowe na gnojowicę i gnojówkę.	64
Zamknięte zbiorniki metalowe na gnojowicę i gnojówkę.	67
Zamknięte zbiorniki z tworzywa sztucznego na gnojowicę i gnojówkę.	69
Elastyczne zbiorniki z tworzyw sztucznych na gnojowicę.	70
Płyty obornikowe.	71
Nieprzepuszczalna tkanina techniczna lub folia do przykrycia pryzmy obornika/pomiotu.	74
Obornik na płycie gnojowej pod przykryciem.	74
Pryzma obornika na gruncie pod przykryciem.	74
Zadaszenie płyty obornikowej.	77
Systemy zakwaszania gnojowicy.	79

Cel i zakres ekspertyzy

Interwencje PS WPR 2023-2027, obejmujące produkcję zwierzęcą i roślinną, przyczyniające się do łagodzenia zmiany klimatu i przystosowywania się do niej, w tym poprzez redukcję emisji gazów cieplarnianych i zwiększenie sekwestracji węgla, a także promujące zrównoważony rozwój zasobów naturalnych, takich jak woda, gleba i powietrze oraz hamujące utratę różnorodności biologicznej i wzmacniające usługi ekosystemowych oraz ochronę siedlisk i krajobrazu, umożliwiają przeprowadzenie w gospodarstwach szeregu dedykowanych powyższym celom inwestycji, a także zakup maszyn, urządzeń i technologii dzięki, którym rolnicy mogą przyczynić się do ich realizacji. Tego rodzaju działania wymagają wypracowania metody szacowania wpływu na klimat i środowisko planowanych do finansowania maszyn, urządzeń i technologii w ramach interwencji realizujących cel 4,5,6 PS WPR 2023-2027. W ramach powyższego zadania dokonano ewaluacji możliwości ilościowego szacowania wpływu na klimat i środowisko planowanych do finansowania wybranych maszyn, urządzeń oraz technologii w ramach interwencji realizujących cel 4,5,6 PS WPR 2023-2027.

Założenia metodyczne ekspertyzy

Przedmiotem wyjścia do sporządzenia niniejszej ekspertyzy było opracowanie (ekspertyza) sporządzone w marcu 2021 r. dla Ministerstwa Rolnictwa i Rozwoju Wsi przez zespół pracowników naukowych z instytutów (ITP PIB, InHort-PIB, IUNG-PIB, IZ-PIB, IERiGŻ-PIB), zawierająca zestawienie 124 inwestycji przyczyniających się do realizacji 3 celów szczegółowych WPR 2023-2027, tzn.:

- celu 4 - „Przyczynianie się do łagodzenia zmiany klimatu i przystosowywania się do niej, a także wykorzystanie zrównoważonej energii”
- celu 5 – „Wspieranie zrównoważonego rozwoju i wydajnego gospodarowania zasobami naturalnymi, takimi jak woda, gleba i powietrze”;
- celu 6 - „Przyczynianie się do ochrony różnorodności biologicznej, wzmacnianie usług ekosystemowych oraz ochrona siedlisk i krajobrazu”

i zarazem przyczyniających się do realizacji celu związanego z wdrażaniem rozwiązań cyfrowych w rolnictwie (cel przekrojowy WPR) oraz pozwalających zmniejszyć zużycie przemysłowych środków produkcji (9 cel szczegółowy WPR).

Niniejsza ekspertyza zawiera charakterystykę 41 ze 124 wcześniej przywołanych inwestycji (maszyn, urządzeń i technologii), planowanych do finansowania w ramach interwencji realizujących cel 4, 5, 6 PS WPR 2023-2027, wytypowanych, przede wszystkim, pod kątem szacowania ich wpływu na klimat i środowisko, poprzez określenie potencjału redukcji emisji gazów cieplarnianych oraz w wybranych przypadkach amoniaku. Spośród 124 inwestycji grupa ekspertów zdecydowała się na wybór, zarówno tych najpowszechniej stosowanych i dostępnych w gospodarstwach w całym kraju, redukujących obciążenie środowiska glebowego, wodnego i atmosferycznego (aplikacja i magazynowanie nawozów naturalnych), jak i tych stosowanych w mniejszym zakresie, związanych z ochroną TUZ, systemów rolno-leśnych oraz gleb organicznych, a także tych dotyczących stref buforowych i oczek wodnych. Opisano również inwestycje wykorzystujące OZE, biomasę oraz najnowsze technologie w rolnictwie (magazynowanie energii i ciągniki wodorowe). Na tym etapie prac eksperckich uznano wybór tych 41 inwestycji za w pełni zróżnicowany pod względem stosowanych technologii, produkcji rolniczej i potencjału redukcyjnego GHG i amoniaku w ekosystemach glebowych, wodnych i atmosferycznych. Rolnictwo odpowiedzialne jest za około 8% krajowej emisji gazów cieplarnianych (GHG), wśród których największe znaczenie ma emisja podtlenku azotu z gleby, w wyniku nawożenia azotem i emisja metanu z produkcji zwierzęcej. Rolnictwo jest również zasadniczym źródłem emisji amoniaku (NH₃).

Ograniczenie emisji GHG i amoniaku możliwe jest m.in. poprzez optymalizację produkcji, realizowanie zrównoważonych praktyk rolniczych oraz wdrażanie innowacji i nowych metod produkcji. Ponadto dzięki systemom rolno-leśnym oraz ograniczeniu zabiegów uprawowych wzmacniany będzie potencjał pochłaniania sektora: użytkowania gruntów, zmiany użytkowania gruntów i leśnictwa tzw. LULUCF.

Wsparcie inwestycyjne w ramach omawianych interwencji pozwoli gospodarstwom spełnić wymogi i warunki techniczne ograniczające presję rolnictwa na środowisko naturalne, a dostosowanie prowadzonej przez gospodarstwa produkcji do zmian klimatu w celu minimalizowania ich negatywnych skutków będzie wyrazem ich adaptacji do tych zmian. Interwencje realizowane w ramach wspomnianych celów zmniejszają obciążenie środowiska ze strony rolnictwa, nie tylko poprzez wspomniane już ograniczenie emisji gazów cieplarnianych i amoniaku, ale także przez ograniczenie zużycia nawozów, zwiększenie sekwestracji oraz bioróżnorodności gleby przez właściwe użytkowanie gruntów czy ograniczenie zanieczyszczenia wód. Dlatego w ekspertyzie omówiono także inwestycje przyczyniające się do zrównoważonego gospodarowania glebami i wodami w rolnictwie i odnoszące się do adaptacji agrotechniki i technologii uprawy roślin do zmian klimatu. Interwencje i realizowane w ich ramach inwestycje są także odzwierciedleniem działań na rzecz ochrony środowiska i klimatu zaprogramowanych w I i II filarze PS WPR 2023-2027, tj. ekoschematów i zobowiązań rolno-środowiskowo-klimatycznych. Ponadto, stosowane przez gospodarstwa maszyny, urządzenia i technologie zakupione w ramach interwencji realizujących cel 4, 5, 6 PS WPR 2023-2027 przyczynią się do realizacji praktyk wykraczających poza powszechnie stosowane metody produkcji.

Na podstawie opisanych wyżej założeń i uwarunkowań dokonano wyboru 41 maszyn, urządzeń i technologii, które przyczynią się i będą korzystne dla ochrony środowiska i klimatu oraz adaptacji do jego zmian.

Zakres ekspertyzy obejmuje:

– Identyfikatory i nazwy inwestycji które mogą zostać objęte wsparciem w ramach Planu Strategicznego WPR 2023-2027, przyjętych w ekspertyzie z marca 2021 r. W celu zachowania powtarzalności zakresu informacji towarzyszącej każdej inwestycji, przyjęto jednolitą formę opracowania zawierającą informacje według poniższego schematu:

- Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR.
- Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych i dla wybranych inwestycji amoniaku.
- Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG.
- Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG.
- Literatura.

Określenie potencjału redukcyjnego:

W celu określenia emisji GHG wykorzystano dostępne publikacje - ekspertyzy przygotowane na potrzeby Ministerstwa Rolnictwa i Rozwoju Wsi: „Kodeks doradczy dobrej praktyki rolniczej dotyczący ograniczenia emisji amoniaku” - opracowany przez zespół pracowników naukowych instytutów IERiGŻ-PIB, ITP-PIB, IUNG-PIB i IZ-PIB (Warszawa, 2019) oraz „Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych w polskim rolnictwie z uwzględnieniem efektów Wspólnej Polityki Rolnej,” opracowany przez pracowników naukowych IZ-PIB, UP Lublin, IERiGŻ-PIB, ITP-PIB, SGGW Warszawa (Balice, 2015).

Wykorzystując informacje i dane liczbowe zawarte w powyższych publikacjach, a szczególnie, dotyczącej „Potencjału redukcji emisji gazów cieplarnianych w polskim rolnictwie z uwzględnieniem efektów WPR”, dla poszczególnych inwestycji opisano i obliczono potencjał

redukcyjny emisji GHG, przypadający na jednostkę powierzchni wyrażoną w hektarach inwestycji lub powierzchni na której zostały użyte urządzenie lub maszyna.

Dodatkowo dla obliczenia emisji CO₂ ze spalania oleju napędowego przez ciągnik wykorzystywany do pracy w agregacie maszynowym uwzględniono moc silnika ciągnika użytego w agregacie zgodnie z zapotrzebowaniem mocy określonym na podstawie danych techniczno-eksploatacyjnych maszyny, przyjmując, że zużycie oleju napędowego wynosi 110 g/kWh pracy silnika ciągnika. Natomiast uwzględniając wyniki badań Niemieckiego Instytutu Badania Gospodarki szacującego emisję CO₂ ze spalania 1 litra oleju napędowego na 2,64 kg CO₂/l obliczono emisję ditlenku węgla w przeliczeniu na jednostkę powierzchni wyrażoną w hektarach,

Metody ilościowego pomiaru wpływu inwestycji:

W danych publikowanych przez GUS możemy znaleźć informacje jedynie o wybranych, posiadanych przez gospodarstwa rolne maszynach rolniczych: kombajnach zbożowych, ziemniaczanych i buraczanych oraz do zbioru owoców; silosokombajnach; rozsiewaczach nawozów i wapna; rozrzutnikach obornika; kosiarkach ciągnikowych; ładowaczach chwytakowych i czołowych; kopaczkach do ziemniaków; sadzarkach do ziemniaków; przyczepach zbierających; prasach zbierających; opryskiwaczach: polowych, sadowniczych; wozach asenizacyjnych: ogółem, z aplikatorem; siewnikach; agregatach uprawowych; robotach udojowych. Dane te dotyczą liczby gospodarstw rolnych posiadających wybrane maszyny oraz liczby maszyn w gospodarstwach według grup obszarowych UR oraz województw.

W publikowanych danych statystycznych GUS brak jest danych odnośnie liczby maszyn, które zostaną zakupione w ramach realizacji inwestycji przyczyniających się do realizacji 4, 5 oraz 6 celu szczegółowego WPR 2021-2027. W związku z tym daną, którą będzie można wykorzystać jest liczba wniosków złożonych odnośnie danej inwestycji przez rolników na podstawie słownika efektów rzeczowych ARiMR, gdzie do danego wniosku, wykorzystując numer ewidencyjny producenta rolnego nadawany przez ARiMR, powinna być jednocześnie przypisana powierzchnia GO gospodarstwa, a dokładniej powierzchnia zasiewów. W przypadku inwestycji związanych z zakupem maszyn do zbioru np. wierzby krzewiastej istotną informacją byłaby powierzchnia uprawy tej rośliny energetycznej.

Szczegółowymi danymi, przydatnymi do określenia ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG byłaby informacja uzyskana od rolnika składającego wniosek na zakup maszyny, bądź realizacji inwestycji, odnośnie planowanego rocznego jej wykorzystania (uwzględniająca zarówno pracę w gospodarstwie własnym rolnika-wnioskodawcy i planowane usługi wykonywane na zewnątrz). Dana ta byłaby możliwa do uzyskania na podstawie wypełnionej przez rolnika-wnioskodawcę ankiety podczas składania wniosku o realizację inwestycji.

Efekt ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG osiągnięty przy udziale inwestycji (maszyn) na poziomie gospodarstwa (E_{RI}) został wyznaczony jako funkcja wartości współczynnika redukcyjnego dla tej inwestycji (W_R), i powierzchni na której dana inwestycja (maszyna) była wykorzystywana w ciągu roku (P_U):

$$E_{RI} = W_R \times P_U$$

natomiast na poziomie regionu, czy kraju:

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^n W_R \times P_{Ui}$$

gdzie:

W_R - współczynnik redukcyjny dla danej inwestycji (maszyny) w $\text{kg CO}_2 \cdot \text{ha}^{-1}$ na rok
 P_{Ui} - planowane roczne wykorzystanie inwestycji (maszyny) w gospodarstwie w ha
 n - liczba gospodarstw, które złożyły wniosek odnośnie inwestycji w danym regionie/kraju w ciągu roku.

Efekt ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG osiągnięty przy udziale inwestycji (technologii energooszczędnych) na poziomie gospodarstwa (E_{RI}) został wyznaczony jako funkcja iloczynu zaoszczędzonych z kWh oraz zaniechanej emisji CO_2 z 1 kWh w danym roku:

$$E_{RI} = \text{z kWh} \times \text{CO}_2 \text{rok}$$

W skali regionu lub kraju:

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^n \text{z kWh} \times \text{CO}_2 \text{rok}$$

gdzie:

n - liczba gospodarstw, które złożyły wniosek na technologie energooszczędne w danym regionie/kraju w ciągu roku.

Efekt ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG i amoniaku osiągnięty przy udziale inwestycji (systemów oczyszczania powietrza) na poziomie gospodarstwa (E_{RI}) został wyznaczony jako funkcja iloczynu czasu pracy systemu oczyszczania powietrza ($hSOP$) i jego wydajności ($wSOP$):

$$E_{RI} = hSOP \times wSOP$$

W skali regionu lub kraju:

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^n hSOP \times wSOP$$

gdzie:

n - liczba gospodarstw, które złożyły wniosek na technologie energooszczędne w danym regionie/kraju w ciągu roku.

Efekt ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG i amoniaku osiągnięty przy udziale inwestycji (ślimakowego separatora gnojowicy) na poziomie gospodarstwa (E_{RI}) został wyznaczony jako funkcja iloczynu czasu pracy ślimakowego separatora gnojowicy i jego wydajności:

$$E_{RI} = hSSG \times wSSG$$

W skali regionu lub kraju:

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^n hSSG \times wSSG$$

gdzie:

n - liczba gospodarstw, które złożyły wniosek na technologie energooszczędne w danym regionie/kraju w ciągu roku.

Efekt ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG i amoniaku osiągnięty przy udziale inwestycji (podłogi separujące oraz kanały podrusztowe w kształcie litery „V” ograniczające powierzchnię parowania) na poziomie gospodarstwa (E_{RI}) został wyznaczony jako funkcja iloczynu współczynnika emisji podłogi separującej z kanałem podrusztowym w kształcie litery „V” i powierzchni podłogi z kanałem podrusztowym w kształcie litery „V”:

$$E_{RI} = Wepv \times Ppv$$

W skali regionu lub kraju:

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^n Wepv \times Ppv$$

gdzie:

n - liczba gospodarstw, które złożyły wniosek na technologie energooszczędne w danym regionie/kraju w ciągu roku.

**Maszyny, urządzenia i technologie w ramach interwencji realizujących
cel 4,5,6 PS WPR 2023-2027**

Aplikatory gnojowicy.

dr Wojciech Krawczyk IZ PIB Balice.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

Doglebowe i naglebowe wykorzystanie płynnych nawozów naturalnych wymaga stosowania odpowiedniego rodzaju aplikatorów. W przypadku aplikacji doglebowej mogą być stosowane wozy asenizacyjne, wyposażone w różne typy aplikatorów. Szczelinowe posiadają noże lub redlice tarczowe, wycinające szczelinę na głębokość 4-10 cm i w rozstawie 25-30 cm. Wycięte w glebie szczeliny mogą być otwarte lub zamknięte. W przypadku aplikacji naglebowej mogą być stosowane wozy asenizacyjne z dwoma rodzajami przystawek do pasmowego rozlewania płynnych nawozów naturalnych. Wężę wleczone, rozprowadzają płynne nawozy naturalne na gruncie lub nieco ponad poziomem gruntu przez elastyczne wężę, które są ciągnięte po powierzchni gleby. Możliwa jest również aplikacja między rzędami uprawianych roślin. Szerokość robocza wynosi zazwyczaj od 9 do 18 m, choć dostępne są również większe jednostki o szerokości do 30 m. Rozstaw między wężami wynosi zazwyczaj od 25 do 35 cm. Wężę zakończone płozami, aplikują płynne nawozy naturalne bezpośrednio na powierzchnię gleby. Mogą także nacinać w glebie płytkie bruzdy poprawiające wsiąkanie nawozu. Stosowane są różne praktyki ograniczające emisję amoniaku podczas aplikacji płynnych nawozów naturalnych, możliwe jest to poprzez ich rozcieńczanie, separację lub zakwaszanie kwasem siarkowym.

Stosowanie płynnych nawozów naturalnych (gnojówki i gnojowicy) innymi metodami niż rozbryzgowo, jest praktyką ograniczającą emisję amoniaku. Redukcja tego gazu za pośrednictwem różnych metod aplikacji gnojowicy wpisuje się w szereg przepisów prawnych unijnych, których celem jest ochrona wody, gleby i powietrza.

Nawozy naturalne płynne (gnojowica, gnojówka) zawierają w swoim składzie od 40 do ponad 70% azotu amonowego i około 6% azotu azotanowego. Większy udział form azotu mineralnego sprawia, że gnojowica i gnojówka działają szybciej niż obornik, a formy tego pierwiastka są lepiej wykorzystywane. W niekorzystnych warunkach np. kiedy gnojowica rozprowadzana jest na polach w sposób rozbryzgowy dochodzi do największych strat azotu poprzez emisję amoniaku. Straty te można ograniczyć aplikując płynne nawozy naturalne metodą inną niż rozbryzgowo, wtedy nie występują tak wysokie straty i pobranie azotu amonowego przez rośliny jest znacznie większe. Część formy azotu amonowego, nie pobrana bezpośrednio przez rośliny zostaje zabsorbowana w glebie lub ulega nityfikacji, która zachodzi w warunkach tlenowych przy udziale bakterii *Nitrosomonas* i *Nitrobacter*. Azot azotanowy jest łatwo pobierany przez rośliny, może również ulegać immobilizacji i nie ulega sorpcji wymiennej w glebie (Mazur, Barwicki i in., 2019). Dlatego ta ruchliwa forma azotu bardzo łatwo przemieszcza się w głąb gleby i do wód gruntowych. W glebie dochodzi do denitryfikacji, prowadzącej do powstania tlenków azotu lub azotu cząsteczkowego i emisji tych form azotu do atmosfery. Denitryfikacja zachodzi szybko w warunkach beztlenowych, głównie w glebach zwężonych, wilgotnych i próchnicznych (Marcinkowski, Kierończyk, 2006; Marcinkowski 2010).

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych i amoniaku

Aplikacja naglebowa i doglebowa płynnych nawozów naturalnych prowadzi do wzrostu wykorzystania azotu amonowego przez rośliny poprzez ograniczenie emisji amoniaku. Najbardziej efektywne ograniczenie emisji można osiągnąć wprowadzając gnojowicę do gleby niezwłocznie (tzn. w ciągu kilku minut, bądź od razu w przypadku inżektora), co umożliwia uzyskanie redukcji emisji rzędu 70% (w przypadku zastosowania np. bronowania) do 90% (w przypadku orki). Szacuje się, że wymieszanie z glebą w ciągu 4 godzin umożliwia uzyskanie redukcji rzędu 45-65%, natomiast w ciągu 24 godzin, rzędu 30%. Najskuteczniejszą metodą

ograniczania strat amoniaku w trakcie i po aplikacji płynnych nawozów naturalnych jest bezpośrednie ich wprowadzenie do gleby lub ich rozprowadzenie na powierzchni gleby za pomocą zespołów rozlewających.

Aplikacja płynnych nawozów naturalnych powoduje także emisję tlenu diazotu. Zwiększenie zawartości materii organicznej w glebie wiąże się z większym zużyciem tlenu i nasileniem procesu denitryfikacji, a wzrost emisji tej formy azotu następuje szczególnie po zastosowaniu gnojowicy zawierającej w swoim składzie znaczne ilości azotu amonowego i węgla. Szacuje się, że średnia roczna emisja podtlenku azotu z gleb użytkowanych rolniczo wynosi 1 do 2 kg (Marcinkowski, Sapek, 1999; Pietrzak, 2006).

Stosowanie nawozów naturalnych zarówno płynnych jak i stałych oraz redukcja emisji amoniaku poprzez odpowiednią ich aplikację poprawiają warunki glebowe i wpływają m.in. na utrzymanie stałego poziomu próchnicy w glebie. Bogatsza mikroflora gleby sprzyja mineralizacji substancji organicznej, zapewniając roślinom niezbędne makro- i mikroelementy, stymulując ich właściwy rozwój. Wpływa na zwiększenie pojemności wodnej gleby i stabilizację warunków glebowych.

Zakładając, że zawartość azotu amonowego w gnojowicy świńskiej wynosi średnio 0,2% to w 30 m³/ha będzie 60 kg tej formy azotu. Aplikacja rozbryzgowa powoduje średnio 50% jego strat, czyli tracimy 30 kg tego pierwiastka. Taka ilość azotu znajduje się w 88 kg saletry amonowej. Stosując aplikator doglebowy, stratę tę ograniczymy nawet o 90%. Przy cenie aplikatora równej 25 tys. zł inwestycja zwróci się po aplikacji gnojowicy na powierzchni 210 ha, czyli np. po 5 latach w przypadku rocznego wykorzystania aplikatora na 42 ha.

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG i amoniaku

Liczba aplikatorów gnojowicy wprowadzanej na glebę lub do gleby metodą inną niż rozbryzgowo wraz z powierzchnią jej aplikacji w gospodarstwach, jest wyszczególniona w bazie danych ARiMR, a jej podstawą jest liczba złożonych przez rolników wniosków obejmujących praktykę „Stosowanie nawozów naturalnych płynnych innymi metodami niż rozbryzgowo”, w ramach ekoschematu „Rolnictwo węglowe i zarządzanie składnikami odżywczymi”.

Wnioski o zakup naglebowych i doglebowych aplikatorów gnojowicy złożone w ramach wspomnianej praktyki oraz innych interwencji zostaną także wyszczególnione w słowniku rzeczowym ARiMR z uwzględnieniem powierzchni upraw, na której płynne nawozy naturalne zostały zaaplikowane. Ilościowe szacowanie wpływu aplikatorów gnojowicy na klimat i środowisko wymaga także poza wykorzystaniem aplikatora na własne potrzeby, uwzględnienia świadczenia usług przez jego właściciela. Tego rodzaju dane można zebrać na podstawie ankietyzacji lub informacji pozyskanych przez Oddziały Doradztwa Rolniczego.

Zebrane dane pozwolą na określenie redukcji emisji amoniaku i GHG wynikającej jedynie z zastosowania aplikatorów nawozów naturalnych płynnych, nie uwzględniając magazynowania nawozów naturalnych i aplikacji obornika czy nawożenia mineralnego. Dane KOBiZE z 2021 roku określają bezpośrednią emisję N₂O z aplikacji nawozów naturalnych do gleb na poziomie 6,73 kt, natomiast NH₃ na poziomie 78,53 kt.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG i amoniaku

Potencjał redukcyjny wyrażony wielkością redukcji emisji GHG i amoniaku w zależności od rodzaju aplikacji gnojowicy i stosowanego aplikatora. Natomiast efektem ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG inwestycji na poziomie gospodarstwa (E_{RI}) z tytułu wykorzystania wozu asenizacyjnego z aplikatorem gnojowicy (węże wleczone, aplikatory doglebowe kultywatorowe, talerzowe lub tarczowe, aplikatory stopkowe, łyżwowe) jest funkcja wartości współczynnika redukcyjnego dla tej inwestycji (W_R) i zwiększonej emisji

GHG z tytułu dodatkowego zużycia paliwa (WR_1) i powierzchni pracy maszyny w ciągu roku (P_U):

$$E_{RI} = W_R \times P_U$$

Natomiast na poziomie regionu, czy kraju:

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^n (WR - WR_1) \times P_{Ui}$$

gdzie:

W_R – współczynnik redukcyjny dla aplikacji nierozbryzowej gnojowicy – 3 500 t do 16 100 ton eq CO₂/rok i 5 900 do 17 700 ton NH₃/rok.

WR_1 – współczynnik redukcyjny dla zwiększonego zużycia paliwa – (-70) do (-150) kg CO₂·ha⁻¹ rocznie

P_{Ui} - planowane roczne wykorzystanie wozu asenizacyjnego z odpowiednim aplikatorem gnojowicy w i-tym gospodarstwie w ha.

n – liczba gospodarstw, które złożyły wniosek o zakup aplikatora gnojowicy w danym regionie/kraju w ciągu roku.

Literatura

Kodeks doradczy dobrej praktyki rolniczej dotyczący ograniczenia emisji amoniaku, MRiRW, 2019.

Marcinkowski T. (2010). Emisja gazowych związków azotu z rolnictwa. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, t. 10 z. 3 (31): 175-189.

Marcinkowski T., Kierończyk M. 2006. Emisja amoniaku z wybranych nawozów naturalnych i mineralnych. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, z. 512, s. 411-419.

Marcinkowski T., Sapek A. (1999). Estimation of ammonia emissions from agricultural source in Poland. W: Nitrogen cycle and balance in Polish agriculture. Conf. Proc. Falenty/Nadarzyn near Warsaw 1–2 December. Falenty: IMUZ Publ.: 140-148.

K.Mazur K., Barwicki J., Borek K., Wardal W.J. (2019). Procesy chemiczne w glebie przy stosowaniu gnojowicy zakwaszonej kwasem siarkowym w uprawach polowych. Przemysł Chemiczny. 98/3: 424-428.

Pietrzak S. (2006). Metoda inwentaryzacji emisji amoniaku ze źródeł rolniczych w Polsce i jej praktyczne zastosowanie. Woda Środowisko Obszary Wiejskie, t. 6 z. 1(16): 319-334.

UN, 2015. Framework Code for Good Agricultural Practice for Reducing Ammonia Emissions. United Nations Economic Commission for Europe, document nr ECE//EB.AIR/129. Wyd.24 marzec 2015.

Brony talerzowe do wymieszania obornika z glebą.

dr Wojciech Krawczyk IZ PIB Balice.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

Brony do szybkiego wymieszania gleby z obornikiem. Wyposażone w amortyzowane zespoły robocze, pozwala na ich wykorzystanie m.in. na glebach ciężkich i zakamienionych. Sposób rozmieszczenia talerzy umożliwia szybkie i skuteczne rozdrabnianie oraz mieszanie gleby. Standardowe bronie są wyposażone w ekrany boczne oraz ekran pomiędzy talerzami chroniący drugi rząd talerzy przed przyjmowaniem na siebie zbyt dużej masy ziemi. Mogą posiadać inne rozwiązania techniczne: belki z pazurkami, wały sprężynowe, oświetlenie, koła podporowe, w hydrauliczną blokadę składania ABS, w ekran ażurowy i inne elementy. Szerokości robocze od 2,50m do 6,00m pozwalają na swobodny dobór maszyn do ciągnika.

Obornik działa wolniej niż np. gnojowica, dostarczając roślinom składniki pokarmowe przez cały okres wegetacji, a pełne ich wykorzystanie następuje średnio w ciągu 3 lat. W pierwszym

roku jego działania rośliny pobierają od 20 do 40% azotu, a w kolejnych 30-40% w zależności od warunków pogodowych, jego rodzaju czy gatunku plonu. Z pozostałych 20-50%, część azotu jest wbudowana w substancję organiczną, reszta jest wypłukiwana albo emitowana w formie gazowej do atmosfery. W związku z tym obornik najlepiej wykorzystują rośliny o długim okresie wegetacji, np. ziemniaki. Największe zapotrzebowanie na azot pokrywa się u nich z intensywnym rozkładem obornika. W przechowywanym oborniku dochodzi do licznych przemian procesów związków azotu, przede wszystkim amonifikacji, jak również nityfikacji czy denityfikacji. Kierunek tych przemian zależy od wielu czynników fizycznych i chemicznych, głównie od dostępu tlenu i temperatury, a realizowany jest z jednej strony poprzez aktywność ureazy, z drugiej przez mikroflorę obecną w odchodach zwierząt, decydując o nawozowej jakości obornika. Na szybkość przemian substancji organicznej wpływa stosunek węgla do azotu zapisywany jako C:N – związki węgla dają energię mikroorganizmom, a związki azotu pełnią funkcję budulcowa komórek mikroorganizmów. Optymalny stosunek C:N wynosi 20–30:1 i umożliwia szybki rozkład oraz uzyskanie dużej ilości łatwo przyswajalnych form azotu.

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych i amoniaku

Szybkie wprowadzenie obornika do gleby umożliwia ograniczenie emisji amoniaku od 60% w uprawie bezorkowej do 90% w przypadku orki. Szacuje się, że przy wymieszaniu z glebą w ciągu 4 godzin redukcja strat gazowych azotu osiąga 45-65%, 12 godzin – 50%, 24 godzin – 30%. Dodatkowe straty azotu towarzyszą także przechowywaniu obornika na przymach tymczasowych. Jeśli nie zostaną one szybko rozrzucone i przyorane na polu zaleca się ich przykrywanie. Stosowanie nawozów naturalnych zarówno płynnych jak i stałych oraz redukcja emisji amoniaku poprzez odpowiednią ich aplikację poprawiają warunki glebowe i wpływają m.in. na utrzymanie stałego poziomu próchnicy w glebie. Bogatsza mikroflora gleby sprzyja mineralizacji substancji organicznej, zapewniając roślinom niezbędne makro- i mikroelementy, stymulując ich właściwy rozwój. Wpływa na zwiększenie pojemności wodnej gleby i stabilizację warunków glebowych. Zmniejszenie emisji amoniaku podczas wykorzystywania tej praktyki przyczynia się w znacznym stopniu nie tylko do ochrony gleby ale także powietrza i wody, przyczyniając się do np. zmniejszenia eutrofizacji wód.

Aplikacja obornika, podobnie jak gnojowicy ogranicza straty azotu wykorzystywanego przez rośliny redukując emisję amoniaku. Pozwala na zmniejszenie wykorzystania nawozów mineralnych, co ma obecnie ze względu na drastyczny wzrost ich cen, priorytetowe znaczenie dla każdego rolnika. Dawka obornika nie pozwalająca na przekroczenie dopuszczalnej wielkości 170 kg N/ha to około 30-35 ton tego nawozu. Skutkuje ona dostarczeniem do gleby około 150-170 kg azotu, w tym 45-55 kg azotu działającego w pierwszym roku. Taka ilość tej formy azotu pozwoli zastąpić nam około 160 kg saletry amonowej, której cena sięga aktualnie średnio około 1900 zł. Cena wywozu obornika ciągnikiem z ładowaczem to aktualnie wydatek 60-90 zł za godzinę pracy. Załadunek obornika wyceniany jest na średnio na 5 zł/tona, jego rozrzucenie na 15-20 zł/t. Czyli załadunek z rozrzuceniem 30 ton/ha to koszt 750 zł. Należy pamiętać, że jeżeli ładowność rozrzutnika jest mniejsza niż 30 ton ilość przejazdów wzrasta (10 ton – 3 przejazdy). Koszt rozrzucenia z szybkim wymieszaniem nie różni się od tego z wymieszaniem w terminie kilku dni po nawożeniu, wymaga odpowiedniej organizacji pracy i np. kooperacji między rolnikami. Oczywiście koszt rozrzucenia obornika bez jego wymieszania z glebą będzie niższy, ale taki sposób rolnicy stosują raczej wyłącznie na gruntach gdzie nie ma możliwości inkorporacji do gleby np. w sadach i na trwałych użytkach zielonych.

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG i amoniaku

Dane dotyczące ilościowego zapotrzebowania na brony talerzowe do wymieszania obornika z glebą będą dostępne w słowniku rzeczowym ARiMR na podstawie liczby wniosków złożonych

przez rolników na zakup tego rodzaju wyposażenia w ramach poszczególnych interwencji PS WPR 2023-2027 wraz z powierzchnią stosowania.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG i amoniaku

Potencjał redukcyjny jest wyrażony wielkością ograniczenia emisji amoniaku w zależności od szybkości wymieszania obornika z glebą oraz redukcją emisji GHG. Efekt ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG inwestycji na poziomie gospodarstwa (E_{RI}) z tytułu wykorzystania brony talerzowej do wymieszania obornika z glebą będzie wyznaczony jako funkcja wartości współczynnika redukcyjnego dla tej inwestycji (W_R) i zwiększonej emisji GHG z tytułu dodatkowego zużycia paliwa (W_{R1}) i powierzchni pracy maszyny w ciągu roku (P_{Ui}):

$$E_{RI} = W_R \times P_U$$

Natomiast na poziomie regionu, czy kraju:

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^n (WR - WR1) \times P_{Ui}$$

gdzie:

W_R – współczynnik redukcyjny dla aplikacji i szybkiego przykrycia obornika – 10 700 t do 48 400 ton eq CO₂/rok i 17 669 do 53 007 ton NH₃/rok.

W_{R1} – współczynnik redukcyjny dla zwiększonego zużycia paliwa – (-100) do (-150) kg CO₂·ha⁻¹ rocznie.

P_{Ui} - planowane roczne wykorzystanie brony talerzowej do wymieszania obornika z glebą w i- tym gospodarstwie w ha.

n – liczba gospodarstw, które złożyły wniosek o zakup brony talerzowej do wymieszania obornika z glebą w danym regionie/kraju w ciągu roku.

Literatura

Kierończyk M. 2012. Analiza wybranych czynników kształtujących emisję amoniaku podczas przechowywania obornika w warunkach eksploatacyjnych. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, t. 12 z. 3 (39).

Kodeks doradczy dobrej praktyki rolniczej dotyczący ograniczenia emisji amoniaku, MRiRW, 2019.

Krawczyk W., Walczak J. (2010). Potencjał biogeny obornika jako źródło emisji amoniaku i zagrożenia środowiska. Roczn. Nauk. Zoot., T. 37, z. 2: 187–193

Marcinkowski T. (2010). Emisja gazowych związków azotu z rolnictwa. Woda ŚrodowiskoObszary Wiejskie, t. 10 z. 3 (31): 175-189.

Marcinkowski T., Kierończyk M. 2006. Emisja amoniaku z wybranych nawozów naturalnych i mineralnych. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, z. 512, s. 411-419.

Marcinkowski T., Sapek A. (1999). Estimation of ammonia emissions from agricultural source in Poland. W: Nitrogen cycle and balance in Polish agriculture. Conf. Proc. Falenty/Nadarzyn near Warsaw 1–2 December. Falenty: IMUZ Publ.: 140-148.

Pietrzak S. (2006). Metoda inwentaryzacji emisji amoniaku ze źródeł rolniczych w Polsce i jej praktyczne zastosowanie. Woda Środowisko Obszary Wiejskie, t. 6 z. 1(16): 319-334.

UN, 2015. Framework Code for Good Agricultural Practice for Reducing AmmoniaEmissions. United Nations Economic Commission for Europe, document nr ECE//EB.AIR/129. Wyd.24 marzec 2015.

Aplikacja technologii i maszyn w systemach rolno-leśnych.

dr Wojciech Krawczyk IZ PIB Balice.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

Systemy rolno-leśne to działania spełniające kilka funkcji, łączące utrzymanie i pielęgnację różnych gatunków drzew i krzewów z uprawą rolną bądź wypasem zwierząt na danym terenie. To praktyki zrównoważone, przyczyniające się w znacznym stopniu do zachowania różnorodności biologicznej i ograniczenia zmian klimatu. Siew, pielęgnacja, zbiory zbóż mogą być realizowane klasycznymi technikami i maszynami przy odpowiednio szerokim np. alejowym rozstawieniu drzew. W przypadku sadów ich współużytkowanie musi pozwalać na wprowadzenie odpowiedniego sprzętu pozwalającego na pielęgnację i zbiór.

System rolno-leśne łączące liniowe lub pasowe zadrzewienia z uprawą roślin lub wypasem stymulują szereg mechanizmów przyczyniających się do poprawy warunków środowiskowych. Wpływają one na regulację warunków klimatycznych ekosystemu poprzez obniżenie lub podwyższenie temperatury powietrza w zależności od panującej pory roku. Zwiększają wilgotność powietrza i redukują siłę wiatru. Przyczyniają się do poprawy stosunków wodno-glebowych. Poprawiają strukturę i właściwości gleby, wpływając na retencję wody (Borek, 2016). Oddziałują łagodząco na zmiany klimatu nie tylko ograniczając skutki suszy, ale także redukując emisję gazów cieplarnianych.

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych

Główną rolą drzew utrzymywanych w ramach tej praktyki jest sekwestracja CO₂. Pojedyncze drzewo jabłoni w starych sadach współdzielonych np. z utrzymaniem świń pochłania około 20 kg tego gazu rocznie (Forester i in., 2021). Ściółka z opadu liści a prowadzi także do zwiększenia masy substancji organicznej w glebie. Wielkość sekwestracji CO₂ zależy od gatunku i wieku drzewa, rodzaju ściółki oraz warunków klimatycznych. Największą średnią roczną zdolnością sekwestracji ditlenku węgla charakteryzują się trzy gatunki drzew: dąb burgundzki 155 kg, brzoza brodawkowata 155 kg i klon pospolity 190 kg - najmniejszą: jabłoń 22,5 kg – a średnią śliwa wiśniowa 85 kg i wiśnia ptasia 85 kg, natomiast olsza czarna, lipa drobnolistna, wiąz pospolity, jesion wyniosły i grab pospolity sekwestrują średnio 140 kg tego gazu cieplarnianego rocznie (Calcolo carbon footprint, 2017). Wielofunkcyjność tego rozwiązania prowadzi do zwiększenia różnorodności biologicznej ekosystemu. Nasadzenia liniowe, pasowe czy rzędowe stanowią naturalne siedliska wielu gatunków owadów, płazów, gadów, ptaków i ssaków. W starych sadach, zwiększa się liczebność gatunków zapylających, utrzymywane mogą być pszczoły. Przyczyniają się one do zwiększenia różnorodności gatunków, m.in. roślin miododajnych w zielonym gruncie wykorzystywanym jako pastwisko albo zwiększają uprawiany plon (sady rosnące w pasach ziół). Wypasane okresowo w systemach rolno-leśnych gatunki bydła, świń czy drobiu użytkują wykorzystywane przez nie pastwiska. Stosuje się liniowe lub pasowe nasadzenia rodzimych gatunków drzew lub krzewów z gatunkami biocenotycznymi lub miododajnymi z przewagą gatunków liściastych, przystosowanych do panujących warunków środowiskowych. W zależności od gatunku drzewa i rodzaju oraz współuprawianej rośliny lub pastwiska drzewa należy umieszczać w odpowiednich odległościach oraz rzędach. Tak zintegrowane uprawy wymagają odpowiedniego dostępu światła dla uprawianych zbóż. Z tego powodu, połączenie nasadzeń np. topoli i uprawy pszenicy wymaga alei o szerokości minimum 20 metrów. Z kolei produkcja wysokiej jakości drewna tego gatunku sprawia, że pojedyncze drzewa nie mogą być oddalone od siebie więcej niż 5-6 metrów. Większa odległość ogranicza produkcję drewna z hektara. Optymalizację produkcji można uzyskać realizując nasadzenia topoli w podwójnych rzędach.

Analiza ekonomiczna współprawy topoli z pszenicą wykazała, że system dwurzędowy z obsadą 93 topoli na hektar osiąga zysk w wysokości 151 euro/ha, zakładając pozyskanie 1,3 m³ drewna z 1 topoli po 20 latach. Potencjał redukcyjny systemów rolno-leśnych jest szacowany na 0,4-3,7 t CO₂/ha/rok (Walczak i in. 2015).

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG

Dane dotyczące wykorzystywanych technologii i maszyn w ramach systemów rolno-leśnych będą dostępne w słowniku rzeczowym ARiMR na podstawie liczby wniosków złożonych przez rolników na zakup tego rodzaju wyposażenia. Szczegółowe informacje na temat systemów rolno-leśnych należy zebrać na podstawie ankietyzacji lub informacji uzyskanych z Oddziałów Doradztwa Rolniczego.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG

Potencjał redukcyjny wyrażony jest wielkością sekwestracji CO₂. Efekt ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG inwestycji na poziomie gospodarstwa (E_{RI}) dotyczący technologii oraz maszyn wykorzystywanych w systemach rolno-leśnych i zwiększonej emisji GHG z tytułu dodatkowego zużycia paliwa, powinien być wyznaczony jako funkcja wartości współczynnika redukcyjnego dla tej inwestycji (W_R), dodatkowego zużycia paliwa (W_{R1}) i powierzchni inwestycji w ciągu roku (P_U):

$$E_{RI} = W_R \times P_U$$

Natomiast na poziomie regionu, czy kraju:

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^n (W_R - W_{R1}) \times P_{Ui}$$

gdzie:

W_R – współczynnik redukcyjny dla systemów rolno-leśnych – od 0,4 do 3,7 t CO₂/ha/rok.

W_{R1} – współczynnik redukcyjny dla zwiększonego zużycia paliwa maszyn i technologii wykorzystywanych w systemach rolno-leśnych – (-50) do (-250) kg CO₂·ha⁻¹ rocznie.

P_{Ui} - planowane roczne wykorzystanie maszyn, technologii w systemach rolno-leśnych w i-tym gospodarstwie w ha.

n – liczba gospodarstw, które złożyły wniosek o zakup maszyn, technologii wykorzystywanych w systemach rolno-leśnych w danym regionie/kraju w ciągu roku.

Literatura

Borek R. (2016). Znaczenie systemów rolno-leśnych i możliwości wsparcia ich rozwoju w ramach Wspólnej Polityki Rolnej UE. Zagadnienia Doradztwa Rolniczego 1/2016: 22-38.

Calcolo della carbon footprint per l'abbattimento delle emissioni tramite piantumazione Politec Technology Sr., Cologne, 2017.

Forster E. J., Healey J. R., Dymond C., Styles D. (2021). Commercial afforestation can deliver effective climate change mitigation under multiple decarbonisation pathways. Nat. Comm. Vol. 12: 3831.

Plan Strategiczny dla Wspólnej Polityki Rolnej na lata 2023-2027, wersja 4.0., MRiRW, Warszawa, grudzień 2021 r.

Poland's national inventory report 2019, KOBiZE 2021.

Walczak i in. (2015). Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych w polskim rolnictwie z uwzględnieniem efektów Wspólnej Polityki Rolnej.

Walczak J., Krawczyk W. (2022). A grazed orchard system for the organic production of native breeds of pigs and poultry, and for the protection of old apple varieties. 6th European Agroforestry Conference Book of Abstract. Nuoro, 2022.

Nasadzanie zadrzewień śródpolnych.

dr Wojciech Krawczyk IZ PIB Balice.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

Zadrzewienia śródpolne poza m.in. wpływem na zachowanie bioróżnorodności odgrywają także duże znaczenie w łagodzeniu zmian klimatu. Charakteryzują się specyficznymi warunkami mikroklimatycznymi i siedliskowymi. Wyższa temperatura i wilgotność powietrza oraz mniejsza siła wiatru to podstawowe czynniki klimatyczne, które różnicują ten rodzaj siedliska w stosunku do otaczających je pól. Wpływają one na zmianę właściwości fizykochemicznych gleby, ściółki oraz regulują stosunki powietrzne i wodno-glebowe. Przyczyniają się m.in. do podniesienia poziomu wód gruntowych czy ograniczenia ewapotranspiracji, nie tylko roślin współwystępujących, ale także roślin uprawnych. Panujące tutaj warunki sprzyjają rozwojowi biomasy i prowadzą do wzbogacenia profilu glebowego o materię organiczną. Zadrzewienia pełnią także rolę buforów zatrzymujących wymywane z pól uprawnych pierwiastki biogenne i środki ochrony roślin. Zapobiegają erozji wietrznej i wodnej. Cały zespół zależności fizycznych i chemicznych regulujących mechanizm oddziaływania zadrzewień śródpolnych na środowisko wodne, glebowe oraz powietrze przyczynia się do jego ochrony. Stanowi schronienie licznych owadów, ptaków, płazów i gadów, w tym korzystnych z punktu widzenia ochrony roślin uprawnych. W konsekwencji pozwalając na zachowanie bardzo dużej różnorodności biologicznej. W zależności od gatunku drzewa i rodzaju zadrzewienia należy je umieszczać w odpowiednich odległościach oraz rzędach. Zadrzewienia powinny być odtwarzane bądź uzupełniane poprzez nasadzenia sadzonek najpopularniejszych gatunków drzew, szczególnie liściastych.

Duże znaczenie zadrzewień śródpolnych podkreśla jeszcze mocniej ich zdolność do sekwestracji CO₂. Dytlenek węgla jest odkładany w drewnie pnia, gałęzi czy liściach wszystkich gatunków drzew śródpolnych, ale także ściółce i glebie. W zależności od gatunku drzewa i rodzaju zadrzewienia należy je umieszczać w odpowiednich odległościach oraz rzędach. Zadrzewienia powinny być odtwarzane bądź uzupełniane poprzez nasadzenia sadzonek najpopularniejszych gatunków drzew, szczególnie liściastych.

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych

Zadrzewienia śródpolne odznaczają się zdolnością sekwestracji CO₂ i odkładania węgla w drewnie. Wielkość sekwestracji CO₂ przez drzewa zależy od ich gatunku, wieku, rodzaju ściółki oraz warunków klimatycznych. Największą średnią roczną zdolnością sekwestracji CO₂ charakteryzują się trzy gatunki drzew: dąb burgundzki 155 kg, brzoza brodawkowata 155 kg i klon pospolity 190 kg - najmniejszą: jabłoń 22,5 kg – a średnią śliwa wiśniowa 85 kg i wiśnia ptasia 85 kg, natomiast olsza czarna, lipa drobnolistna, wiąz pospolity, jesion wyniosły i grab pospolity sekwestrują średnio 140 kg tego gazu cieplarnianego rocznie (Calcolo carbon footprint, 2017). Na 1 hektar przypada średnio 4 do 6 tys. sadzonek gatunków drzew liściastych oraz 8-10 tys. sosny, 3-5 świerka i 1,5-2 tys. modrzewia. Wielkość pochłoniętego CO₂ zależy od gatunku drzewa, ściółki, warunków mikroklimatycznych, a także od jego wieku. Drzewa liściaste pochłaniają średnio 153 kg/szt./rok, owocowe 54 kg/szt./rok.

Utrzymywanie zadrzewień śródpolnych ma zasadnicze znaczenie dla różnorodności biologicznej. To miejsce stanowiące siedlisko i korytarz ekologiczny - w przypadku zadrzewień liniowych - dla wielu gatunków zwierząt migrujących, bytujących, żerujących i rozmnażających się w ekosystemie rolniczym oraz będących stałym elementem tego krajobrazu. Liczebność występujących w glebie z zadrzewieniami śródpolnymi bakterii i grzybów jest znacznie wyższa i bardziej zróżnicowana gatunkowo niż w tej, na której uprawiane są np. zboża. Najliczniejszą grupą wykorzystującą to siedlisko są bezkręgowce przystosowane do zasiedlania jednego środowiska i pozostające w nim w trakcie pełnego

okresu rozwoju. Owady w dużym stopniu uzależniają swoją różnorodność gatunkową od występujących w zadrzewieniach gatunków roślin. Na brzozie żeruje ponad 500 gatunków, a na głogu około 80 rodzajów stawonogów (Krag, 2003). Niebagatelną rolę pełnią także występujące na tym terenie owady zapylające wpływające na wielkość plonów. Siedlisko to jest miejscem gniazdowania trznadli, mazurków, zięb oraz 30 gatunków innych ptaków zwalczających szkodniki. Stanowi ono schronienie i miejsce żerowania także wielu drobnych ssaków.

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG

Dane dotyczące nasadzeń śródpolnych będą dostępne w słowniku rzeczowym ARiMR na podstawie liczby wniosków złożonych przez rolników w ramach tego typu inwestycji, obejmujących powierzchnię gruntów ornych pod nasadzenia oraz liczbę drzew lub krzewów szt./ha. Dane dotyczące sprzętu mechanicznego stosowanego podczas nasadzeń wielorzędowych, pasowych i umieszczania sadzonek w wyoranych brzdach należy zebrać na podstawie ankietyzacji lub informacji uzyskanych przez Oddziały Doradztwa Rolniczego.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcijnego GHG

Potencjał redukcji GHG wyrażony wielkością sekwestracji CO₂. Efekt ostatecznego potencjału redukcijnego GHG inwestycji na poziomie gospodarstwa (E_{RI}) z tytułu nasadzeń zadrzewień śródpolnych będzie wyznaczony, po uwzględnieniu potencjału sekwestracji zasadzonych drzew i krzewów oraz w przypadku stosowania sprzętu mechanicznego do nasadzeń wielorzędowych, pasowych (oranie brzd pod sadzonki), jako funkcja wartości współczynnika redukcijnego dla tej inwestycji (W_R) i zwiększonej emisji GHG z tytułu dodatkowego zużycia paliwa (W_{R1}) i powierzchni pracy maszyny w ciągu roku (P_U):

$$E_{RI} = W_R \times P_U$$

Natomiast na poziomie regionu, czy kraju:

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^n (WR - WR1) \times P_{Ui}$$

gdzie:

W_R – współczynnik redukcyjny dla zadrzewień śródpolnych – 20 t CO₂/ha/rok.

W_{R1} – współczynnik redukcyjny dla zwiększonego zużycia paliwa maszyn i technologii wykorzystywanych w systemach rolno-leśnych – (-50) kg CO₂·ha⁻¹ rocznie.

P_U_i - planowane roczne wykorzystania maszyn i technologii do nasadzeń i pielęgnacji zadrzewień śródpolnych w i-tym gospodarstwie w ha.

n - liczba gospodarstw, które wykorzystują sprzęt do nasadzeń wielorzędowych, pasowych (oranie brzd pod sadzonki) w danym regionie/kraju w ciągu roku.

Literatura

Calcolo della carbon footprint per l'abbattimento delle emissioni tramite piantumazione Politec Technology Sr., Cologne, 2017.

Forster E. J., Healey J. R., Dymond C., Styles D. (2021). Commercial afforestation can deliver effective climate change mitigation under multiple decarbonisation pathways. Nat. Comm. Vol. 12: 3831.

Gil W., Łukaszewicz J., Stocki J., Zachara T. (2007). Odnawianie lasu i zalesianie. Oficyna Edytorska „Wydawnictwo Świat”, Warszawa.

Krag J. Zadrzewienia śródpolne, strefy buforowe i miedze. MRiRW, Warszawa, 2003.
Poland's national inventory report 2019, KOBiZE 2021.

Kujawa K., Kujawa A., Oleszczuk M., Sobczyk D. (2019). Nieocenione zadrzewienia śródpolne.

Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Dz.U. Nr 92, poz. 880).

Zasady hodowli lasu 2012. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych. Warszawa.

Renowacja i odtwarzanie oczek wodnych i stref buforowych.

dr Wojciech Krawczyk IZ PIB Balice.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

Odtwarzanie i renowacja oczek wodnych i stref buforowych przyczynia się do ograniczenia zanieczyszczenia powietrza, gleby oraz wody. Wpływa na poprawę struktury gleby i stosunków powietrzno-wodno-glebowych, przyczyniając się także do ograniczenia erozji wietrznej czy wymywania pierwiastków biogennych z gleby. Stanowiące część krajobrazu rolniczego, naturalne bądź częściowo uzupełniane i nasadzone strefy buforowe w postaci pasów drzew, żywopłotów czy zagajników mogą także oddziaływać na jakość i wysokość sąsiadujących pól. Stabilizują warunki mikroklimatyczne, podnoszą temperaturę powietrza, zwiększają jego wilgotność i ograniczają siłę wiatru, wpływając na wielkość ewapotranspiracji (EPI Agri FG, 2016, Forester i in., 2021). Oddziaływanie pasa drzew, pełniących jednocześnie rolę wiatrochronu, sięga odległości równej nawet ich dwudziestokrotnej wysokości. Pas drzew o wysokości 10 metrów chroni przed wiatrem pole w zasięgu do 200 metrów długości. W strefie oddziaływania pasa prędkość wiatru spada o 60%, parowanie o 40%, a temperatura gleby i powietrza jest o 1°C wyższa. Przy czym, obszar pola leżący do 10 metrów od pasa zadrzewionego, charakteryzuje się słabszymi plonami, wynikającymi z ograniczonego dostępu światła, wody i substancji biogennych (Kujawa i in., 2018). Buforowe pasy drzew lub pojedyncze drzewa czy oczka wodne, poza rolą siedliskową i ochronną, zwiększają także sekwestrację węgla. Różnorodność gatunków zasiedlających omawiane siedliska wpływa także na redukcję szkodników niszczących plony. Woodcock i in. (2016) wykazali, że miedze sąsiadujące z 12 hektarowym polem rzepaku ograniczają występowanie na nim owadów szkodników o 50%. W przypadku renowacji stref buforowych należy uwzględnić wykorzystanie kosiarek i przycinarek, brzegi oczek wodnych także wymagają okresowego wykaszania, odmulania czy renowacji brzegów zdegradowanych poprzez erozję.

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych

Wielkość sekwestracji CO₂ w pasach buforowych drzew zależy od ich gatunku, wieku, rodzaju ściółki oraz warunków klimatycznych. Badania i kalkulacje przeprowadzone przez włoskich naukowców z Instytutu Biometeorologii w Bolonii w 2017 r. dowiodły te zależności i wykazały pochłanianie CO₂ przez wymienione gatunki o następujących średnich, rocznych wartościach: jabłoń 22,5 kg, morwa płacząca 22,5, śliwa wiśniowa 85 kg, wiśnia ptasia 85 kg, olsza czarna 130 kg, lipa drobnolistna 140 kg, wiąz pospolity 140 kg, jesion wyniosły 140 kg, grab pospolity 140 kg. Największą roczną zdolnością sekwestracji CO₂ charakteryzowały się trzy spośród trzydziestu jeden gatunków, będących przedmiotem tych badań: dąb burgundzki 155 kg, brzoza brodawkowata 155 kg i klon pospolity 190 kg (Calcolo carbon footprint, 2017). Renowacji i odtwarzaniu stref buforowych uformowanych z drzew czy krzewów sprzyja większa dostępność pierwiastków biogennych w glebie. Ograniczenia mogą dotyczyć jedynie wymagań klimatycznych czy łatwości przenoszenia szkodników. Ryzyko przenoszenia chorób roślin uprawnych, ogranicza na terenach sadowniczych, wykorzystanie krzewów z rodziny różowatych (np. głogu), a także berberysu w sąsiedztwie upraw zbóż. Nie należy też sadzić określonych gatunków krzewów przy wybranych uprawach polowych i ogrodniczych. Przyczyniają się one do większej aktywności i liczebności mszyc: trzmielinowo-burakowej, czeremchowo-zbożowej, szakłakowo-ziemniaczanej, głogowo-marchwianej (Kujawa i in.,

2018). Najpopularniejsze gatunki drzew i krzewów wykorzystywane do tworzenia stref buforowych to: brzoza brodawkowata, jesion wyniosły, klon jawor, lipa drobnolistna, modrzew polski, olsza czarna, robinia akacjowa, topola czy wierzba biała. Spośród krzewów: dereń właściwy, bez czarny, grab pospolity, karagana syberyjska, kruszyna pospolita, leszczyna pospolita, śliwa ałyczka, śliwa tarnina i wierzba wonna.

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG

Dane dotyczące stref buforowych w postaci pasów drzew, krzewów, żywopłotów naturalnych i częściowo nasadzanych będą dostępne w słowniku rzeczowym ARiMR w kategorii „Grunty zadrzewione i zakrzewione na użytkach rolnych (zadrzewienia śródpolne itp.)”. Szczegółowe dane należy zebrać na podstawie ankietyzacji przeprowadzonej wśród rolników. W przypadku nasadzeń uzupełniających, pasowych należy określić powierzchnię, na której zakłada się pracę maszyn przygotowujących bruzdy pod sadzonki. W przypadku renowacji stref buforowych należy uwzględnić wykorzystanie kosiarek i przycinarek, brzegi oczek wodnych także wymagają okresowego wykaszania, odmulania czy renowacji brzegów zdegradowanych poprzez erozję, dane te należy uzupełnić także na podstawie ankiety.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG

Potencjał redukcyjny odznacza się wielkością sekwestracji drzew i krzewów tworzących strefy buforowe, a efekt ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG inwestycji na poziomie gospodarstwa (E_{RI}) zależy od wykorzystania pługa do wyorywania bruzd, kosiarki, przycinarki czy koparki do czyszczenia i pogłębiania oczek wodnych i powinien być wyznaczony jako funkcja wartości współczynnika redukcyjnego dla tej inwestycji (W_R) i zwiększonej emisji GHG z tytułu dodatkowego zużycia paliwa (W_{R1}) oraz powierzchni pracy maszyny w ciągu roku (P_U):

$$E_{RI} = W_R \times P_U$$

Natomiast na poziomie regionu, czy kraju:

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^n (WR - WR1) \times P_{Ui}$$

gdzie:

W_R – współczynnik redukcyjny dla zadrzewień i zakrzewień w strefach buforowych od 5 do 10 t CO₂/ha/rok.

W_{R1} – współczynnik redukcyjny dla zwiększonego zużycia paliwa maszyn wykorzystywanych do zakładania i renowacji zadrzewień i zakrzewień stref buforowych oraz pielęgnacji oczek wodnych – od (-5) do (-50) kg CO₂·ha⁻¹ rocznie.

P_{Ui} - planowane roczne wykorzystanie maszyn do zakładania i renowacji zadrzewień i zakrzewień stref buforowych oraz pielęgnacji oczek wodnych w i-tym gospodarstwie w ha.

n – liczba gospodarstw, które złożyły wniosek o zakup maszyn do zakładania i renowacji zadrzewień i zakrzewień w strefach buforowych oraz oczek wodnych w danym regionie/kraju w ciągu roku.

Literatura

Calcolo della carbon footprint per l'abbattimento delle emissioni tramite piantumazione Politec Technology Sr., Cologne, 2017.

Cordeau, S., X. Reboud, et al. (2011). Farmers fears and agro-economic evaluation of sown grass strips in France. Agr. Sust. Dev. 31(3): 463-473.

Forster E. J., Healey J. R., Dymond C., Styles D. (2021). Commercial afforestation can deliver effective climate change mitigation under multiple decarbonisation pathways. *Nat. Comm.* Vol. 12: 3831.

Garratt M. P.D, Deepa Senapathi, Coston D. J., Mortimer S. R., Potts S. G. (2017). The benefits of hedgerows for pollinators and natural enemies depends on hedge quality and landscape context. *Agri. Eco. Envir.* Vol. 247: 363-370.

Klein A. M., Vaissière B. E., et al. (2007). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B. Bio. Sci.* 274(1608): 303-313.

Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego i Rady. Zrównoważony obieg węgla. Bruksela, dnia 15.12.2021 r.

Kujawa A., Kujawa K., Zajączkowski J., Borek R., Tyszko-Chmielowiec P., Chmielowiec-Tyszko D., Józefczuk J., Krukowska-Szopa I., Śliwa P., Witkoś-Gnac K. *Zadrzewienia na obszarach wiejskich. Dobre praktyki i rekomendacje.* Fundacja EkoRozwoju, Wrocław, 2018.

Report EIP-AGRI Focus Group, (2016). Benefits of landscape features for arable crop production.

Woodcock B. A., Bullock J. M., McCracken M., Chapman R. E., Ball S. L., Edwards M. E., Nowakowski M., Pywell R. F. (2016). Spill-over of pest control and pollination services into arable crops. *Agri. Eco. Envir.* Vol. 231: 15-23.

Urządzenia służące do uprawy, pielęgnacji gruntów organicznych.

dr Wojciech Krawczyk IZ PIB Balice.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

Gleby o odpowiednio wysokiej zawartości próchnicy (gleby próchnicze tj. czarnoziemy) z wyjątkiem torfowisk i mokradł), odgrywają ważną rolę m.in. w łagodzeniu zmiany klimatu. Poprzez swoje właściwości retencyjne, przyczyniają się do ograniczenia skutków suszy, a dzięki zwiększonym możliwościom wiązania węgla do jego sekwestracji. Sposób użytkowania tego rodzaju gleb ma więc aktualnie niebagatelne znaczenie w kontekście adaptacji rolnictwa do kryzysu klimatycznego (Turbiello i in., 2016; Mitsch, i in., 2013). Wśród czynników decydujących o poziomie substancji organicznej w ich strukturze należy wymienić m.in.: intensywność stosowanych zabiegów agrotechnicznych, stosowanie nawozów naturalnych czy resztek poźniwnych. W gospodarstwach o ograniczonej liczbie gruntów ornych, użytkowanie orne gruntów organicznych prowadzi do ich degradacji i zmniejszenia zawartości próchnicy. Odpowiednie użytkowanie lub zaprzestanie użytkowania ornego tego rodzaju gruntów, ograniczenie zabiegów powodujących nadmierne napowietrzenie gleby, zmniejszenie intensyfikacji upraw, pozostawianie resztek poźniwnych i stosowanie nawozów naturalnych odwraca wspomnianą tendencję i przyczynia się do zachowania i wzrostu poziomu substancji organicznej w glebie. Siebielec i in. (2020) wskazują, że najwyższa średnia zawartość materii organicznej występuje w glebach gruntów ornych województw: lubuskiego, pomorskiego oraz małopolskiego, a najniższa w wielkopolskim, kujawsko-pomorskim, lubelskim i łódzkim, w których średnia zawartość jest niższa od 1,7%.

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych

Odpowiednia zawartość próchnicy w glebie poprawia jej strukturę i warunki powietrzno-wodne. W glebach piaszczystych pod wpływem próchnicy zwiększa się ich zwięzłość, a w glebach cięższych ich struktura rozluźnia się. Próchnica może zatrzymać średnio 4 razy więcej wody w formie dostępnej dla roślin niż sama waży, do tego pozwala wytworzyć korzystną, gruzełkową strukturę gleby ze zwiększoną ilością wody kapilarnej. Jest to szczególnie ważne w przypadku gleb lekkich, piaszczystych. Związki próchniczne mają istotny wpływ na zatrzymywanie składników pokarmowych, a więc i na zasobność gleb. Regulują odczyn gleby

i poprawiają zdolności buforowe. Próchnica reguluje odpowiednie stężenie kationów Ca^{2+} , Mg^{2+} , NH_4^+ , Na^+ , K^+ , H^+ w roztworze glebowym poprzez ich zatrzymywanie lub uwalnianie. Stymuluje aktywność mikroorganizmów glebowych (Pikuła, 2019, Jurczuk, 2012).

Gleby semihydrogeniczne, charakteryzują się bardzo dużymi właściwościami retencyjnymi oraz potencjałem sekwestracji CO_2 , dlatego znaczenie środowiskowe tych gleb przeważa nad ich wartością użytkową. Użytkowanie orne gleby skutkuje większym jej natlenieniem. Węgiel organiczny w warunkach tlenowych ulega reakcji utlenienia. Prowadzi ona do powstania ditlenku węgla, który zostaje wyemitowany do atmosfery. Ponadto, rozpuszczone w wodzie formy tego pierwiastka są wymywane do wód gruntowych (Lipiński, 2006). Zaniechanie ornego użytkowania gleb organicznych prowadzi do zwiększenia ich różnorodności biologicznej i zmniejszenia strat węgla. Różnorodność biologiczna ulega znacznej poprawie po zaniechaniu użytkowania ornego i przekształceniu gruntów organicznych w trwałe użytki zielone. Różnorodne gatunki traw, roślinność łąkowa wpływają nie tylko na urozmaicenie runi, ale także na poprawę właściwości i strukturę gleby. Efektywność praktyki mierzona jest wielkością zwiększonej sekwestracji węgla oraz redukcji strat jego formy rozpuszczalnej w glebach organicznych.

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG

Dane dotyczące gruntów organicznych o zawartości próchnicy powyżej 2% (gleby próchnicze tj. czarnoziemy) z wyjątkiem torfowisk i mokradeł będą dostępne w bazie IUNG PIB oraz powinny zostać uzupełnione na podstawie badań specjalistycznych gleb realizowanych przez IUNG PIB.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcijnego GHG

Potencjał redukcyjny gruntów organicznych z wyjątkiem torfowisk i mokradeł odpowiednio utrzymywanych odznacza się wielkością sekwestracji CO_2 na poziomie od 5 do 15 ton $\text{CO}_2/\text{ha}/\text{rok}$, a efekt ostatecznego potencjału redukcijnego GHG tego rodzaju gruntów organicznych na poziomie gospodarstwa (E_{RI}) zależy od wykorzystanych urządzeń do uprawy i pielęgnacji tych gruntów i powinien być wyznaczony jako funkcja wartości współczynnika redukcijnego dla tej inwestycji (W_R) i zwiększonej emisji GHG z tytułu dodatkowego zużycia paliwa (W_{R1}) i powierzchni pracy maszyny w ciągu roku (P_U):

$$E_{RI} = W_R \times P_U$$

Natomiast na poziomie regionu, czy kraju:

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^n (WR - WR1) \times P_{Ui}$$

gdzie:

W_R – współczynnik redukcyjny dla uprawy i pielęgnacji gruntów organicznych od 5 do 15 ton $\text{CO}_2/\text{ha}/\text{rok}$.

W_{R1} – współczynnik redukcyjny dla zwiększonego zużycia paliwa maszyn wykorzystywanych do uprawy i pielęgnacji gruntów organicznych – od (-100) do (-200) $\text{kg CO}_2 \cdot \text{ha}^{-1}$ rocznie.

P_{Ui} - planowane roczne wykorzystanie maszyn do zakładania i uprawy i renowacji gruntów organicznych w i-tym gospodarstwie w ha.

n – liczba gospodarstw, które złożyły wniosek o zakup maszyn wykorzystywanych do uprawy i pielęgnacji gruntów organicznych w danym regionie/kraju w ciągu roku.

Literatura

Jurczuk S. (2012). Emisja ditlenku węgla ze zmeliorowanych gleb organicznych w Polsce. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, T. 12, z.(39): 63–76.

- Jurczuk S. (2000). Wpływ regulacji stosunków wodnych na osiadanie i mineralizację gleb organicznych. *Bibi. Wiad. IMUZ*, 96: 120.
- Lipiński J. (2006). Zarys rozwoju oraz produkcyjne i środowiskowe znaczenie melioracji w świetle badań. *Acta Sci. Pol., Formatio Circumiectus*, 5(1): 3–15.
- Łabaz B., Kabała C. (2014). Origin, properties and classification of „black earths” in Poland. *Soil Science Annual*, 65(2): 80–90.
- Mitsch W. J., Bernal B., Nahlik A. M., Mander Ü., Zhang L., Anderson C. J., Jørgensen S. E., Brix H. (2013). Wetlands, carbon, and climate change. *Landscape Ecology*, 28(4): 583-597.
- Pikuła D. (2019). Praktyki zapobiegające stratom węgla organicznego z gleby. *Studia i Raporty IUNG-PIB. Zeszyt 59(13)*: 77-91.
- Siebielec G., Łopatka A., Smreczak B., Kaczyński R., Siebielec S., Koza P., Dach J. (2020). Materia organiczna w glebach mineralnych Polski. *Studia i Raporty IUNG-PIB, Zeszyt 64(18)*: 9-30.
- Tubiello F. N., Biancalani R., Salvatore M., Rossi S., Conchedda G. (2016). A worldwide assessment of greenhouse gas emissions from drained organic soils. *Sust.*: 8(4).

Urządzenia służące do uprawy, pielęgnacji i zbioru z trwałych użytków zielonych.

dr Wojciech Krawczyk IZ PIB Balice.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

Zagospodarowanie trwałych użytków zielonych ma priorytetowe znaczenie dla produkcji rolniczej i środowiska. Ekstensywne użytkowanie łąk: pokosy i wypasy, zapobiegają degradacji różnorodności biologicznej i utrzymują ich ważną rolę środowiskową. Jednocześnie, przynoszą rolnikowi dodatkowe korzyści. Właściwe użytkowanie TUZ, w tym także łąk na terenach podmokłych, jest praktyką wpisującą się w szereg elementów warunkowości zdefiniowanych w założeniach WPR 2023-2027. TUZ wpływają na regulację mikroklimatu poprzez m.in. obniżenie temperatury siedliska oraz podwyższenie jego wilgotności. Regulują poziom wód, pełniąc istotną rolę retencji wód, infiltrują je, eliminując zanieczyszczenia chemiczne i biologiczne, ograniczają wymywanie substancji biogenych z gleby. Uwodnienie łąk powoduje zmniejszenie mineralizacji gleby i ma znaczący wpływ na łagodzenie skutków susz i powodzi. Urządzenia służące do uprawy i pielęgnacji TUZ to min. pług łąkowy, glebogryzarka, wał łąkowy, włóka łąkowa, specjalistyczny siewnik do posiewu łąk, agregat do pielęgnacji łąk, prasa zbierająca, przyczepa objętościowa do transportu zebranej i rozdrobnionej zielonki z TUZ.

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych

Ekstensywne użytkowanie tych ekosystemów poprzez ich wykaszanie lub wypas sprawia, że stanowią cenny element produkcji rolniczej, będąc jednocześnie obszarem o wyjątkowo bogatej różnorodności biologicznej (Gregorczyk, 2016). Łąki o wielowarstwowej runi składającej się z różnorodnych gatunków traw, kwiatów i ziół to charakterystyczny element krajobrazu polskiego, niestety z roku na rok, coraz bardziej zagrożony. Nie tylko z powodu intensyfikacji produkcji rolnej, ale też na skutek zachodzącej zmiany klimatu. Łąki zależą w dużej mierze od warunków glebowych i wodnych, które kształtują ich skład gatunkowy i właściwości użytkowe. Gleby piaszczyste, kwaśne występujące np. na skarpach i zboczach są miejscem występowania muraw i wrzosowisk. Na glebach żyznych z uregulowanym poziomem wód występują łąki świeże. Gleby wilgotne lub bagienne są siedliskiem łąk kaczeńcowych. Na terenach bardzo wilgotnych i zalewowych, które okresowo ulegają przesuszeniu powstają łąki zmiennowilgotne trzęślicowe i zalewowe, np. selernicowe. Na terenach trwale nawodnionych i zabagnionych występujących np. w dolinach rzek kształtują się torfowiska, które także mogą

być użytkowane rolniczo zgodnie z wymogami ochrony przyrody (Oleszczuk, 2012). Wszystkie rodzaje łąk odgrywają ogromną rolę siedliskową dla różnorodnych gatunków roślin i zwierząt. Stanowią ich schronienie, źródło pożywienia, rozmnażania i gniazdowania. W związku z tym, rolnicze, ekstensywne użytkowanie TUZ odgrywa priorytetową rolę w zachowaniu równowagi biologicznej dla tych ekosystemów. Każdy rodzaj intensywnej ingerencji tj. nawożenie, przyorywanie lub osuszanie prowadzi do degradacji użytkowej i środowiskowej tych terenów. Obecnie w dobie bardzo szybko zachodzącej zmiany klimatu i występujących już corocznie susz, właściwe zagospodarowanie oraz ochrona szczególnie łąk na terenach podmokłych, a także torfowisk odgrywa priorytetową rolę środowiskową i gospodarczą. Odpowiednie użytkowanie łąk, także tych na terenach podmokłych przyczynia się do ochrony różnorodności biologicznej oraz łagodzenia skutków susz i powodzi. Ma ogromne znaczenie dla zachowania cennych siedlisk gatunków roślin i zwierząt. Trwałe użytki zielone wykorzystywane jako pastwisko przyczyniają się do podniesienia dobrostanu użytkowanych zwierząt. Zmniejszenie intensywności użytkowania TUZ (częstości koszenia/spasania i nawożenia, zamiany użytkowania z pastwiskowego na łąkowe) powinno przyczynić się do zmniejszenia emisji CO₂ z gleby o ok. 5-10% (450-2000 kg CO₂·ha⁻¹) w zależności od warunków glebowych i dotychczasowej intensywności użytkowania. Większe wykorzystanie azotu przez rośliny może ograniczać bezpośrednią i pośrednią emisję N₂O z gleby. (Walczak i in., 2015).

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG

Dane dotyczące trwałych użytków zielonych będą dostępne w bazie ARiMR, której podstawą są m.in. wnioski o płatności w ramach ekoschematu „Rolnictwo węglowe i zarządzanie składnikami odżywczymi”, obejmującego praktykę ekstensywne użytkowanie TUZ z obsadą zwierząt. Ponadto dane dostępne w bazie IUNG PIB.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcji GHG

Potencjał redukcji trwałych użytków zielonych wyraża się wielkością sekwestracji CO₂ TUZ, a efekt ostatecznego potencjału redukcji GHG TUZ na poziomie gospodarstwa (E_{RI}) zależy od wykorzystanych urządzeń do uprawy i pielęgnacji tego rodzaju użytków tj. pług łąkowy, glebogryzarka, wał łąkowy, włóka łąkowa, specjalistyczny siewnik do posiewu łąk, agregat do pielęgnacji łąk i urządzenia do zbioru skoszonej biomasy (np. prasy zbierające, zwijające, przyczepa zbierająca do siana i sianokiszonki, kosiarki polowe, przyczepy objętościowe do transportu zebranej i rozdrobnionej siewkami zielonki z TUZ). Potencjał redukcji GHG TUZ powinien być wyznaczony jako funkcja wartości współczynnika redukcji dla tej inwestycji (W_R) i zwiększonej emisji GHG z tytułu dodatkowego zużycia paliwa i powierzchni pracy maszyny w ciągu roku (P_U):

$$E_{RI} = W_R \times P_U$$

Natomiast na poziomie regionu, czy kraju:

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^n (WR - WR1) \times P_{Ui}$$

gdzie:

W_R – współczynnik redukcji dla uprawy, pielęgnacji i zbioru TUZ od 0,45 do 2 ton CO₂/ha/rok.

W_{R1} – współczynnik redukcji dla zwiększonego zużycia paliwa maszyn wykorzystywanych do uprawy, pielęgnacji i zbioru TUZ – od (-100) do (-200) kg CO₂·ha⁻¹ rocznie.

P_{Ui} - planowane roczne wykorzystanie maszyn do uprawy, pielęgnacji i zbioru TUZ w i-tym gospodarstwie w ha.

n – liczba gospodarstw, które złożyły wniosek o zakup maszyn wykorzystywanych do uprawy, pielęgnacji i zbioru TUZ w danym regionie/kraju w ciągu roku.

Literatura

Przewodnik do rozpoznawania siedlisk przyrodniczych wspieranych w ramach Działania rolno-środowiskowo-klimatycznego PROW 2014-2020. Wersja ogólna. IUNG Puławy, 2020.

Przewodnik po działaniu rolno-środowiskowo-klimatycznym PROW 2014-2020 (w tym okres 2021-2022). Wydanie IV. Warszawa, 2022.

Gregorczyk S. (2016). Użytkowanie ekosystemów trawiastych a kształtowanie środowiska. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych nr 586: 19–32, 2016.

Oleszczuk R. (2012). Wielkość emisji gazów cieplarnianych i sposoby jej ograniczenia z torfowisk użytkowanych rolniczo. Współczesne Problemy Kształtowania i Ochrony Środowiska, Monografie nr 3p: 75-89.

Walczak J. i in. 2015. Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych w polskim rolnictwie z uwzględnieniem efektów Wspólnej Polityki Rolnej. Ekspertyza, Balice.

Elementy systemów nawodnieniowych oraz urządzenia współpracujące.

dr Wojciech Krawczyk IZ PIB Balice.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

Sporowokowany działalnością człowieka wzrost temperatur przyczynia się m.in. do występowania ekstremalnych zjawisk pogodowych, np. takich jak susze. Ich częstość oraz intensywność związane są nie tylko z dużym udziałem gleb lekkich, ale także nieodpowiednim stanem infrastruktury hydrotechnicznej i melioracyjnej. Adaptacja rolnictwa do zmian klimatu związana jest z wdrażaniem szeregu praktyk mających na celu łagodzenie konsekwencji tych zmian w produkcji rolnej. Susze będące jednym z wielu następstw kryzysu klimatycznego, występują na terenie naszego kraju począwszy od 2015 roku już corocznie. Jednym z działań łagodzących ich skutki w produkcji roślinnej jest stosowanie odmian charakteryzujących się większą na nie odpornością. Innym jest wykorzystywanie systemów nawadniających. Nawadnianie roślin i to nie tylko odmian bardzo wrażliwych na niedobory wody, staje się już koniecznością, zapewniającą odpowiednią wysokość i jakość plonu, ale także stabilność ekonomiczną gospodarstw. Szacuje się, że korzystanie z deszczowni, miniraszaczy czy technologii kropłowych gwarantuje średni wzrost plonu nawet o 30%. Analizy efektywności nawadniania wskazują, że zwrot inwestycji w te systemy wynosi od 2 do 5 lat. Duże znaczenie dla wysokości plonu i oszczędności wody ma także rodzaj stosowanego nawadniania. Szacuje się, że precyzyjne nawadnianie kropłowe w porównaniu do deszczowego skutkuje dodatkowo 5% wzrostem plonu oraz w zależności od uprawy nawet blisko 40% oszczędnością wody. Wskazany wyżej, odpowiednio wysoki wzrost plonów, związany także z wyższą jakością uprawianych roślin oraz oszczędnością wody w przypadku stosowania nawodnień precyzyjnych, świadczą o efektywności i opłacalności tej praktyki.

Retencja wody w glebie pochodzącej z nawadniania, opadów atmosferycznych i kondensacji pary wodnej uwarunkowana jest szeregiem czynników fizykochemicznych związanych z panującymi warunkami klimatycznymi (wilgotnością powietrza, temperaturą powietrza i gleby, prędkością wiatru), stosowanymi metodami upraw polowych i właściwościami gleby, takimi jak uziarnienie, gęstość objętościowa oraz zawartość próchnicy. Największe ilości wody magazynowane są w glebach organicznych, takich jak torfowe, najmniejsze w glebach lekkich, piaszczystych oraz zbitych, charakteryzujących się mniejszą objętością porów (Niedźwiecki i Łopatka, 2018). Jedną z praktyk poprawiającą i zwiększającą magazynowanie wody w glebie jest nawożenie naturalne. Podnosi ono zasobność gleby w materię organiczną, przyczyniając

się do poprawy warunków wodnych w glebie zarówno poprzez zdolności chłonne substancji organicznej jak i poprawę struktury gleby. Odpowiednia struktura gleby warunkuje wzrost kapilarnej pojemności wodnej oraz zawartości wody dostępnej dla roślin. Przyspiesza wsiąkanie wody opadowej, ograniczając spływy powierzchniowe i nasilenie erozji wodnej. Natomiast spadek zawartości materii organicznej w glebie prowadzi do zwiększenia erozji wodnej i wietrznej oraz ograniczenia jej zdolności sorpcyjnej, skutkującej stratami związków azotu. Obecnie w rolnictwie stosuje się systemy nawodnieniowe: powierzchniowe (zalewowe lub podsiąkowe), deszczownie, armatki wodne i mikrozaszace oraz nawodnienie kropelkowe powierzchniowe i podpowierzchniowe. Wybór systemu nawodnieniowego zależy przede wszystkim od rośliny uprawnej. Ziemniaki często nawadnia się deszczowniami i armatkami wodnymi, stacjonarnymi lub mobilnymi. Zboża, nawadnia się przez regulację dostępności wody kapilarnej i powierzchniowej tj. przez nawodnienia powierzchniowe, najczęściej połączone z właściwie przeprowadzoną regulacją melioracji wodnych. W polowej uprawie warzyw najczęściej stosowane są deszczownie, a nawadnianie kropelkowe, stosowane jest w uprawie pod osłonami, w sadach i w przypadku roślin ozdobnych.

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych

Wpływ nawadniania użytków rolnych na sekwestrację węgla w glebie był przedmiotem badań niemieckich (Elmer i Baumecker, 2002) oraz austriackich (Dersch i Bohm, 2001). W obu przypadkach stwierdzono nieznacznie wyższą koncentrację węgla w glebach nawadnianych, która nie była jednak statystycznie istotna. Gleba nawodnionych użytków rolnych w Niemczech zmagazynowała 5,78 g C kg⁻¹, a nienawodnionych 5,63 g C kg⁻¹. W glebie austriackiej stwierdzono, odpowiednio 4,64 C m⁻² oraz 4,93 C m⁻². Publikacja przeglądowa (Trost i in., 2013) analizująca przykłady doświadczeń polowych badających zależność sekwestracji węgla, emisji N₂O od nawadniania potwierdza opisane wyżej zależności dotyczące sekwestracji węgla w glebach wybranych krajów europejskich. Nie należy w tym przypadku łączyć praktyk nawadniania w celu podniesienia plonowania z trwałym zwiększeniem uwilgotnienia i podniesieniem zwierciadła wód, które pozwala na zmniejszenie emisji CO₂, ale zwiększa emisję N₂O i CH₄ z gleby. Nawadnianie sadów wiśniowych zwiększa plon tego owocu o 1,6 do 2,6 t ha⁻¹ (Lipiński, 2016), Treder (2021) podaje, że średni wzrost plonu nawadnianej odmiany jabłoni „Gala” na podkładce M.9 w latach 2007-2010 wyniósł 9,3 t/ha. Nawadnianie malin skutkuje średnim rocznym wzrostem plonu o 1 do 3,5 t/ha, nawadnianie malin skutkuje średnim rocznym wzrostem plonu o 1 do 3,5 t/ha (Rumasz-Rudnicka, 2003). Analiza efektywności nawadniania ogórka gruntowego z wykorzystaniem deszczowni przeprowadzona przez Lipińskiego (2016) wykazała, że plony tego warzywa na polu nawadnianym były wyższe od tych na polu nienawadnianym o 6,6 t ha⁻¹.

Z punktu widzenia różnorodności biologicznej nawadnianie przyczynia się do zachowania odpowiednich stosunków wodnych w glebie, przyczyniających się m.in. do zahamowania degradacji tego środowiska i jego stabilności utrzymanej dzięki większej liczbie konkurujących lub żyjących w symbiozie gatunków grzybów i bakterii. Realizowany przy ich udziale rozkład materii organicznej, pobieranie azotu czy wytwarzanie substancji czynnych decyduje o odpowiednim zrównoważeniu kompleksu glebowego. Wynikiem tego rodzaju aktywności mikroorganizmów jest przyczynianie się do regulacji stosunków wodnopowietrznych i podnoszenie żyzności gleby. Efektywność nawadniania mierzona jest wzrostem plonu, jego jakością, oszczędnością wody w zastosowanym systemie, a także wielkością sekwestracji węgla przez drzewa owocowe w przypadku gospodarstw sadowniczych.

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG

Dane dotyczące elementów systemów nawodnieniowych i urządzeń współpracujących będą dostępne w słowniku rzeczowym ARiMR, którego podstawą będzie liczba wniosków

złożonych przez rolników na tego rodzaju inwestycje wraz z powierzchnią nawadnianych upraw. Dane w tym zakresie należy zebrać także na podstawie ankietyzacji gospodarstw.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcijnego GHG

Potencjał redukcyjny gleby pod uprawami nawadnianymi (ograniczenie emisji z gleby w zakresie 0,88–1,47 t CO₂ ·ha⁻¹·r⁻¹ wg Fabera i Jarosz, 2022), przyrostu plonu, masy drzew i sekwestracji CO₂ przez drzewa w nawadnianych sadach, wyraża jako funkcja wartości współczynnika redukcijnego dla tej inwestycji (W_R) i powierzchni pracy systemów nawadniających w ciągu roku (P_U):

$$E_{RI} = W_R \times P_U$$

Natomiast na poziomie regionu, czy kraju:

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^n WR \times P_{Ui}$$

gdzie:

W_R – współczynnik redukcyjny dla systemów nawadniających: od 0,88 do 1,47 kg C/ha/rok dla nawodnionej gleby i od 22 do 85 kg CO₂/drzewo owocowe/rok.

P_{U_i} - planowane roczne wykorzystanie systemów nawadniających w i-tym gospodarstwie w ha.
n – liczba gospodarstw, które złożyły wniosek o zakup systemów nawadniających w danym regionie/kraju w ciągu roku.

Literatura

Babik I. Wpływ typu gleby i nawadniania na plonowanie i skład chemiczny brokołu. Acta Agroph., 7(4), 793-808, 2006.

Dersch G., Bohm K. Effects of agronomic practices on the soil carbon storage potential in arable farming in Austria. Nut. Cyc. Agro, vol.60, issue.1/3, 49-55, 2001.

Ellmer F., Baumecker M. 65 Years Long-term Experiments at Thyrow. Results for Sustainable Crop Production at Sandy Soils. Arch. Agro. Soil Sci., vol.48, issue.5, 521-531, 2002.

Kaniszewski S., Treder W. Racjonalne nawadnianie warzyw. Brwinów, 2021 r.

Kaniszewski S., Treder W. Racjonalne nawadnianie roślin sadowniczych. Brwinów, 2021 r.

Kaniszewski S., Treder. W. Znaczenie oszczędnej gospodarki wodą w ogrodnictwie i zapobieganie skażeniu wód. Ograniczenie zanieczyszczenia azotem pochodzenia rolniczego metodą poprawy jakości wód. Redakcja naukowa Jacek Walczak, Fundacja na rzecz Rozwoju Polskiego Rolnictwa, Warszawa, 2018 r.

Kaniszewski S., Treder W. Współczesne trendy w nawadnianiu i nawożeniu w produkcji ogrodniczej. Ograniczenie zanieczyszczenia azotem pochodzenia rolniczego metodą poprawy jakości wód. Redakcja naukowa Jacek Walczak, Fundacja na rzecz Rozwoju Polskiego Rolnictwa, Warszawa, 2018 r.

Kula A., Lipiński J. Produkcyjna i ekonomiczno-finansowa efektywność kroplowego nawadniania borówki wysokiej. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. T 17, Z. 1 (57), 75-87, 2017.

Lipiński J. Efektywność deszczownianego nawadniania ogórków gruntowych w warunkach produkcyjnego gospodarstwa ogrodniczego. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. T 16. Z 3 (55), 61-71, 2016.

Lipiński J. Efektywność kroplowego nawadniania sadów wiśniowych. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. T 16, Z 2 (54), 77-88, 2016.

Niedźwiecki J., Łopatka A. Fizyczna jakość gleb użytków rolnych Polski. Studia i Raporty IUNG-PIB. Z 58 (12), 47-55. 2018.

Program przeciwdziałania niedoborowi wody na lata 2021–2027 z perspektywą do roku 2030. Ministerstwo Infrastruktury, Warszawa, grudzień, 2021 r.

Przeciwdziałanie niedoborom wody w rolnictwie. Informacja o wynikach kontroli. NIK, Departament Rolnictwa i Rozwoju Wsi, Warszawa, 2020 r.

Rolbiecki R., Rolbiecki S., Grzelak B. O możliwościach uprawy sałaty kruchej (*Lactuca sativa* var. *capitata* L.) na luźnej glebie piaszczystej | przy zastosowaniu mikronawodnień. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, Z. 478: 301-306, 2001 r.

Rumasz-Rudnicka E., Koszański Z. Reakcja maliny na zróżnicowane nawożenie azotem i nawadnianie kropkowe. Inżynieria Rolnicza 5 (103), 221-228, 2008.

Rumasz-Rudnicka E., Koszański Z., Podsiadło C. Wpływ nawadniania wodą o różnym zasoleniu na plonowanie cebuli zwyczajnej i selera korzeniowego. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. T 5, Z specj. (14), 275-285, 2005.

Trost B., Prochnow A., Drastig K., Meyer-Aurich A., Ellmer F., et al. Irrigation, soil organic carbon and N₂O emissions. A review. Agr. Sust. Dev. 33 (4): 733-749, 2013 r.

Zieliński M., Sobierajewska J. Rolnictwo w obliczu suszy a bezpieczeństwo żywnościowe. Zakład Ekonomiki Gospodarstw Rolnych. IERIGŻ-PIB. Warszawa, 2019 r.

<http://www.nawadnianie.inhort.pl/>

Zbiorniki do retencji wody.

dr Wojciech Krawczyk IZ PIB Balice.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

Towarzyszące rolnictwu zmiany klimatu, skutkują m.in. nasileniem ekstremalnych zmian pogodowych: deszczów nawalnych, burz, powodzi czy występowaniu suszy. Ich skutki mają niebagatelne znaczenie dla funkcjonowania gospodarstwa, utrzymania produkcji i bezpieczeństwa ekonomicznego. Zbiorniki do retencji wody stają się niezbędnym elementem wyposażenia gospodarstwa. Zapobiegają powodziom, gromadząc nadmiar wody opadowej, wykorzystywanej podczas okresu suszy. Obowiązujące od roku 2022 uproszczone przepisy pozwalają na przebudowę systemów melioracyjnych bez pozwolenia wodnoprawnego. Istnieje również możliwość wykonania stawów retencyjnych do 5000 m² powierzchni oraz 3 m głębokości jedynie na zgłoszenie. Zgodnie z Rozporządzeniem Parlamentu Europejskiego i Rady Unii Europejskiej nr 2020/741 z 25 maja 2020 r. ponowne wykorzystanie wody pochodzącej z uprzednio oczyszczonych ścieków w rolnictwie jest dozwolone. Jego celem jest m.in. zapewnienie wystarczającej ilości wody do nawadniania pól, w szczególności podczas fal upałów i poważnych susz. Rozporządzenie ma zwiększyć wykorzystanie wody ze ścieków z obecnego ok. 1 mld m³ rocznie nawet do 6,6 mld m³ w roku 2025. Najprostsze naturalne zbiorniki retencyjne to oczka wodne oraz sztuczne, naziemne np. podrynnowe. Standardowe zbiorniki podziemne do retencjonowania wód i zapobiegania podtopieniom oraz powodziom, charakteryzują się modułową konstrukcją, która pozwala na łatwe dostosowanie ich wielkości do powierzchni, na której są osadzone. Wykonane są z trwałych elementów żelbetowych, charakteryzujących się dużą wytrzymałością na obciążenia dynamiczne. Dodatkową korzyścią może być wykorzystanie zbiorników retencyjnych do oczyszczania wód z zanieczyszczeń pochodzących ze spływu powierzchniowego poprzez sedymentację oraz fitoremediację.

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych

Zbiorniki naturalne ograniczają zanieczyszczenia pochodzenia rolniczego. W zlewni, której około 40% powierzchni zajmują zbiorniki wodne i mokradła zatrzymywanych jest około 90% zanieczyszczeń pochodzenia rolniczego, głównie związków biogennych ale również pestycydów oraz metali ciężkich, a także następuje zmniejszenie zawartości ołowiu do 80%, miedzi i cynku do około 70%, oraz osadów do 90% (Nyc, 2004; Mioduszeński, 2003;

Mioduszewski, 2006) za Nieodpowiednia jakość retencjonowanej wody może w konsekwencji utrudniać eksploatację zbiorników, prowadząc do ich eutrofizacji lub wystąpienia deficytu tlenowego oraz rozwoju organizmów stwarzających niebezpieczeństwo kąpiących się ludzi (Szczykowska, 2009). Nawadnianie upraw, którego źródłem jest także woda ze zbiorników retencyjnych, pozwala na utrzymanie i wzrost plonu. Pokrycie gleby roślinnością ogranicza emisję podtlenku azotu i wymywanie składników pokarmowych, zwłaszcza azotu w postaci azotanów oraz zwiększa sekwestrację węgla organicznego w glebach. Wdrażanie praktyki może pośrednio wpłynąć na ograniczenie emisji z gleby w zakresie $0,88-1,47 \text{ t CO}_2 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$ (Faber, Jarosz, 2022).

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG

Dane dotyczące zbiorników do retencji wody będą dostępne w słowniku rzeczowym ARiMR, a ich podstawą będzie liczba wniosków złożonych przez rolników na tego rodzaju inwestycje.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG

Szacowanie potencjału redukcyjnego GHG nie dotyczy bezpośrednio tego rodzaju inwestycji. Pośredni potencjał redukcyjny GHG wynika z wykorzystania zgromadzonej w zbiornikach wody do nawadniania upraw, sadów, co może wpłynąć na ograniczenie emisji z gleby w zakresie $0,88-1,47 \text{ t CO}_2 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$ (Faber, Jarosz, 2022) oraz przyrostu masy drzew owocowych i zwiększonej sekwestracji CO_2 (średnio od 22 do 85 kg dla jednego drzewa owocowego rocznie). W tym celu niezbędne są dane na temat wykorzystania wody ze zbiorników retencyjnych w gospodarstwach do nawadniania upraw i sadów. Do ich zgromadzenia konieczne jest przeprowadzenie ankietyzacji gospodarstw.

Literatura

Ciesielczuk T. 2021. Retencjonowanie wód dla potrzeb nawodnień rolniczych. Opolski Ośrodek Doradztwa Rolniczego w Łosiu. Projekt zrealizowany w ramach operacji pn. „Zakładanie lokalnych partnerstw do spraw wody (LPW) - nowatorskie elementy racjonalnej gospodarki wodnej na obszarach wiejskich” w ramach realizacji planu operacyjnego KSOW na lata 2020-2021 w zakresie SIR. S. 1-24.

Faber A., Jarosz Z. Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych w polskim rolnictwie w świetle literatury. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2017, 52(6): 45-56.

Faber A., Jarosz Z. Wpływ WPR na wielkość redukcji emisji gazów cieplarnianych. *Studia i Raporty IUNG-PIB. Zeszyty 67(21): 67-75. 2022.*

Iwaszuk E., Rudik G., Duin L., Mederake L., McKenna D. i Naumann S. (Ecologic Institute); Iwona Wagner (FPP Enviro). Błękitno-zielona infrastruktura dla łagodzenia zmian klimatu w miastach Katalog techniczny. Ecologic Institute i Fundacja Sendzimira 2019. Redakcja naukowa Tomasz Bergier (AGH Akademia Górniczo-Hutnicza w Krakowie) Agnieszka Kowalewska (Fundacja Sendzimira).

Mioduszewski W. Mała retencja: ochrona zasobów wodnych i środowiska naturalnego: Poradnik; Wydawnictwo Instytutu Melioracji i Użytków Zielonych Falenty: 2003. 6.

Mioduszewski W. Małe zbiorniki wodne; Wydawnictwo Instytutu Melioracji i Użytków Zielonych; Falenty: 2006. 7.

Nyc K., Mała retencja wodna – zagadnienia ogólne, *Przegląd Komunalny rok 2004*, pp 73-77.

Szczykowska J., Occurrence of elements contaminating the low-retention reservoirs on agricultural areas, *Polish Journal of Environmental Studies - Series of Monographs vol. 3* HARD Publishing Company, Olsztyn 2009, pp 75-80.

Szczykowska J., Siemieniuk A. Znaczenie zbiorników retencyjnych na terenach rolniczych oraz jakość ich wód. *Inżynieria Ekologiczna Nr 26*, 2011, s. 103-111.

<https://blog.ecol-unicon.com/zbiorniki-retencyjne-jakie-przepisy-reguluja-zastosowanie/>

<https://blog.wavin.com/pl-pl/zbiorniki-retencyjne-jak-dzia%C5%82aj%C4%85-i-jakie-s%C4%85-ich-rodzaje>

Pługi dłutowe, kultywatory dłutowe, grubery, spulchniacze glebowe.

dr Wojciech Krawczyk IZ PIB Balice.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

Zespół urządzeń uprawowych, które częściowo zastępują tradycyjną, płużną uprawę gleby. Wykorzystywane do głębokiego spulchniania gleby. Tego typu narzędzia są powszechnie stosowane w tzw. uproszczonych metodach uprawy gleby. Pługi dłutowe służą do przewracania i mieszania gleby na głębokość do 45-55 cm. Dzięki tej technologii możliwe jest przerwanie warstwy "podeszwy płużnej", co zwiększa przepuszczalność gleby dla wody i korzeni roślin. Pług dłutowy wyposażony w specjalnie zaprojektowane dłuta, jest w stanie pracować w różnych warunkach glebowych, zapewniając równomierne i precyzyjne uprawianie gleby. Dzięki wykorzystaniu tego rodzaju pługa dochodzi do zwiększenia retencji wodnej w glebie. Dzięki głębokiemu przewracaniu i przemieszczaniu gleby, woda jest w stanie lepiej przenikać i zatrzymywać się w glebie, co jest szczególnie korzystne w okresach suszy. Stosowanie pługa dłutowego powoduje też mniejsze mieszanie gleby niż w przypadku kultywatora do uprawy bezorkowej. Zastosowanie wyżej wymienionych technik i narzędzi pozwala na zastąpienie tradycyjnej płużnej uprawy roli, która prowadzi do degradacji środowiska glebowego. Ubytek glebowej materii organicznej wywiera negatywny wpływ na strukturę gleby. Zastąpienie orki uprawami uproszczonymi, w których zamiast pługa wykorzystuje się np. spulchniacze glebowe, zwiększa w niej zawartości substancji organicznej i zmniejsza straty azotu. Grubery, kultywatory dłutowe i pługi dłutowe mogą pracować zarówno jako narzędzia samodzielne, ale najczęściej są stosowane w zestawach (agregatach) uprawowych lub nawet uprawowo-siewnych. W skład takich agregatów wchodzi dodatkowo np. walec rurowy lub zębaty i/lub zestaw talerzy, które ugniatają, wyrównują i doprawiają wierzchnią warstwę gleby.

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych

W procesie uprawy bezorkowej są wykorzystywane narzędzia uprawowe jak kultywatory-grubery ze sztywnymi zębami zakończone gęsiostópkami, które podcinają glebę na całej powierzchni, spulchniają ją i częściowo mieszają, mogą pracować na różnej głębokości, brony talerzowe, które mają większą wydajność niż pług pracujący na tej samej głębokości, można je wykorzystać do wyrównania powierzchni gleby, pługi dłutowe, które poprawiają strukturę gleby, zapewniają lepszą gospodarkę wodną i dostęp powietrza, wały uprawowe, służące do wyrównania pola, polepszenie kontaktu oraz takie maszyny uprawowe, które nadają się do intensywnego, płytkiego mieszania zaraz po zbiorze roślin np. brony mulczowe i pozostałe maszyny do uprawy przedsięwnej. Uproszczenie uprawy prowadzi do zmniejszenia emisji CO₂, które w naszych warunkach glebowo-agrotechnicznych można ocenić na ok. 15% , tj. 1350 kg CO₂·ha⁻¹ rocznie. Wprowadzenie uprawy bezorkowej zmniejsza o 60,5% zużycie paliw pędnych i tym samym emisję CO₂ i N₂O (Czarnocki 2013, Pawlak 2012, Czarnocki, Starczewski 2008). Uwzględniając wyniki badań Niemieckiego Instytutu Badania Gospodarki szacującego emisję CO₂ ze spalania 1 l oleju napędowego na 2,64 kg można obliczyć, że w bezorkowym systemie uprawy zbóż ozimych emisja gazów zmniejszy się dodatkowo o ok. 67,1 kg CO₂·ha⁻¹ na rok (Walczak 2015).

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG

Dane dotyczące: pługów dłutowych, kultywatorów dłutowych, gruberów, spulchniaczy glebowych wykorzystywanych w uprawie bezorkowej będą dostępne w słowniku rzeczowym ARiMR na podstawie liczby wniosków złożonych przez rolników na zakup tego rodzaju

urządzeń. Dane te powinny zawierać także powierzchnię, na której wykorzystywane są te urządzenia w gospodarstwie. Dodatkowe informacje na temat liczby i powierzchni zastosowania wymienionych urządzeń należy zebrać na podstawie ankietyzacji lub informacji uzyskanych z Oddziałów Doradztwa Rolniczego.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG

Efekt ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG inwestycji na poziomie gospodarstwa (E_{RI}) dotyczący wykorzystania pługów dłutowych, kultywatorów dłutowych, gruberów, spulchniaczy glebowych wykorzystywanych w uprawie bezorkowej i zmniejszonej emisji GHG z tytułu mniejszego zużycia paliwa przez te urządzenia w porównaniu z uprawą konwencjonalną, powinien być wyznaczony jako funkcja wartości współczynnika redukcyjnego dla tej inwestycji (W_R), zmniejszonego zużycia paliwa (W_{R1}) i powierzchni inwestycji w ciągu roku (P_U):

$$E_{RI} = W_R \times P_U$$

Natomiast na poziomie regionu, czy kraju:

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^n (W_R + W_{R1}) \times P_{Ui}$$

gdzie:

W_R – współczynnik redukcyjny dla uprawy uproszczonej 3,24 t CO₂·ha⁻¹/rocznie.

W_{R1} – współczynnik redukcyjny dla zmniejszonego zużycia paliwa maszyn wykorzystywanych do uprawy uproszczonej – od 50 do 200 kg CO₂·ha⁻¹ rocznie.

P_{Ui} - planowana roczna powierzchnia wykorzystania maszyn do uprawy uproszczonej w i-tym gospodarstwie w ha.

n – liczba gospodarstw, które złożyły wniosek o zakup maszyn wykorzystywanych do uprawy uproszczonej w danym regionie/kraju w ciągu roku.

Literatura

Czarnocki S., Starczewski J. (2008): Porównanie zużycia paliwa i czasu pracy przy kilku alternatywnych technologiach przygotowania roli do siewu. Inżynieria Rolnicza 4 (102): 209-215.

Czarnocki S. (2013): Ocena energetyczna alternatywnych technologii przygotowania roli do siewu jęczmienia ozimego. Inżynieria Rolnicza 3 (146) t. 2: 69-75.

Walczak J. i in. 2015. Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych w polskim rolnictwie z uwzględnieniem efektów Wspólnej Polityki Rolnej. Ekspertyza, Balice.

<https://www.rolmako.com/uprawa-bezorkowa.html>

Systemy optymalizacji produkcji zwierzęcej w oparciu o regulację wypasu i poprawę dobrostanu wypasanych zwierząt.

dr Wojciech Krawczyk IZ PIB Balice.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

Regulacja wypasu to działanie, przyczyniające się zarówno do mitygacji GHG, jak i amoniaku w żywieniu bydła poprzez wydłużenie pastwiskowania. Realizowane jest ono poprzez dodatkowy dzienny wypas w czasie dłuższym od zakładanych 4 godzin. Wydłużone pastwiskowanie trwa 8, 12, a nawet 24 godziny. Wydalany przez krowy mocz jest szybko wchłaniany przez glebę, ograniczając czas możliwej emisji amoniaku do powietrza atmosferycznego. Korzystanie z pastwiska eliminuje także możliwość defekacji bydła w pomieszczeniach inwentarskich, uniemożliwiając tym samym emisję amoniaku w tych

budynkach oraz na kolejnym etapie przechowywania nawozów naturalnych. Oczywiście wydłużenie pastwiskowania możliwe jest tylko w przypadku odpowiedniego areálu przeznaczonego do wypasu, optymalizacji zarządzania jakością pastwisk, polegającej m.in. na prowadzeniu wypasu kwaterowego, określeniu jakości i wydajności pastwiska, dostosowaniu obsady zwierząt do jego wydajności.

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych i amoniaku

Mimo wyższej emisji GHG z żywienia krów trawą na pastwisku, łączny bilans takiej praktyki (w bilansie śladu węglowego), jest korzystniejszy, niż w przypadku żywienia kiszonką z kukurydzy lub wysłódków buraczanych. Redukcja GHG to 1433,36 kg CO₂ eq./szt./rok. Ponadto, szacuje się, że ten sposób żywienia byłaby ogranicza emisję amoniaku o 20% (Walczak i in. 2015).

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG i amoniaku

Dane dostępne w komputerowej bazie identyfikacji i rejestracji zwierząt IRZ ARiMR dotyczące liczebności zwierząt i systemów utrzymania zwierząt w siedzibie stada z wyszczególnieniem pastwiskowania bydła. Dane GUS i słownika efektów rzeczowych ARiMR dotyczące powierzchni pastwisk stałych i liczebności zwierząt. Szczegółowe dane dotyczące pastwiskowania i jego udziału w utrzymaniu zwierząt uzyskane na podstawie informacji od rolnika przy składaniu wniosków o płatności oraz danych lub ankietyzacji ODR.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcijnego GHG i amoniaku

Efektom wykorzystania tego systemu jest redukcja emisji amoniaku i GHG w zależności od długości wypasu, powierzchni pastwiska i liczby wypasanych zwierząt. Według danych KOBIZE z 2021 roku na podstawie raportu National Emission Reduction Commitments Directive (NECD) - National emission inventories, emisja amoniaku z moczu i odchodów zwierząt zdeponowanych na pastwiskach i wybiegach osiągnęła wartość 18,48 kt, a tlenu diazotu 1,74 kt.

Potencjał redukcyjny GHG i amoniaku wyraża się jako funkcja wartości współczynnika redukcijnego dla tej inwestycji (W_R) i powierzchni pastwiska oraz liczby wypasanych zwierząt w ciągu roku (P_U):

$$E_{RI} = W_R \times P_U$$

Natomiast na poziomie regionu, czy kraju:

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^n W_R \times P_{Ui}$$

gdzie:

W_R – współczynnik redukcyjny dla wydłużonego pastwiskowania 1433,36 kg CO₂ eq./sztuka/rok

P_{Ui} - planowane roczne wykorzystanie wydłużonego pastwiskowania w i-tym gospodarstwie w ha.

n – liczba gospodarstw, które wdrożyły wydłużone pastwiskowanie w danym regionie/kraju w ciągu roku.

Literatura

Krawczyk W. Zmiany klimatu a rolnictwo. Materiały szkoleniowe. Fundacja na rzecz Rozwoju Polskiego Rolnictwa. Warszawa. 2023.

Walczak J., Krawczyk W. (red.). 2017. Najefektywniejsze metody redukcji niekorzystnych oddziaływań rolnictwa w zakresie środowiska naturalnego i zmian klimatu oraz możliwości szacowania ich efektów. Kraków, 2017.

Walczak J. i in. 2015. Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych w polskim rolnictwie z uwzględnieniem efektów Wspólnej Polityki Rolnej. Ekspertyza, Balice.

Kodeks doradczy dobrej praktyki rolniczej dotyczący ograniczenia emisji amoniaku. Redakcja ITP. Falenty, Warszawa, 2019 r.

Systemy odzysku ciepła z mleka.

dr Wojciech Krawczyk IZ PIB Balice.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

System wykorzystywany do odzyskiwania ciepła ze schładzanego mleka. Mleko uzyskiwane bezpośrednio z doju o temperaturze około 35°C jest przekazywane do wymiennika, którego wydajność pozwala na odzyskanie 60 do 70% ciepła pochodzącego z mleka. Sprawnie działająca instalacja do odzysku ciepła jest na ogół w stanie ogrzać 50 litrów wody do temperatury około 50°C, wykorzystując do tego celu ciepło uzyskane z ok. 100 litrów świeżo wydojonego mleka o temperaturze ok. 35°C (Gaworski, Boćkowski, 2016). Ciepła woda wykorzystywana jest w gospodarstwie np. do mycia instalacji udojowej (Olkowski i in., 2013). Przy większej liczebności krów, gdzie ilości podgrzanej wody są znaczące, jest ona doprowadzana do systemu pojenia, dzięki czemu zwierzęta mają dostęp do wody o wyższej temperaturze. Jest to szczególnie istotne w okresie zimowym, pozwala to także na zwiększenie pobrania paszy i zwiększenie produktywności zwierząt. Wykorzystanie systemów wstępnego schładzania mleka pozwala zmniejszyć zużycie energii elektrycznej o 50% (Myczko A., Szulc R., 2010).

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych

Stosowanie odzysku ciepła z mleka pozwala na ograniczenie emisji CO₂. Zużycie 1kWh energii w Polsce w 2022 roku równało się emisji 633 gramów CO₂. (Carbon intensity of electricity generation, 2022).

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG

Dane dotyczące systemów odzysku ciepła z mleka będą dostępne w słowniku rzeczowym ARiMR na podstawie liczby wniosków złożonych przez rolników na zakup tego rodzaju urządzeń w kategorii „Systemy odzysku ciepła z urządzeń chłodniczych np. podczas schładzania mleka”.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG

Efektem wykorzystania tego systemu jest potencjał redukcyjny wyrażony redukcją emisji CO₂ wynikająca ze zmniejszonego zużycia energii elektrycznej, gdzie jedna zaoszczędzona 1 kWh = redukcji emisji 633 gramów CO₂ (według danych z 2022 r.). Efekt potencjału redukcyjnego GHG na poziomie gospodarstwa (E_{RI}) jest iloczynem zaoszczędzonych kWh oraz zaniechaną emisją CO₂ przypadającą na 1 kWh w danym roku:

$$E_{RI} = \text{zkWh} \times \text{CO}_2\text{rok}$$

W skali regionu lub kraju:

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^n zkWh \times CO2rok$$

gdzie:

zkWh – współczynnik redukcyjny dla unikniętej emisji CO₂ z 1 kWh wynosi 633 g CO₂.

n - liczba gospodarstw, które złożyły wniosek na technologie energooszczędne w danym regionie/kraju w ciągu roku.

Literatura

Chmielewski Ł. Cenne ciepło z mleka. Farmer. 2015.

Gaworski M., Boćkowski M. System odzysku ciepła z mleka. Portal Hodowcy. 2016.

Myczko A., Szulc R. Wstępne schładzanie udojonego mleka a redukcja emisji dwutlenku węgla. Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering, 2010, Vol. 55(2), ss. 94-96.

Olkowski T., Koniecko A., Przybylski Ł. 2013. Wykorzystanie ciepła odpadowego ze schładzania mleka do ogrzewania wiejskiego budynku mieszkalnego. Inżynieria Rolnicza, 143(2), 245-252.

Walczak J. i in. 2015. Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych w polskim rolnictwie z uwzględnieniem efektów Wspólnej Polityki Rolnej. Ekspertyza, Balice.

Systemy oczyszczania powietrza z budynków inwentarskich (biofiltry i płuczki).

dr Wojciech Krawczyk IZ PIB Balice.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

Duże znaczenie dla ograniczania emisji amoniaku ma także oczyszczanie wentylowanego w budynkach inwentarskich powietrza wylotowego. Najczęściej stosowanymi technologiami pozwalającymi na pozbycie się związków azotu w tego rodzaju powietrzu są biofiltry i płuczki. W płuczках biologicznych czynnikiem wchłaniającym rozpuszczone zanieczyszczenia jest aktywne złożo mikrobiologiczne. W płuczках chemicznych do wody dodawane są związki chemiczne, np.: ług sodowy czy kwas siarkowy. Z kolei w płuczках węglowych jest wykorzystywany węgiel aktywny. Natomiast, najpowszechniej stosowanym w przypadku biofiltrów złożem filtrującym są ze względu na swoje właściwości sorpcyjne dodatki organiczne np. torf i słoma. Złożo zastosowane w biofiltrze musi charakteryzować się odpowiednimi właściwościami sorpcyjno-filtrującymi, ale także odpowiednim stosunkiem C:N.

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych i amoniaku

W przypadku biofiltra na uwagę zasługuje selektywność materiału filtrującego, przyczyniającego się do redukcji poszczególnych grup związków. Mieszanka słomy, trocin i torfu obniża maksymalnie emisję NO_x do 0,019 kg/szt./rok i 0,042 kg/szt./rok. Zróżnicowanie składu mieszanek, uwzględnione przy ich komponowaniu wskazuje na duże znaczenie ich właściwości fizycznych, a także możliwości wykorzystania przez mikroflorę, jako składników pokarmowych. Źródła literaturowe mówią wręcz o konieczności zachowania wysokiego stosunku C/N, podobnie jak w materiale przeznaczonym do kompostowania (Choi i in., 2003). Wprawdzie słoma posiada stosunkowo dobre właściwości chłonne, jest jednak mało porowata, a zawarty w niej węgiel nie jest aż tak prosty do zużytkowania jako substrat przez mikroorganizmy. Stąd zastosowanie substratu mieszanego jako złoża biofiltrów, co pozwala na wykorzystanie jego naturalnych cech (Cloirec i in., 2001; Nicolai i Janni, 2001). Ponadto, co w tym przypadku wydaje się najważniejsze, obok wspomnianych właściwości fizycznych

komponentów mieszanek filtracyjnych, zasadniczą rolę w selektywności odgrywają ich właściwości chemiczne wpływając na wielkość redukcji emisji wybranych związków chemicznych. Redukcja emisji CH₄ to 20-60% (Melse i in., 2005; Girard i in., 2012).

W przypadku N₂O w zależności od źródła może następować redukcja lub wzrost emisji (część NH₃ usuwanego z powietrza może być przekształcona w N₂O, co wynika z niepełnego procesu denitryfikacji w medium filtracyjnym) (Dumont i in., 2014; Van der Heyden i in., 2015).

Efekt redukcji emisji amoniaku po zastosowaniu biofiltra i płuczek wynosi 70-90%.

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG i amoniaku

Dane dotyczące systemów oczyszczania powietrza z budynków inwentarskich (biofiltry i płuczki) będą dostępne w słowniku rzeczowym ARiMR na podstawie liczby wniosków złożonych przez rolników na zakup tego rodzaju urządzeń w kategorii „Systemy oczyszczania powietrza z budynków inwentarskich” oraz danych WIOŚ na podstawie kontroli gospodarstw, które są zobligowane do stosowania BAT, jako najbardziej efektywnych i zaawansowanych technologii mających na celu zapobieganie lub ograniczenie emisji z budynków inwentarskich, a biofiltry i płuczki są uznawane za tego rodzaju technologie.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG i amoniaku

Efekt wykorzystania systemów oczyszczania powietrza jest potencjał redukcyjny amoniaku oraz GHG wyrażony w skali gospodarstwa (E_{RI}) jako funkcję współczynnika redukcyjnego biofiltra lub płuczki (W_R), czasu pracy systemu oczyszczania powietrza ($hSOP$) i jego wydajności ($wSOP$):

$$E_{RI} = hSOP \times wSOP$$

W skali regionu lub kraju:

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^n hSOP \times wSOP$$

gdzie:

W_R – współczynnik redukcyjny dla biofiltra powietrza w chlewni ze zróżnicowanym złożem (słoma, trociny, torf) od 144 do 151 kg CO₂/sztukę/rok; od 0,49 do 0,50 kg CH₄/sztukę/rok; od 0,04 do 0,09 kg NH₃/sztukę/rok (badania własne).

$hSOP$ – czas pracy systemu oczyszczania powietrza.

$wSOP$ – wydajność systemu oczyszczania powietrza.

n - liczba gospodarstw, które złożyły wniosek na biofiltry i płuczki w danym regionie/kraju w ciągu roku.

Literatura

Choi J.K., Y.H. Kim, D.J. Joo, S.J. Choi, T.W. Ha, D.H. Lee, I.H. Park and Y.S. Jeong. (2003). Removal of ammonia by biofilters. A study with flow-modified system and kinetics. Jour. Air Waste Manag. Assoc. 53: 92-101.

Cloirec P., Humeau P., Ramirez-Lopez E.M., (2001). Biotreatments of odours: control and performances of a biofilter and a bioscrubber. Water Sci. Technol. 44 (9): 219-226.

Dumont E., Lagadec S., Landrain P., Landrain B., Andres Y. 2014. N₂O generation resulting from piggery air biofiltration. Chemical Engineering Journal, 248(3), 337-341.

Girard M., Ramirez A.A., Buelna G., Heitz M. 2011. Biofiltration of methane at low concentrations representative of the piggery industry—Influence of the methane and nitrogen concentrations Chemical Engineering Journal, 168(1), 151-158.

Melse R.W., Hol J.M.G., Nijeboer G.M., van Hattum T.G. 2014. Measurements on a biofilter for treatment of exhaust air from a fattening pig house. Report 802 Livestock Research, Wageningen UR, Holandia.

Walczak J., Krawczyk W. (red.). 2017. Najefektywniejsze metody redukcji niekorzystnych oddziaływań rolnictwa w zakresie środowiska naturalnego i zmian klimatu oraz możliwości szacowania ich efektów. Kraków, 2017.

Walczak J. i in. 2015. Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych w polskim rolnictwie z uwzględnieniem efektów Wspólnej Polityki Rolnej. Ekspertyza, Balice.

Van der Heyden C., Demeyer P., Volcke E.I.P. 2015. Mitigating emissions from pig and poultry housing facilities through air scrubbers and biofilters: State of the art and perspectives. Biosystems Engineering, 134, 74-93.

Podłogi separujące oraz kanały podrusztowe w kształcie litery V ograniczające powierzchnie parowania.

dr Wojciech Krawczyk IZ PIB Balice.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

W utrzymaniu bydła stosuje się także tzw. podłogi separujące, czyli oddzielające kał od moczu. Dzięki temu, na powierzchni podłogi nie dochodzi do kontaktu tych dwóch rodzajów odchodów, co zapobiega zwiększonej emisji amoniaku. W tego rodzaju podłogach separujących stosuje się dwa warianty technologiczne. Pierwszy wykorzystuje maty wykonane z tworzywa sztucznego, przez które mocz przecieka do znajdującego się pod nimi zbiornika. Drugi polega na zastosowaniu tzw. ryfli czyli odpowiednio ukształtowanych na powierzchni podłogi rowków, do których najpierw ścieka mocz, a następnie dostaje się do zbiornika. Praktyka ta umożliwia także stosowanie zębatych zgarniaczy czyszczących rowki i pozostały na powierzchni kał.

Praktyki redukujące emisję amoniaku w utrzymaniu świń dotyczą przede wszystkim modyfikacji powierzchni stosowanych w utrzymaniu tych zwierząt podłóg rusztowych oraz profilu kanałów służących do magazynowania odchodów pod tymi podłogami. Zmniejszenie powierzchni tego rodzaju podłogi o 50% przynosi efekt w postaci 15-20% redukcji emisji amoniaku. Materiał z którego wykonana jest podłoga rusztowa powinien ułatwiać przedostawanie się frakcji stałej i płynnej odchodów do kanałów pod tym rodzajem podłogi. Kanały te należy opróżniać regularnie do zbiorników znajdujących się poza budynkiem wykorzystując do tego celu zgarniacze lub systemy podciśnieniowe. Ograniczenie powierzchni kontaktu odchodów z powietrzem pod podłogą rusztową jest możliwe poprzez zastosowanie nachylonych kanałów w kształcie litery „V”. Ściany tych kanałów powinny być wykonane z materiału utrudniającego przywieranie frakcji stałej odchodów.

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych i amoniaku

Wykorzystanie w utrzymaniu podłóg separujących pozwala na ograniczenie emisji amoniaku o 40%. Zmniejszenie powierzchni podłogi szczelinowej redukuje emisję amoniaku o 15-20%. Zastosowanie kanałów, których ściany mają profil litery „V” a ich powierzchnia wykonana jest z materiału ograniczającego przywieranie odchodów powoduje zmniejszenie emisji amoniaku o 20%. Redukcja emisji CH₄ 10-20%, N₂O około 5-10% (Walczak i in., 2015).

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG i amoniaku

Dane dotyczące wykorzystania podłóg separujących oraz kanałów podrusztowych w kształcie litery „V” ograniczające powierzchnię parowania będą dostępne w słowniku rzeczowym ARiMR na podstawie liczby wniosków złożonych przez rolników na zakup tego rodzaju

urządzeń oraz danych WIOŚ na podstawie kontroli gospodarstw, które są zobligowane do stosowania BAT, jako najbardziej efektywnych i zaawansowanych technologii mających na celu zapobieganie lub ograniczenie emisji z budynków inwentarskich, a podłogi separujące oraz kanały podrusztowe w kształcie litery „V” można uznać za taką technologię.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG i amoniaku

Efektom wykorzystania podłóg separujących z kanałami podrusztowymi w kształcie litery „V”, ograniczających powierzchnię parowania jest redukcja emisji amoniaku oraz GHG wyrażona w skali gospodarstwa (E_{RI}) jako funkcja współczynnika emisji powierzchni podłóg separujących z kanałem podrusztowym w kształcie litery „V” ($Wepv$) oraz liczby zwierząt (świń) na nich utrzymywanej:

$$E_{RI} = Wepv \times Lzw$$

W skali regionu lub kraju:

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^n Wepv \times Lzw$$

gdzie:

$Wepv$ – współczynnik redukcji podłóg separujących dla świń od 0,29 do 5,84 kg NH_3 /sztukę/rok.

Lzw – liczba zwierząt (świń) utrzymywanych na podłogach separujących w i-tym gospodarstwie.

n - liczba gospodarstw, które stosują podłogi separujące z kanałem podrusztowym w kształcie litery „V” w danym regionie/kraju w ciągu roku.

Literatura

Krawczyk W. Produkcja zwierzęca, a zanieczyszczenie wód, przyczyny, skutki, ograniczenie poprzez dobre praktyki rolnicze. Materiały szkoleniowe. Fundacja na rzecz Rozwoju Polskiego Rolnictwa. Warszawa. 2023.

Kodeks doradczy dobrej praktyki rolniczej dotyczący ograniczenia emisji amoniaku. Redakcja ITP. Falenty, Warszawa, 2019 r.

Zbiór zaleceń dobrej praktyki rolniczej mający na celu ochronę wód przed zanieczyszczeniem azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych. Warszawa, luty 2019. Opracowanie pod redakcją IUNG-PIB Puławy.

Walczak J. i in. 2015. Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych w polskim rolnictwie z uwzględnieniem efektów Wspólnej Polityki Rolnej. Ekspertyza, Balice.

Roboty do usuwania odchodów z podłóg rusztowych i posadzek.

dr Wojciech Krawczyk IZ PIB Balice.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

Regularne czyszczenie podłóg rusztowych lub posadzek litych zapewnia odpowiedni poziom zdrowotności i dobrostanu zwierząt utrzymywanych w budynkach inwentarskich. Przyczynia się także do redukcji emisji GHG i amoniaku w oborach. Powszechnie stosowanym typem robota są urządzenia pozwalające na usuwanie odchodów z podłóg rusztowych. Coraz powszechniej wykorzystuje się także roboty utrzymujące czystość posadzek litych. Robot zamiast zgarniać zalegające odchody, zbiera je i usuwa. Umożliwia to zachowanie podłogi w czystości i zapobiega gromadzeniu się zgarnianych odchodów, jak to ma miejsce w przypadku

tradycyjnych zgarniaczy. Zamiast przesuwania lub spychania odchodów robot do czyszczenia posadzek litych zasysa nieczystości, a następnie usuwa je w wyznaczonym do tego miejscu. Ponadto, wykorzystuje wodę w celu rozcieńczenia odchodów i pompę próżniową umożliwiającą magazynowanie gnojowicy w zbiorniku. Spryskuje powierzchnię wodą w przedniej i tylnej części urządzenia. Spryskiwanie w przedniej części umożliwia lepsze zasysanie odchodów, a w tylnej pozwala nawilżyć podłogę, zapewniając tym samym czystość posadzki. Praca robota umożliwia swobodne przemieszanie się zwierząt. Może on przejeżdżać pod bramkami i przegrodami dla krów. Robot jest sterowany niezależnie za pomocą wbudowanych czujników. Urządzenie nie wymaga stosowania dodatkowych przewodów, odbojników, stoperów i podwyższonych przejść bocznych jak w przypadku pracy z innymi zgarniaczami. Brak dodatkowych ograniczników dla robota, ogranicza powstawanie urazów rąk oraz zapewnia bezpieczeństwo krów poruszających się po korytarzach spacerowo-gnojowych.

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych i amoniaku

Wykorzystanie robota do usuwania podłóg rusztowych i posadzek w pomieszczeniach inwentarskich ogranicza emisję CH₄ o 12%, N₂O o 15%, a amoniaku o 15-20% (Walczak i in., 2015).

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG i amoniaku

Dane dotyczące robotów do usuwania odchodów z podłóg rusztowych i posadzek będą dostępne w słowniku rzeczowym ARiMR na podstawie liczby wniosków złożonych przez rolników na zakup tego rodzaju urządzeń oraz danych WIOŚ na podstawie kontroli gospodarstw, które są zobligowane do stosowania BAT, jako najbardziej efektywnych i zaawansowanych technologii mających na celu zapobieganie lub ograniczenie emisji z budynków inwentarskich, a tego typu roboty są uznawane za takie technologie. Informacje na temat tego rodzaju danych można uzyskać także od producentów i dystrybutorów tego rodzaju urządzeń. Do wyznaczenia potencjału emisji GHG i amoniaku tego rodzaju urządzenia niezbędne są dane dotyczące powierzchni podłóg, na których zostało ono zastosowane, dane te można zebrać na podstawie ankietyzacji gospodarstw stosujących roboty do usuwania odchodów.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG i amoniaku

Efektom wykorzystania robotów do usuwania odchodów z podłóg rusztowych i posadzek jest redukcja emisji amoniaku i GHG wyrażona w skali gospodarstwa (E_{RI}) na podstawie współczynnika redukcji powierzchni podłóg rusztowych, na których wykorzystywany jest robot do usuwania odchodów oraz liczby zwierząt, a w skali kraju na podstawie liczby gospodarstw, liczby zwierząt i łącznej powierzchni podłóg rusztowych, na których wykorzystywany jest robot do usuwania odchodów w tych gospodarstwach.

$$E_{RI} = W_{epv} \times LZW$$

W skali regionu lub kraju:

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^n W_{epv} \times P_{pv}$$

gdzie:

W_{epv} – współczynnik redukcji podłóg separujących dla świń od 0,29 do 5,84 kg NH₃/sztukę/rok.

Lzw – liczba zwierząt utrzymywanych na podłogach rusztowych z robotem usuwającym odchody w i-tym gospodarstwie w kraju.

n - liczba gospodarstw, które stosują podłogi separujące z kanałem podrusztowym w kształcie litery „V” w danym regionie/kraju w ciągu roku.

Literatura

Walczak J. i in. 2015. Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych w polskim rolnictwie z uwzględnieniem efektów Wspólnej Polityki Rolnej. Ekspertyza, Balice.

<https://www.lely.com/pl/rozwiązania/utrzymanie-i-pielegnacja/discovery/>

<https://www.agropolska.pl/o-firmach/robot-lely-do-usuwania-odchodow-w-oborach-z-pelna-posadzka,682.html>

<https://www.delaval.com/pl/produkty-i-systemy/zarządzanie-odchodami/systemy-usuwania-odchodow/>

Separator ślimakowy gnojowicy.

dr Wojciech Krawczyk IZ PIB Balice.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

Separacja gnojowicy to praktyka polegająca na rozdzieleniu frakcji ciekłej od stałej gnojowicy świńskiej lub bydłowej. Technicznie proces realizowany jest w oparciu o separatory o zmiennej wydajności i zróżnicowanej zasadzie działania. Po rozdzieleniu frakcji i zawartych w nich związków organicznych, znacząco zmniejsza się tempo przemian biochemicznych realizowanych przez mikroflorę oraz ustaje aktywność ureazy zawartej w moczu, rozkładającej azot zawarty w fazie stałej. Odseparowana frakcja stała może być stosowana jako ściółka dla zwierząt lub zostać poddana procesowi peletowania i sprzedawana jako nawóz ogrodniczy lub pelet do kotłów centralnego ogrzewania.

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych i amoniaku

Zastosowanie separatora ślimakowego gnojowicy skutkuje redukcją emisji 195,173 kg CO₂ eq./szt./rok dla krów i 108,35 kg CO₂ eq./szt./rok dla świń. Ogranicza też o 15-20% emisję amoniaku (Walczak i in., 2015).

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG i amoniaku

Dane dotyczące wykorzystani separatorów ślimakowych gnojowicy będą dostępne w słowniku rzeczowym ARiMR na podstawie liczby wniosków złożonych przez rolników na zakup tego rodzaju urządzeń oraz danych WIOŚ na podstawie kontroli gospodarstw, które są zobligowane do stosowania BAT, jako najbardziej efektywnych i zaawansowanych technologii mających na celu zapobieganie lub ograniczenie emisji z budynków inwentarskich, a ślimakowy separator gnojowicy jest za taką uznawany.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG i amoniaku

Efektom wykorzystania ślimakowego separatora gnojowicy jest potencjał redukcyjny emisji amoniaku oraz GHG wyrażony w skali gospodarstwa (E_{RI}) jako funkcja współczynnika redukcji separatora ślimakowego jego czasu pracy i wydajności:

$$E_{RI} = W_{TS} \times hSSG \times wSSG$$

W skali regionu lub kraju:

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^n Wrs \times hSSG \times wSSG$$

gdzie:

Wrs – współczynnik redukcji dla separatora ślimakowego gnojowicy: 195,173 kg CO₂ eq/sztuka/rok dla krów i 108,35 kg CO₂ eq/sztuka/rok dla świń.

hSSG – czas pracy separatora ślimakowego gnojowicy w i-tym gospodarstwie w kraju.

wSSG – wydajność separatora ślimakowego gnojowicy w i-tym gospodarstwie w kraju.

n - liczba gospodarstw, które złożyły wniosek na zakup separatora ślimakowego gnojowicy w danym regionie/kraju w ciągu roku.

Literatura

Hjorth M., Christensen K.V., Christensen M.L., Sommer S.G., 2010. Solid-liquid separation of animal slurry in theory and practice. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, Springer Verlag (Germany), 30.

Krawczyk W. Produkcja zwierzęca, a zanieczyszczenie wód, przyczyny, skutki, ograniczenie poprzez dobre praktyki rolnicze. Materiały szkoleniowe. Fundacja na rzecz Rozwoju Polskiego Rolnictwa. Warszawa. 2023.

Kodeks doradczy dobrej praktyki rolniczej dotyczący ograniczenia emisji amoniaku. Redakcja ITP. Falenty, Warszawa, 2019 r.

Walczak J. i in. 2015. Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych w polskim rolnictwie z uwzględnieniem efektów Wspólnej Polityki Rolnej. Ekspertyza, Balice.

Zbiór zaleceń dobrej praktyki rolniczej mający na celu ochronę wód przed zanieczyszczeniem azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych. Warszawa, luty 2019. Opracowanie pod redakcją IUNG-PIB Puławy.

Instalacje fotowoltaiczne zasilające urządzenia elektryczne w obiektach rolniczych.

dr Wojciech Krawczyk IZ PIB Balice.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

Zastosowanie instalacji fotowoltaicznych w rolnictwie pozwala na zapewnienie zasilania budynków gospodarskich, w których utrzymywane są wszystkie gatunki i grupy technologiczne zwierząt (np. ogrzewanie podłogowe porodówek w chlewniach, mat grzewczych dla prosiąt, zasilanie wentylacji w pomieszczeniach dla warchlaków, tuczników, krów, zasilanie oświetlenia pomieszczeń inwentarskich) Umożliwia także zasilanie systemów nawodnieniowych oraz szeregu instalacji polowych, wykorzystywanych w produkcji roślinnej i sadownictwie, pozwalając jednocześnie na ograniczenie emisji dwutlenku węgla. Stosowane w rolnictwie panele fotowoltaiczne i wytwarzana dzięki nim energia może być ponadto magazynowana a jej ilość zależy od liczby zainstalowanych modułów. Wydajność instalacji zależy od rodzaju komponentów ich sprawność i żywotność. Magazyny energii w rolnictwie sprawdzają się w sytuacjach, gdy pojawiają się przerwy w dostawach prądu. Wrażliwa na zmiany temperatur produkcja drobiu musi mieć zapewnione określone warunki. Jeśli się one gwałtownie zmieniają, to istnieje ryzyko utraty całego wsadu. Współczesne akumulatory dają możliwość zasilania urządzeń nawet przez kilka dni. Istotne jest dopasowanie wielkości magazynu do potrzeb produkcji. Panele fotowoltaiczne mogą działać w systemach: on-grid, off-grid, a także w wariancie łączący oba te rozwiązania.

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych

Panele fotowoltaiczne są instalacjami niskoemisyjnymi. Wykorzystanie paneli fotowoltaicznych w ciągu 25 lat to około 22500 kWh energii elektrycznej. Uwzględniając, że dla każdej 1 kWh wytworzonej wyemitują ok 50 g CO₂/kWh, to 1kW paneli słonecznych spowoduje wyemitowanie 1,125 tony CO₂ w ciągu ich użytkowania, w tym produkcji i złomowania (<https://fotowoltaikaonline.pl/ekologia>). Instalacje fotowoltaiczne redukują 99% emisji CO₂.

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG

Dane dotyczące instalacji fotowoltaicznych zasilających urządzenia elektryczne w obiektach rolniczych będą dostępne w słowniku rzeczowym ARiMR na podstawie liczby wniosków złożonych przez rolników na zakup tego rodzaju instalacji. Informacje dotyczące sprzedaży instalacji fotowoltaicznych dla gospodarstw rolniczych mogą być dostępne także u producentów i dystrybutorów tego rodzaju instalacji.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG

Efekt wykorzystania instalacji fotowoltaicznych zasilających urządzenia elektryczne w obiektach rolniczych jest redukcją emisji CO₂ wynikająca ze zmniejszonego zużycia energii elektrycznej, gdzie jedna zaoszczędzona 1 kWh = redukcji emisji 633 gramów CO₂ (według danych z 2022 r.). Efekt potencjału redukcyjnego GHG na poziomie gospodarstwa (E_{RI}) jest iloczynem zaoszczędzonych nkWh oraz zaniechaną emisją CO₂ przypadającą na 1 kWh w danym roku:

$$E_{RI} = nkWh \times CO_2rok$$

W skali regionu lub kraju:

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^n nkWh \times CO_2rok$$

gdzie:

nkWh – współczynnik redukcji CO₂ z zaniechanej emisji tego gazu z 1kWh wynosi 633 g CO₂.
n - liczba gospodarstw, które złożyły wniosek na instalacje fotowoltaiczne zasilające urządzenia elektryczne w obiektach rolniczych w danym regionie/kraju w ciągu roku.

Literatura

Kamrat W., 2003 „Energetyka odnawialna w bilansie energetycznym Polski”, Rynek Energii nr 2(45), 25-18.

Kujda Ł., Kozacki D., Pociach D., Hryniewicz M. Wpływ odnawialnych źródeł energii na zmniejszenie emisji zanieczyszczeń z obszarów wiejskich. Problemy Inżynierii Rolniczej, 2016 (VII–IX): z. 3 (93), s. 59–67.

International Commission of Agricultural Engineering, Section II 634th Report of working Group on Climatization of Animal Houses Heat and moisture production at animal and house levels Editors: Pedersen, S. & Sällvik, K. 2002.

<https://atumenergy.pl/n/instalacja-fotowoltaiczna-na-gruncie-off-grid-w-rolnictwie>
<https://fotowoltaikaonline.pl/ekologia>

Systemy magazynowania energii elektrycznej w gospodarstwie.

dr Wojciech Krawczyk IZ PIB Balice.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

Wykorzystanie OZE w rolnictwie, szczególnie paneli fotowoltaicznych, staje się już powszechną metodą pozyskiwania energii elektrycznej, stosowanej w gospodarstwach w procesach towarzyszących produkcji zwierzęcej i roślinnej. Nadmiar tej energii może być magazynowany i użytkowany w przypadku przerw w dostawie prądu lub w zimie, kiedy jej produkcja z racji ograniczonej liczby dni słonecznych jest ograniczona. Rolnicy mogą też generować energię ze spalania biomasy lub wykorzystywać do jej produkcji wiatr. Takie rozwiązania pozwalają na ograniczenie kosztów produkcji i redukcję emisji CO₂. Na efektywne gospodarowanie energią uzyskaną z OZE pozwalają rolnikom magazyny energii, ułatwiające zrównoważone zarządzanie zasobami w gospodarstwie. Wybór magazynu energii związany jest z rodzajem wykorzystywanych źródeł OZE oraz ilością zużywanej w skali roku energii w gospodarstwie. Koszty związane z magazynem energii mogą się znacząco różnić w zależności od wybranej technologii np. dla paneli fotowoltaicznych najpopularniejsze są magazyny litowo-jonowe. System magazynu powinien być elastyczny, aby można było go dostosować do ewentualnych zmian w zapotrzebowaniu na energię. Obecnie stosuje się następujące rodzaje magazynów energii pochodzącej z fotowoltaiki: elektryczne (superkondensator), elektrochemiczne (bateria lub akumulator fotowoltaiczny), chemiczne (akumulatory przepływowe, ogniwa paliwowe), termochemiczne (magazyn ciepła) i mechaniczne (magazyny sprężonego powietrza, elektrownie szczytowo-pompowe).

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych

Ponowne wykorzystanie energii zgromadzonej w magazynach energii elektrycznej w gospodarstwie pozwoli na 90% redukcji emisji CO₂.

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG

Dane dotyczące systemów magazynowania energii elektrycznej będą dostępne w słowniku rzeczowym ARiMR na podstawie liczby wniosków złożonych przez rolników na zakup tego rodzaju systemów. Informacje dotyczące sprzedaży tego typu systemów magazynowania energii mogą być dostępne także u producentów i dystrybutorów tego rodzaju instalacji.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG

Efektem wykorzystania systemów magazynowania energii elektrycznej w gospodarstwie jest redukcją emisji CO₂, wynikająca ze zmniejszonego zużycia energii elektrycznej, gdzie jedna zaoszczędzona 1 kWh = redukcji emisji 633 gramów CO₂ (według danych z 2022 r.). Efekt potencjału redukcyjnego GHG na poziomie gospodarstwa (E_{RI}) jest funkcją zaoszczędzonych nkWh oraz zaniechanej emisji CO₂ przypadającą na 1 kWh w danym roku:

$$E_{RI} = nkWh \times CO_{2rok}$$

W skali regionu lub kraju:

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^n nkWh \times CO_{2rok}$$

gdzie:

nkWh – współczynnik redukcji CO₂ z zaniechanej emisji tego gazu z 1kWh wynosi 633 g CO₂.
n - liczba gospodarstw, które złożyły wniosek na systemy magazynowania energii elektrycznej w gospodarstwie w danym regionie/kraju w ciągu roku.

Literatura

European Association for Storage of Energy, 2020, European Market Monitor on Energy Storage, <https://ease-storage.eu/category/publications/emmes/>.

Hart D., Sarkissian A., 2016, Deployment of Grid-Scale Batteries in the United States, George Mason University, <https://davidhart.gmu.edu/wp-content/uploads/2016/11/Grid-Scale-Batteries-GMU-case-study-final-9-19-16.pdf>.

Hesse H.C., Schimpe M., Kucevic D., Jossen A., 2017, Lithium-ion battery storage for the grid – A review of stationary battery storage system design tailored for applications in modern power grids, „Energies” 10, 2017, <https://doi.org/10.3390/en10122107>.

Model agregacji w kontekście magazynowania energii elektrycznej, Część II. Audytel S.A. Ministerstwo Klimatu i Środowiska. Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej. 12.12.2022.

<https://e-magazyny.pl/baza-wiedzy/magazyn-energii-dla-rolnika-a-oze-w-gospodarstwie/>.

<https://e-magazyny.pl/baza-wiedzy/baterie-litowo-jonowe/>.

<https://e-magazyny.pl/baza-wiedzy/magazyn-energii-dc-czy-ac-roznice-i-zastosowania/>.

<https://www.otovo.pl/blog/magazyn-energii/>.

Pojazdy i maszyny rolnicze z instalacją wodorową.

dr Wojciech Krawczyk IZ PIB Balice.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

W lutym 2023 roku w Niemczech zaprezentowano prototyp ciągnika wodorowego Fendt, a w połowie roku 2023 we Francji wyprodukowano ciągnik zasilany wyłącznie wodorem. Baterie wodorowe w tego typu ciągniku ładują się tylko kilka minut, podczas gdy wykorzystywane również w ciągnikach baterie litowo-jonowe – kilka godzin. W pełni naładowane 9 kg wodoru baterie zapewniają ciągnikowi maksymalną moc 35 kW i nieprzerwaną 12 godzinną pracę (maszyna wykorzystywana jest w winnicach) (Błoński, 2023).

Wodór jako paliwo do napędu maszyn to paliwo w pełni ekologiczne, powszechnym w przyrodzie i tanim. Firma New Holland oferuje ciągnik T5.140 Auto Command o mocy 140 kW i pojemności 4,5 litra ze specjalną instalacją wodorową wykonaną w holenderskiej firmie BFS. Maszyna ta może pracować na standardowym paliwie diesla lub hybrydowo, wykorzystując w 70% paliwo wodorowe i 30% diesla, utrzymując dzięki temu swoje standardowe parametry pracy. Instalacja wodorowa montowana jest na dachu lub przednim TUZ-ie

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych

W przypadku ciągnika zasilanego w pełni wodorem 100% ograniczenie emisji GHG.

W przypadku ciągnika hybrydowego firmy New Holland 70% redukcji emisji CO₂ i 50% redukcji emisji NO_x.

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG

Dane dotyczące liczby ciągników wodorowych będą dostępne w słowniku rzeczowym ARiMR na podstawie liczby wniosków złożonych przez rolników na zakup tego typu maszyn. Informacje dotyczące liczby sprzedanych w kraju ciągników wodorowych są dostępne u przedstawiciela firmy New Holland w Polsce.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG

Efektem wykorzystania ciągników wodorowych w gospodarstwie jest redukcja emisji GHG o 100%.

Literatura

Boński R. To pierwszy na świecie ciągnik zasilany wodorem. <https://www.gramzielone.pl/woddor/20146812/pierwszy-na-swiecie-ciagnik-rolniczy-zasilany-wodorem>. 2023.
<https://towarowa-gielda-energii.cire.pl/artykuly/wodor-materialy-problemowe/co-nas-czeka-po-ropie---alternatywne-paliwa-w-rolnictwie>.
<https://wiescirolnicze.pl/technika/new-holland-na-wodor-140-km-i-4-cylindry-ile-kosztuje-video/>.

Wał posiewny.

dr inż. Andrzej Madej IUNG PIB Puławy.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

Wałowanie posiewne może być jednym z zabiegów systemu uprawy bezorkowej i być szczególnie zasadne w przypadku konieczności wykonania siewów w suchą glebę przy przedłużającym się braku opadów. Dzięki temu możliwe jest zagęszczenie gleby i zwiększenie podsiąkania wody z jej głębszych warstw do wysianego ziarna lub nasion w warunkach, gdy w płytkich warstwach brakuje wody. Pozwala to na zatrzymanie wilgoci w glebie, a tym samym uzyskanie szybszych i bardziej równomiernych wschodów. Pośrednio wałowanie posiewne może przyczynić się do zwiększenia bioróżnorodności gleby, poprzez zwiększoną liczbę organizmów np. dżdżownic, czy też do mniejszej jej mineralizacji w wyniku zmniejszenia ilości porów powietrznych. Zabieg ten pośrednio zmniejsza także zagrożenie erozją. Dodatkowo wałowanie powoduje wgniatanie kamieni w podłoże, przez co może być ułatwione poruszanie się kombajnem po polu i zbiór.

Należy zaznaczyć, że wałowanie pola na glebach ciężkich w warunkach zbyt dużej wilgotności może mieć bardzo poważne negatywne działanie.

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych

Ditlenek węgla, tlenek diazotu i metan są produkowane lub sekwestrowane w glebach głównie przy udziale mikroorganizmów, których aktywność kontroluje między innymi potencjał oksydoredukcyjny.

Transformacji C i N z wytworzeniem metanu i tlenku diazotu sprzyja pojawienie się warunków beztlenowych. Jednak znacząca emisja metanu ogranicza się do stosunkowo małej powierzchni gleb Polski objętych procesem bagiennym oraz gleb pobagiennych w siedliskach renaturyzowanych. W pozostałych glebach użytkowanych rolniczo dominują procesy tlenowe, co nie sprzyja procesom metanogenezy (Miatkowski i in. 2010; za Walczak 2015).

Ze względu na skomplikowane zależności pomiędzy właściwościami fizykochemicznymi, procesami mikrobiologicznymi i zmieniającymi się warunkami klimatycznymi oraz często niejednoznacznymi wynikami badań, trudno jest kwantyfikować skuteczność praktyk modyfikujących potencjał oksydoredukcyjny czy właściwości sorpcyjne jako elementy pomocne w ograniczaniu emisji GHG (Walczak 2015).

Konieczność zastosowania zabiegu wałowania posiewnego może wiązać się z dodatkowym zużyciem paliwa, a tym samym zwiększoną emisją GHG. Uwzględniając wyniki badań Niemieckiego Instytutu Badania Gospodarki szacującego emisję CO₂ ze spalania 1 l oleju napędowego na 2,64 kg CO₂ można przyjąć emisję GHG, mieszczącą się w granicach 6,3 – 9,0 kg CO₂·ha⁻¹ rocznie.

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG

W publikowanych danych statystycznych GUS brak jest danych odnośnie liczby wykorzystywanych w gospodarstwach wałów posiewnych, dlatego daną którą będzie można wykorzystać jest liczba wniosków złożonych o zakup tych maszyn przez rolników na podstawie słownika efektów rzeczowych ARiMR, gdzie jednocześnie będzie powierzchnia GO gospodarstwa. Natomiast dokładniejszą daną byłaby informacja uzyskana od rolnika składającego wniosek na zakup maszyny odnośnie planowanego rocznego jej wykorzystania (praca w gospodarstwie własnym + usługi) na podstawie wypełnionej przez rolnika-wnioskodawcę ankiety.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG

Efekt ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG inwestycji na poziomie gospodarstwa (E_{RI}) z tytułu wykorzystania wału posiewnego powinien być wyznaczony jako funkcja wartości współczynnika redukcyjnego dla tej inwestycji (W_R), w tym przypadku zwiększonej emisji GHG z tytułu dodatkowego zużycia paliwa i powierzchni pracy maszyny w ciągu roku (P_U):

$$E_{RI} = W_R \times P_U$$

Natomiast na poziomie regionu, czy kraju:

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^n W_R \times P_{Ui}$$

gdzie:

W_R – współczynnik redukcyjny dla wału posiewnego - mieszcząca się w granicach od (-6,3 kg) $\text{CO}_2 \cdot \text{ha}^{-1}$ rocznie do (-9,0 kg) $\text{CO}_2 \cdot \text{ha}^{-1}$ rocznie.

P_{Ui} - planowane roczne wykorzystanie wału posiewnego w i-tym gospodarstwie w ha.

n – liczba gospodarstw, które złożyły wniosek o zakup wału posiewnego w danym regionie/kraju w ciągu roku.

Literatura

Walczak J. (Red.): 2015. Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych w polskim rolnictwie z uwzględnieniem efektów Wspólnej Polityki Rolnej. Ekspertyza, Balice, ss. 131.

Agregat do siewu bezpośredniego.

dr inż. Andrzej Madej IUNG PIB Puławy.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

Zalety siewu bezpośredniego w uprawie zerowej według Szulca i in. [2012]: ograniczenie wodnej i wietrznej erozji gleby, zmniejszenie strat wody z gleby (mniejsze parowanie), poprawa struktury gleby i wzrost trwałości agregatów glebowych, zwiększenie aktywności życia biologicznego gleby (większa aktywność dżdżownic), zmniejszenie zapotrzebowania na energię (mniejsze nakłady paliwa to niższa emisja gazów cieplarnianych).

Na istotne zwiększenie aktywności życia biologicznego gleby (większa liczba i biomasa dżdżownic), a także zmniejszenie zapotrzebowania na energię (mniejsze zużycie paliwa), zwraca uwagę także Smagacz [2018]. Według Cudzik A. i in. [2012] rezygnacja z uprawy gleby w przypadku siewu bezpośredniego skutkowała o 70% mniejszym zużyciem paliwa niż w metodzie tradycyjnej.

Pozostawienie przykrytej słomą, nieuprawionej powierzchni gleby skutecznie chroni ją przed erozją wodną i wietrzną [Kowalik 2018, Smagacz 2018].

W technologii siewu bezpośredniego, z uwagi na brak zabiegów uprawowych po zbiorze rośliny przedplonowej, zalecany jest zabieg chemiczny zwalczający samosiewy i chwasty. Wpływa on na zwiększone zużycie herbicydów oraz zmniejszenie bioróżnorodności. Według

Cudzik A. i in. [2012] zabieg ten powoduje wzrost zużycia paliwa na nawożenie i ochronę o 13% w odniesieniu do metody tradycyjnej.

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych

W tradycyjnym systemie uprawy i nawożenia roślin emisja CO₂ z gleby była średnio o ok. 36% większa niż w systemie bezorkowym z doglebową aplikacją składników nawozowych. Zakładając, że emisja CO₂ z gleby utrzymuje się na przeciętnym poziomie prognozowana redukcja emisji wyniesie ok. 3240 kg CO₂·ha⁻¹ rocznie (Walczak 2015).

Emisja N₂O z gleby w tradycyjnym systemie uprawy i bezorkowym utrzymywała się na podobnym poziomie. Wskazuje to na ograniczony wpływ zagęszczenia gleby (w systemie uprawy bezorkowej) na emisję N₂O. Przy charakterystyce wilgotności gleb mineralnych w Polsce można uznać że dominującym procesem produkcji N₂O w glebie jest proces nityfikacji, a nie denityfikacji.

Dodatkowo wprowadzenie uprawy bezorkowej zmniejsza o 60,5% zużycie paliw pędnych i tym samym emisję CO₂ i N₂O (Czarnocki 2013, Pawlak 2012, Czarnocki & Starczewski 2008). Uwzględniając wyniki badań Niemieckiego Instytutu Badania Gospodarki szacującego emisję CO₂ ze spalania 1 l oleju napędowego na 2,64 kg można obliczyć, że w bezorkowym systemie uprawy zbóż ozimych emisja gazów zmniejszy się dodatkowo o ok. 67,1 kg CO₂·ha⁻¹ na rok (Walczak 2015).

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG

W publikowanych danych statystycznych GUS brak jest danych odnośnie liczby wykorzystywanych w gospodarstwach agregatów do siewu bezpośredniego, dlatego daną którą będzie można wykorzystać jest liczba wniosków złożonych o zakup tych maszyn przez rolników na podstawie słownika efektów rzeczowych ARiMR, gdzie jednocześnie będzie powierzchnia GO gospodarstwa. Natomiast dokładniejszą daną byłaby informacja uzyskana od rolnika składającego wniosek na zakup maszyny odnośnie planowanego rocznego jej wykorzystania (praca w gospodarstwie własnym + usługi) na podstawie wypełnionej przez rolnika-wnioskodawcę ankiety.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG

Efekt ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG inwestycji na poziomie gospodarstwa (E_{RI}) z tytułu wykorzystania agregatu do siewu bezpośredniego powinien być wyznaczony jako funkcja wartości współczynnika redukcyjnego dla tej inwestycji (W_R), w tym przypadku z tytułu zastosowanej techniki oraz dodatkowo ograniczenia zużycia paliwa i powierzchni pracy maszyny w ciągu roku (P_U):

$$E_{RI} = (W_{R1} + W_{R2}) \times P_U$$

Natomiast na poziomie regionu, czy kraju:

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^n (W_{R1} + W_{R2}) \times P_{Ui}$$

gdzie:

W_{R1} – współczynnik redukcyjny dla agregatu dla siewu bezpośredniego – (3240 kg) CO₂·ha⁻¹ rocznie.

W_{R2} – współczynnik redukcyjny dla zmniejszonego zużycia paliwa – 67,1 kg CO₂·ha⁻¹ rocznie.
P_{Ui} - planowane roczne wykorzystanie agregatu do siewu bezpośredniego w i-tym gospodarstwie w ha.

n – liczba gospodarstw, które złożyły wniosek o zakup agregatu do siewu bezpośredniego w danym regionie/kraju w ciągu roku.

Literatura

- Cudzik A., Białczyk W., Czarnecki J., Brennenstul M., Kaus A.: Ocena systemów uprawy w aspekcie zużycia paliwa, plonowania roślin i właściwości gleby. *Inżynieria rolnicza*, 2012, Z. 2(137) T. 2, s. 17-27.
- Czarnocki S., Starczewski J. (2008): Porównanie zużycia paliwa i czasu pracy przy kilku alternatywnych technologiach przygotowania roli do siewu. *Inżynieria Rolnicza* 4 (102): 209-215.
- Czarnocki S. (2013): Ocena energetyczna alternatywnych technologii przygotowania roli do siewu jęczmienia ozimego. *Inżynieria Rolnicza* 3 (146) t. 2: 69-75.
- Dubas A., Drzymała S., Mocek A., Owczarzak W., Szulc P.: Wpływ uproszczeń w uprawie roli w wieloletniej monokulturze kukurydzy (*Zea mays* L.) na właściwości gleby oraz przebieg wegetacji i plonowanie. Wyd. UP, Poznań, 2012: ss 74.
- Kowalik I: Nowoczesne technologie siewu zbóż. 2018. <https://raportrolny.pl/nowoczesne-technologie-siewu-zboz/>
- Pawlak J. 2012 Zużycie oleju napędowego w rolnictwie polskim. *Problemy inżynierii rolniczej* 3 (77):57-64.
- Smagacz J.: Uwarunkowania i tendencje zmian technik uprawy roli. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, Puławy, 2018, 55(9): 143-162.
- Walczak J. (Red.): 2015. Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych w polskim rolnictwie z uwzględnieniem efektów Wspólnej Polityki Rolnej. Ekspertyza, Balice, ss. 131.
- West T. & Marland G.: A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 2002, 91: 217-232.

Agregat do uprawy pasowej.

dr inż. Andrzej Madej IUNG PIB Puławy.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

Umieszczenie nawozu poniżej lub z boku rzędu wysiewanych nasion powoduje, że wschodzące rośliny mają możliwość łatwego pobierania składników pokarmowych, które znajdują się tuż obok ich korzeni. Ponadto ograniczony zostaje zmyw powierzchniowy nawozów przez wodę [Bzowska-Bakalarz 2008].

Zarazem jest to też skuteczna metoda ochrony gleby przed erozją, ponieważ na części powierzchni pola pozostaje ściern oraz pocięta słoma.

Pasowy sposób uprawy i siewu uwalnia mniej dwutlenku węgla do atmosfery i sprzyja wyższemu poziomowi materii organicznej w glebie, która jest zarówno źródłem emisji dwutlenku węgla do atmosfery, jak i miejscem do zatrzymywania węgla [Przybył, Mioduszevska 2012]. Węgiel zatrzymany w glebie oznacza mniejszą emisję do atmosfery gazów cieplarnianych, zwłaszcza dwutlenku węgla (CO₂) i metanu (CH₄). Uprawa pasowa sprzyja rozwojowi mikroorganizmów glebowych, dzięki którym zwiększa się tempo rozkładu materii pozostawionej w glebie i zatrzymuje w niej węgiel. Na podstawie badań przeprowadzonych w USA ustalono, że straty CO₂ w ciągu 24 godzin podczas uprawy pasowej są o 82,6% mniejsze niż podczas uprawy płuźnej [Przybył, Mioduszevska 2012; Faaborg 2005].

Smagacz [2018] jako ważniejsze zalety uprawy pasowej wymienia: właściwą strukturę gleby, przeciwdziałanie jej ugniataniu (zagęszczeniu) wskutek przejazdu maszyn i narzędzi uprawowych, zminimalizowanie strat wody – mniejsze parowanie, gromadzenie (sekwestracja)

węgla organicznego, małe zagrożenie erozją wodną i wietrzną, efektywniejsze wykorzystanie składników pokarmowych przez rośliny (nawożenie wgłębne), zdecydowanie mniejsze nakłady energetyczne (zużycie paliwa) w porównaniu z uprawą tradycyjną.

Zastąpienie w uprawie buraka cukrowego głębokiej orki przedzimowej uprawą pasową, pozwoliło ograniczyć zużycie paliwa o około 40-44% [Jaskulska i in. 2017].

W technologii siewu pasowego, z uwagi na brak zabiegów uprawowych po zbiorze rośliny przedplonowej, zalecany jest zabieg chemiczny zwalczający samosiewy i chwasty. Wpływa on na zwiększone zużycie herbicydów oraz zmniejszenie bioróżnorodności.

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych

W tradycyjnym systemie uprawy i nawożenia roślin emisja CO₂ z gleby była średnio o ok. 36% większa niż w systemie bezorkowym z doglebową aplikacją składników nawozowych. Zakładając, że emisja CO₂ z gleby utrzymuje się na przeciętnym poziomie prognozowana redukcja emisji wyniesie ok. 3240 kg CO₂·ha⁻¹ rocznie. Natomiast dla systemu uproszczonego uprawy roli prognozowana redukcja emisji dla warunków Polski na poziomie 15% wyniesie 1350 kg CO₂·ha⁻¹ rocznie (Walczak 2015).

Emisja N₂O z gleby w tradycyjnym systemie uprawy i bezorkowym utrzymywała się na podobnym poziomie. Wskazuje to na ograniczony wpływ zagęszczenia gleby (w systemie uprawy bezorkowej) na emisję N₂O. Przy charakterystyce wilgotności gleb mineralnych w Polsce można uznać że dominującym procesem produkcji N₂O w glebie jest proces nityfikacji, a nie denityfikacji.

Przyjmując założenie, że w systemie uprawy pasowej (strip-till) 1/3 powierzchni poddana jest uprawie uproszczonej, a 2/3 powierzchni uprawie zerowej, to szacowana redukcja emisji CO₂ z gleby wyniesie 2584 kg CO₂·ha⁻¹ rocznie.

Dodatkowo w tradycyjnym płużnym sposobie uprawy roli, przedsiewnego nawożenia i siewu pszenicy ozimej zużycie paliwa wyniosło 47,6 l/ha ON (38,8 l/ha bez uprawy poźniwej), a zastąpienie orki technologią strip-till zmniejszyło zużycie paliwa o 25,0 l/ha (25,3 l/ha); (Różniak 2016). Uwzględniając wyniki badań Niemieckiego Instytutu Badania Gospodarki szacującego emisję CO₂ ze spalania 1 l oleju napędowego na 2,64 kg można obliczyć, że w pasowym systemie uprawy zbóż ozimych emisja gazu zmniejszy się dodatkowo o ok. 66,0 kg CO₂·ha⁻¹ na rok.

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG

W publikowanych danych statystycznych GUS brak jest danych odnośnie liczby wykorzystywanych w gospodarstwach agregatów do uprawy pasowej, dlatego daną którą będzie można wykorzystać jest liczba wniosków złożonych o zakup tych maszyn przez rolników na podstawie słownika efektów rzeczowych ARiMR, gdzie jednocześnie będzie powierzchnia GO gospodarstwa. Dokładniejszą daną byłaby informacja uzyskana od rolnika składającego wniosek na zakup maszyny odnośnie planowanego rocznego jej wykorzystania (praca w gospodarstwie własnym + usługi) na podstawie wypełnionej przez rolnika-wnioskodawcę ankiety.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG

Efekt ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG inwestycji na poziomie gospodarstwa (E_{RI}) z tytułu wykorzystania agregatu do uprawy pasowej powinien być wyznaczony jako funkcja wartości współczynnika redukcyjnego dla tej inwestycji (W_R), w tym przypadku z tytułu zastosowanej techniki oraz dodatkowo ograniczenia zużycia paliwa i powierzchni pracy maszyny w ciągu roku (P_U):

$$E_{RI}=(W_{R1} + W_{R2}) \times P_U$$

natomiast na poziomie regionu, czy kraju:

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^n (W_{R1} + W_{R2}) \times P_{Ui}$$

gdzie:

W_{R1} - współczynnik redukcyjny dla agregatu do uprawy pasowej – (2584 kg) CO₂·ha⁻¹ rocznie.

W_{R2} - współczynnik redukcyjny dla zmniejszonego zużycia paliwa - 66,0 kg CO₂·ha⁻¹ rocznie.

P_{Ui} - planowane roczne wykorzystanie agregatu w i-tym gospodarstwie w ha.

n - liczba gospodarstw, które złożyły wniosek o zakup agregatu do uprawy pasowej w danym regionie/kraju w ciągu roku.

Literatura

Jaskulska I., Najdowski Ł., Gałęzowski L., Kotwica K., Lamparski R., Piekarczyk M., Wasilewski P.: Wpływ cało powierzchniowej uprawy bezpłużnej i strip-till na zużycie paliwa, plony oraz jakość korzeni buraka cukrowego. *Fragm. Agron.*, 2017, 3: 58-65.

Kowalik I: Nowoczesne technologie siewu zbóż. 2018. <https://raportrolny.pl/nowoczesne-technologie-siewu-zboz/>

Muzalewski A.: Zasady doboru maszyn rolniczych w ramach PROW na lata 2014-2020. ITP. Warszawa, 2015.

Przybył J., Mioduszevska n.: Strip Tillage - opinia naukowców. W: Buraki cukrowe: nowe wyzwania. Wydawnictwo Biznes-Press sp. z o.o., Warszawa, 2014: 33-35.

Różniak M.: Ocena możliwości uprawy pszenicy ozimej w technologii strip-till. Rozprawa dokt., UTP, Bydgoszcz, 2016, ss. 97.

Smagacz J.: Uprawa roli jako element zrównoważenia środowiskowego produkcji roślinnej. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, Puławy, 2015, 43(17): 89-101.

Smagacz J.: Uwarunkowania i tendencje zmian technik uprawy roli. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, Puławy, 2018, 55(9): 143-162.

Walczak J. (Red.): 2015. Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych w polskim rolnictwie z uwzględnieniem efektów Wspólnej Polityki Rolnej. Ekspertyza, Balice, ss. 131.

Plantacja wierzby krzewiastej (energetycznej).

dr inż. Andrzej Madej IUNG PIB Puławy.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

Według analiz LCA (Life Cycle Assessment) wykonanych przez Clair i in. [cyt. za Faber 2008] emisja gazów cieplarnianych w uprawach wierzby jest pięciokrotnie mniejsza niż w uprawach rzepaku i pszenicy, co powoduje, że uprawy te charakteryzują się dodatnim bilansem węgla i ograniczaniem efektu cieplarnianego.

W uprawach roślin energetycznych sekwestracja węgla zachodzi w powierzchniowej warstwie profilu glebowego (do 10 cm). Może ona nie zachodzić w przypadku lokalizowania plantacji wierzby na użytkach zielonych, gdzie według Jug i in. [cyt. za Faber 2008] notowano nawet spadki zawartości węgla w glebie dochodzące do 15%. Przekształcenie gruntu ornego w plantację wierzby według badań King i in. [cyt. za Faber 2008] może dawać sekwestrację węgla rzędu 0,55-0,83 t C/ha/rok. Wzrost ten według Rowe i in. [cyt za Faber 2008] przyczynia się pośrednio do poprawy: tekstury, pojemności wodnej oraz żyzności gleby.

Jak podaje Nonhebel [cyt. za Faber 2008] współczynnik wykorzystania azotu w trwałych plantacjach roślin energetycznych osiągać może wartość 0,85, podczas gdy dla tradycyjnych upraw rolniczych rzadko jest większy od 0,50. Zatem wymycie azotu z racjonalnie nawożonych plantacji wierzby nie powoduje znaczącego wymycia azotu i będzie zdecydowanie mniejsze niż z tradycyjnych upraw rolniczych (30-60 kg N/ha) [Faber 2008].

Roczne zużycie wody przez wierzbę w okresie wegetacji waha się w granicach 550-650 mm, co stwarza konieczność lokalizacji upraw na gruntach o zwierciadle wody gruntowej powyżej 2 m. Na plantacjach wierzby istotna jest wysoka intercepcja opadu, mały spływ powierzchniowy wody oraz znikoma infiltracja wody w głąb profilu. Powoduje to, że przy wielkoobszarowych nasadzeniach tych roślin należy się liczyć ze zmniejszonym zasilaniem wód gruntowych przez opady [Faber 2008].

Według badań Cunningham i in. [cyt. za Faber 2008] uprawa wierzby przyczyniała się do 37% wzrostu bogactwa występującej flory w porównaniu z gruntami ornymi. Natomiast jak podaje Rowe i in. [cyt. za Faber 2008] mniejsze zużycie chemicznych środków ochrony roślin i duża liczba związanych z tą uprawą gatunków roślin przyczynia się do wzrostu bioróżnorodności bezkręgowców w porównaniu z gruntami ornymi. Plantacje wierzby są także atrakcyjniejszym siedliskiem dla małych ssaków, płazów i gadów.

Ze względu na znaczną wysokość roślin (od 5-7 m) uprawy wierzby, zwłaszcza lokalizowane w dolinach rzecznych, stanowią mogą wizualne bariery ograniczające otwarty charakter krajobrazu rolniczego, co może pogorszyć walory krajobrazowe tych dolin [Faber 2008].

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych

Efekt redukcji emisji CO₂ w wyniku wdrożenia praktyki powinien wynikać ze wzrostu produkcji biomasy roślin energetycznych w stosunku do przeciętnych plonów roślin uprawnych zbieranych w takich samych warunkach glebowych i atmosferycznych. Oznacza to, że wdrożenie praktyki zmniejszy emisję CO₂ z produkcji roślinnej maksymalnie o 50%, tj. 9240 kg CO₂·ha⁻¹ rocznie.

W technologii produkcji biomasy roślin energetycznych z wykorzystaniem osadu ściekowego należy pomniejszyć potencjał redukcyjny o wielkość przyrostu emisji N₂O (w przeliczeniu na eq CO₂) wynikającą z dawki osadu. Efekt redukcyjny w odniesieniu do emisji N₂O jest trudny do ustalenia ze względu na zmienną wielkość emisji N₂O z osadów ściekowych, które są dopuszczone do wykorzystania do nawożenia roślin energetycznych (Walczak 2015).

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG

W publikowanych danych statystycznych GUS brak jest danych odnośnie powierzchni uprawy wierzby krzewiastej (energetycznej), dlatego daną którą będzie można wykorzystać jest liczba wniosków złożonych odnośnie tej inwestycji przez rolników na podstawie słownika efektów rzeczowych ARiMR, gdzie będzie powierzchnia inwestycji. W posiadaniu GUS mogą być niepublikowane dane odnośnie powierzchni uprawy wierzby energetycznej.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG

Efekt ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG inwestycji na poziomie gospodarstwa (E_{RI}) z tytułu plantacji wierzby krzewiastej powinien być wyznaczony jako funkcja wartości współczynnika redukcyjnego dla tej inwestycji (W_R), i powierzchni inwestycji (plantacji) w ciągu roku (P_U):

$$E_{RI} = W_R \times P_U$$

natomiast na poziomie regionu, czy kraju:

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^n W_R \times P_{Ui}$$

gdzie:

W_R - współczynnik redukcyjny dla plantacji wierzby krzewiastej – (9240 kg) CO₂·ha⁻¹ rocznie.

P_{Ui} - planowana powierzchnia inwestycji w i-tym gospodarstwie w ha.

n - liczba gospodarstw, które złożyły wniosek odnośnie inwestycji w danym regionie/kraju w ciągu roku.

Literatura

- Faber A.: Przyrodnicze skutki uprawy roślin energetycznych. Studia i Raporty IUNG-PIB, Puławy, 2008, 11: 43-53.
- Faber A., Kuś J., Matyka M.: Uprawa roślin na potrzeby energetyki. Polska Konfederacja Pracodawców Prywatnych Lewiatan, Warszawa, 2009: ss 28.
- Matyka M., Kuś J.: Uprawa roślin na cele energetyczne. Instr. Upowsz., 176, IUNG-PIB, Puławy, 2010: ss 64.
- Walczak J. (Red.): 2015. Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych w polskim rolnictwie z uwzględnieniem efektów Wspólnej Polityki Rolnej. Ekspertyza, Balice, ss. 131.

Maszyny do zbioru biomasy (sieczkarnia polowa ze zmodyfikowaną przystawką).

dr inż. Andrzej Madej IUNG PIB Puławy.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

W porównaniu z tradycyjnymi uprawami rolniczymi (pszenica czy rzepak) wieloletnie plantacje wierzby charakteryzują się: większą sekwestracją węgla w glebie, mniejszym wymywaniem azotu, lepszymi właściwościami fitoremediacyjnymi, zbliżoną lub większą bioróżnorodnością roślin, bezkręgowców i ptaków. Natomiast, w przypadku nadmiernego udziału w strukturze zasiewów i niewłaściwej lokalizacji, mogą mieć ujemny wpływ na bilans wodny gleb oraz warunki hydrologiczne w zlewniach, jak również walory krajobrazu [Faber 2008].

Jak podaje Lisowski [2012] według badań skandynawskich zbiorów wierzby w cyklach 3-5-letnich jest najbardziej uzasadniony ekonomicznie.

Zbiór jednoetapowy to: zakładanie i prowadzenie plantacji zgodnie z wymogami zbioru kombajnowego, konieczność zakładania dużych, zblokowanych plantacji oddziaływujących na walory krajobrazowe rejonu. Stosowanie ciężkich maszyn do zbioru, a także transportu wymaga przeciwdziałań, mających na celu ograniczenie zagrożeń znacznego ugniatania gleby, które może przyczyniać się do niszczenia jej struktury i późniejszej erozji [Lisowski 2012].

Istotnym elementem zbioru jednoetapowego jest konieczność współpracy przystawki do zbioru wierzby z sieczkarnią o mocy silnika w zależności od modelu wynoszącej od 254 do 458 kW, co może zwiększać bezpośrednią emisję gazów cieplarnianych.

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych

Wykorzystanie w zbiorze jednoetapowym przystawki do zbioru wierzby z sieczkarnią o mocy silnika w zależności od modelu wynoszącej od 254 do 458 kW wpływa bezpośrednio na emisję GHG. Przyjmując za Pawlakiem (2012) do oszacowania zużytego paliwa, że na 1 kWh pracy ciągnika lub maszyny samobieżnej zużycie paliwa w ilości 110 g oraz czas pracy maszyny wynoszący 1,4-2,0 h·ha⁻¹, oszacowane zużycie paliwa na jednostkę powierzchni wyniesie 67-85 l·ha⁻¹ ON. Uwzględniając wyniki badań Niemieckiego Instytutu Badania Gospodarki szacującego emisję CO₂ ze spalania 1 l oleju napędowego na 2,64 kg można obliczyć, że wykorzystanie sieczkarni z przystawką do zbioru wierzby będzie wiązało się z dodatkową emisją gazu wynoszącą ok. 177-224 kg CO₂·ha⁻¹ na rok.

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG

W publikowanych danych statystycznych GUS brak jest danych odnośnie maszyn do zbioru biomasy (sieczkarnia polowa ze zmodyfikowaną przystawką), dlatego daną którą będzie można wykorzystać jest liczba wniosków złożonych odnośnie tej inwestycji przez rolników na podstawie słownika efektów rzeczowych ARiMR, gdzie będzie jednocześnie powierzchnia GO

gospodarstwa. Dokładniejszą daną byłaby informacja uzyskana od rolnika składającego wniosek na zakup maszyny odnośnie planowanego rocznego jej wykorzystania (praca w gospodarstwie własnym + usługi) na podstawie wypełnionej przez rolnika-wnioskodawcę ankiety.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG

Efekt ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG inwestycji na poziomie gospodarstwa (E_{RI}) z tytułu maszyn do zbioru biomasy (sieczkarnia polowa ze zmodyfikowaną przystawką), w tym przypadku zwiększonej emisji GHG z tytułu dodatkowego zużycia paliwa, powinien być wyznaczony jako funkcja wartości współczynnika redukcyjnego dla tej inwestycji (W_R), i powierzchni inwestycji (plantacji) w ciągu roku (P_U):

$$E_{RI} = W_R \times P_U$$

natomiast na poziomie regionu, czy kraju:

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^n W_R \times P_{Ui}$$

gdzie:

W_R - współczynnik redukcyjny dla maszyn do zbioru biomasy (sieczkarnia polowa ze zmodyfikowaną przystawką) – (-177 kg) $CO_2 \cdot ha^{-1}$ rocznie do (-224 kg) $CO_2 \cdot ha^{-1}$ rocznie.

P_{Ui} - planowane roczne wykorzystanie maszyn do zbioru biomasy (sieczkarnia polowa ze zmodyfikowaną przystawką) w i-tym gospodarstwie w ha.

n - liczba gospodarstw, które złożyły wniosek odnośnie inwestycji w danym regionie/kraju w ciągu roku.

Literatura

Faber A.: Przyrodnicze skutki uprawy roślin energetycznych. Studia i Raporty IUNG-PIB, Puławy, 2008, 11: 43-53.

Lisowski A.: Technologie zbioru roślin energetycznych. Ekspertyza. 2011, <http://docplayer.pl/19527833-Ekspertyza-technologie-zbioru-roslin-energetycznych.html>, dostęp: 10.03.2021 r.

Lisowski A.: Technologie zbioru roślin energetycznych. [W] Odnawialne źródła energii. Rolnicze surowce energetyczne. Red. Kołodziej B., Matyka M., PWRiL, Poznań, 2012: 497-523.

Pawlak J. 2012 Zużycie oleju napędowego w rolnictwie polskim. Problemy inżynierii rolniczej 3 (77):57-64.

Maszyna do zbioru biomasy (sieczkarnia ciągnikowa).

dr inż. Andrzej Madej IUNG PIB Puławy.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

W porównaniu z tradycyjnymi uprawami rolniczymi (pszenica czy rzepak) wieloletnie plantacje wierzby charakteryzują się: większą sekwestracją węgla w glebie, mniejszym wymywaniem azotu, lepszymi właściwościami fitoremediacyjnymi, zbliżoną lub większą bioróżnorodnością roślin, bezkręgowców i ptaków. Natomiast, w przypadku nadmiernego udziału w strukturze zasiewów i niewłaściwej lokalizacji, mogą mieć ujemny wpływ na bilans wodny gleb oraz warunki hydrologiczne w zlewniach, jak również walory krajobrazu [Faber 2008].

Jak podaje Lisowski [2012] według badań skandynawskich zbior wierzby w cyklach 3-5-letnich jest najbardziej uzasadniony ekonomicznie.

Zbiór jednoetapowy z wykorzystaniem sieczkarni przyczepianej lub zawieszanej, to zarówno praca na mniejszych plantacjach, ale także zakładanie i prowadzenie plantacji zgodnie z

wymogami zbioru kombajnowego, oddziaływujących na walory krajobrazowe rejonu. Stosowanie ciężkich agregatów do zbioru i transportu wymaga przeciwdziałań, mających na celu ograniczenie zagrożeń znacznego ugniatania gleby, które może przyczyniać się do niszczenia jej struktury i późniejszej erozji [Lisowski 2012].

Zastosowanie siewczarki ciągnikowej do zbioru jednoetapowego wierzby wymaga współpracy z ciągnikiem o mocy silnika co najmniej 127 kW [Lisowski 2011], co może zwiększać bezpośrednią emisję gazów cieplarnianych.

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych

Wykorzystanie w zbiorze jednoetapowym siewczarki przyczepianej lub zawieszanej do ciągnika o mocy silnika wynoszącej co najmniej 127 kW wpływa bezpośrednio na emisję GHG. Przyjmując za Pawlakiem (2012) do oszacowania zużytego paliwa, że na 1 kWh pracy ciągnika lub maszyny samobieżnej zużycie paliwa w ilości 110 g oraz czas pracy zestawu maszynowego wynoszący 3,0 h·ha⁻¹, oszacowane zużycie paliwa na jednostkę powierzchni wyniesie 50 l·ha⁻¹ ON. Uwzględniając wyniki badań Niemieckiego Instytutu Badania Gospodarki szacującego emisję CO₂ ze spalania 1 l oleju napędowego na 2,64 kg można obliczyć, że wykorzystanie siewczarki przyczepianej lub zawieszanej do zbioru wierzby będzie wiązało się z dodatkową emisją gazu wynoszącą ok. 132 kg CO₂·ha⁻¹ na rok.

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG

W publikowanych danych statystycznych GUS brak jest danych odnośnie maszyn do zbioru biomasy (siewczarka ciągnikowa), dlatego daną którą będzie można wykorzystać jest liczba wniosków złożonych odnośnie tej inwestycji przez rolników na podstawie słownika efektów rzeczowych ARiMR, gdzie będzie jednocześnie powierzchnia GO gospodarstwa. Dokładniejszą daną byłaby informacja uzyskana od rolnika składającego wniosek na zakup maszyny odnośnie planowanego rocznego jej wykorzystania (praca w gospodarstwie własnym + usługi) na podstawie wypełnionej przez rolnika-wnioskodawcę ankiety.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG

Efekt ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG inwestycji na poziomie gospodarstwa (E_{RI}) z tytułu maszyn do zbioru biomasy (siewczarka ciągnikowa), w tym przypadku zwiększonej emisji GHG z tytułu dodatkowego zużycia paliwa, powinien być wyznaczony jako funkcja wartości współczynnika redukcyjnego dla tej inwestycji (W_R), i powierzchni inwestycji (plantacji) w ciągu roku (P_U):

$$E_{RI} = W_R \times P_U$$

natomiast na poziomie regionu, czy kraju:

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^n W_R \times P_{Ui}$$

gdzie:

W_R - współczynnik redukcyjny dla maszyn do zbioru biomasy (siewczarka ciągnikowa) – (-132 kg) CO₂·ha⁻¹ rocznie.

P_{Ui} - planowane roczne wykorzystanie maszyn do zbioru biomasy (siewczarka ciągnikowa) w i-tym gospodarstwie w ha.

n - liczba gospodarstw, które złożyły wniosek odnośnie inwestycji w danym regionie/kraju w ciągu roku.

Literatura

Faber A.: Przyrodnicze skutki uprawy roślin energetycznych. Studia i Raporty IUNG-PIB, Puławy, 2008, 11: 43-53.

Lisowski A.: Technologie zbioru roślin energetycznych. Ekspertyza. 2011, <http://docplayer.pl/19527833-Ekspertyza-technologie-zbioru-roslin-energetycznych.html>, dostęp: 10.03.2021 r.

Lisowski A.: Technologie zbioru roślin energetycznych. [W] Odnawialne źródła energii. Rolnicze surowce energetyczne. Red. Kołodziej B., Matyka M., PWRiL, Poznań, 2012: 497-523.

Pawlak J. 2012 Zużycie oleju napędowego w rolnictwie polskim. Problemy inżynierii rolniczej 3 (77):57-64.

Maszyny do zbioru biomasy (maszyny specjalne ścinające i wiążące lub przyzmużające).

dr inż. Andrzej Madej IUNG PIB Puławy.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

W porównaniu z tradycyjnymi uprawami rolniczymi (pszenica czy rzepak) wieloletnie plantacje wierzby charakteryzują się: większą sekwestracją węgla w glebie, mniejszym wymywaniem azotu, lepszymi właściwościami fitoremediacyjnymi, zbliżoną lub większą bioróżnorodnością roślin, bezkręgowców i ptaków. Natomiast, w przypadku nadmiernego udziału w strukturze zasiewów i niewłaściwej lokalizacji, mogą mieć ujemny wpływ na bilans wodny gleb oraz warunki hydrologiczne w zlewniach, jak również walory krajobrazu [Faber 2008].

Jak podaje Lisowski [2012] według badań skandynawskich zbiorów wierzby w cyklach 3-5-letnich jest najbardziej uzasadniony ekonomicznie.

Zbiór dwuetapowy wierzby z wykorzystaniem kosiarki ze skrzynią ładunkową to: zakładanie i prowadzenie plantacji zgodnie z wymogami zbioru kombajnowego, także praca na dużych, zblokowanych plantacjach oddziałujących na walory krajobrazowe rejonu. Stosowanie ciężkich maszyn do zbioru, a także transportu wymaga przeciwdziałań, mających na celu ograniczenie zagrożeń znacznego ugniatania gleby, które może przyczyniać się do niszczenia jej struktury i późniejszej erozji [Lisowski 2012].

Zastosowanie kosiarki ciągnikowej ze skrzynią ładunkową do zbioru dwuetapowego wierzby wymaga współpracy z ciągnikiem o mocy silnika co najmniej 105 kW [Lisowski 2011], co może zwiększać bezpośrednią emisję gazów cieplarnianych.

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych

Wykorzystanie w zbiorze dwuetapowym kosiarki ciągnikowej ze skrzynią ładunkową przyczepianej do ciągnika o mocy silnika wynoszącej co najmniej 105 kW wpływa bezpośrednio na emisję GHG. Przyjmując za Pawlakiem (2012) do oszacowania zużytego paliwa, że na 1 kWh pracy ciągnika lub maszyny samobieżnej zużycie paliwa w ilości 110 g oraz czas pracy zestawu maszynowego wynoszący $3,0 \text{ h} \cdot \text{ha}^{-1}$, oszacowane zużycie paliwa na jednostkę powierzchni wyniesie $42 \text{ l} \cdot \text{ha}^{-1}$ ON. Uwzględniając wyniki badań Niemieckiego Instytutu Badania Gospodarki szacującego emisję CO₂ ze spalania 1 l oleju napędowego na 2,64 kg można obliczyć, że wykorzystanie kosiarki ciągnikowej ze skrzynią ładunkową do dwuetapowego zbioru wierzby będzie wiązało się z dodatkową emisją gazu wynoszącą ok. 111 kg CO₂·ha⁻¹ na rok.

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG

W publikowanych danych statystycznych GUS brak jest danych odnośnie maszyn do zbioru biomasy (maszyny specjalne ścinające i wiążące lub przyzmużające), dlatego daną którą będzie można wykorzystać jest liczba wniosków złożonych odnośnie tej inwestycji przez rolników na podstawie słownika efektów rzeczowych ARiMR, gdzie będzie jednocześnie powierzchnia GO

gospodarstwa. Dokładniejszą daną byłyby informacja uzyskana od rolnika składającego wniosek na zakup maszyny odnośnie planowanego rocznego jej wykorzystania (praca w gospodarstwie własnym + usługi) na podstawie wypełnionej przez rolnika-wnioskodawcę ankiety.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG

Efekt ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG inwestycji na poziomie gospodarstwa (E_{RI}) z tytułu maszyn do zbioru biomasy (maszyny specjalne ścinające i wiążące lub przyzmujące), w tym przypadku zwiększonej emisji GHG z tytułu dodatkowego zużycia paliwa, powinien być wyznaczony jako funkcja wartości współczynnika redukcyjnego dla tej inwestycji (W_R), i powierzchni inwestycji (plantacji) w ciągu roku (P_U):

$$E_{RI} = W_R \times P_U$$

natomiast na poziomie regionu, czy kraju:

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^n W_R \times P_{Ui}$$

gdzie:

W_R - współczynnik redukcyjny dla maszyn do zbioru biomasy (maszyny specjalne ścinające i wiążące lub przyzmujące) – (-111 kg) $CO_2 \cdot ha^{-1}$ rocznie.

P_{Ui} - planowane roczne wykorzystanie maszyn do zbioru biomasy (maszyny specjalne ścinające i wiążące lub przyzmujące) w i-tym gospodarstwie w ha

n - liczba gospodarstw, które złożyły wniosek odnośnie inwestycji w danym regionie/kraju w ciągu roku.

Literatura

Faber A.: Przyrodnicze skutki uprawy roślin energetycznych. Studia i Raporty IUNG-PIB, Puławy, 2008, 11: 43-53.

Lisowski A.: Technologie zbioru roślin energetycznych. Ekspertyza. 2011, <http://docplayer.pl/19527833-Ekspertyza-technologie-zbioru-roslin-energetycznych.html>, dostęp: 10.03.2021 r.

Lisowski A.: Technologie zbioru roślin energetycznych. [W] Odnawialne źródła energii. Rolnicze surowce energetyczne. Red. Kołodziej B., Matyka M., PWRiL, Poznań, 2012: 497-523.

Pawlak J. 2012. Zużycie oleju napędowego w rolnictwie polskim. Problemy inżynierii rolniczej 3 (77):57-64.

Maszyny do zbioru biomasy (rębaki do drewna, urządzenia zrębkujące).

dr inż. Andrzej Madej IUNG PIB Puławy.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

W porównaniu z tradycyjnymi uprawami rolniczymi (pszenica czy rzepak) wieloletnie plantacje wierzby charakteryzują się: większą sekwestracją węgla w glebie, mniejszym wymywaniem azotu, lepszymi właściwościami fitoremediacyjnymi, zbliżoną lub większą bioróżnorodnością roślin, bezkręgowców i ptaków. Natomiast, w przypadku nadmiernego udziału w strukturze zasiewów i niewłaściwej lokalizacji, mogą mieć ujemny wpływ na bilans wodny gleb oraz warunki hydrologiczne w zlewniach, jak również walory krajobrazu [Faber 2008].

Jak podaje Lisowski [2012] według badań skandynawskich zbiorów wierzby w cyklach 3-5-letnich jest najbardziej uzasadniony ekonomicznie.

Zbiór dwuetapowy wierzby z wykorzystaniem rębaka ciągnikowego to zakładanie i prowadzenie plantacji zgodnie z wymogami zbioru kombajnowego, także praca na dużych, zblokowanych plantacjach oddziałujących na walory krajobrazowe rejonu. Stosowanie ciężkich maszyn do zbioru, a także transportu wymaga przeciwdziałań, mających na celu ograniczenie zagrożeń znacznego ugniatania gleby, które może przyczyniać się do niszczenia jej struktury i późniejszej erozji [Lisowski 2012].

Zastosowanie rębaka ciągnikowego zawieszanego lub przyczepianego do zbioru dwuetapowego wierzby wymaga współpracy z ciągnikiem o mocy silnika co najmniej 45 kW [Lisowski 2011], co może zwiększać bezpośrednią emisję gazów cieplarnianych.

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych

Wykorzystanie w zbiorze dwuetapowym rębaka ciągnikowego zawieszanego lub przyczepianego do ciągnika o mocy silnika wynoszącej co najmniej 45 kW wpływa bezpośrednio na emisję GHG. Przyjmując za Pawlakiem (2012) do oszacowania zużytego paliwa, że na 1 kWh pracy ciągnika lub maszyny samobieżnej zużycie paliwa w ilości 110 g oraz czas pracy zestawu maszynowego wynoszący 10,0 h·ha⁻¹, oszacowane zużycie paliwa na jednostkę powierzchni wyniesie 60 l·ha⁻¹ ON.

Oszacowanie czasu pracy zestawu dotyczy zrębkowania biomasy wierzby z powierzchni 1 ha (o średnim plonie dla wierzby zbieranej w cyklach 3-5 letnich) plonującej na poziomie 60-120 t·ha⁻¹ (średniej wilgotności około 46%) i przyjętej przepustowości rębaka.

Uwzględniając wyniki badań Niemieckiego Instytutu Badania Gospodarki szacującego emisję CO₂ ze spalania 1 l oleju napędowego na 2,64 kg można obliczyć, że wykorzystanie rębaka ciągnikowego (zawieszanego lub przyczepianego) do dwuetapowego zbioru wierzby będzie wiązało się z dodatkową emisją gazu wynoszącą ok. 158 kg CO₂·ha⁻¹ na rok.

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG

W publikowanych danych statystycznych GUS brak jest danych odnośnie maszyn do zbioru biomasy (rębaki do drewna, urządzenia zrębkujące), dlatego daną którą będzie można wykorzystać jest liczba wniosków złożonych odnośnie tej inwestycji przez rolników na podstawie słownika efektów rzeczowych ARiMR, gdzie będzie jednocześnie powierzchnia GO gospodarstwa. Dokładniejszą daną byłaby informacja uzyskana od rolnika składającego wniosek na zakup maszyny odnośnie planowanego rocznego jej wykorzystania (praca w gospodarstwie własnym + usługi) na podstawie wypełnionej przez rolnika-wnioskodawcę ankiety.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG

Efekt ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG inwestycji na poziomie gospodarstwa (E_{RI}) z tytułu maszyn do zbioru biomasy (rębaki do drewna, urządzenia zrębkujące), w tym przypadku zwiększonej emisji GHG z tytułu dodatkowego zużycia paliwa, powinien być wyznaczony jako funkcja wartości współczynnika redukcyjnego dla tej inwestycji (W_R), i powierzchni inwestycji (plantacji) w ciągu roku (P_U):

$$E_{RI} = W_R \times P_U$$

natomiast na poziomie regionu, czy kraju:

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^n W_R \times P_{Ui}$$

gdzie:

W_R – współczynnik redukcyjny dla maszyn do zbioru biomasy (rębaki do drewna, urządzenia zrębkujące) – (-158 kg) CO₂·ha⁻¹ rocznie.

P_{Ui} - planowane roczne wykorzystanie maszyn do zbioru biomasy (rębaki do drewna, urządzenia zrębkujące) w i-tym gospodarstwie w ha.

n - liczba gospodarstw, które złożyły wniosek odnośnie inwestycji w danym regionie/kraju w ciągu roku.

Literatura

Faber A.: Przyrodnicze skutki uprawy roślin energetycznych. Studia i Raporty IUNG-PIB, Puławy, 2008, 11: 43-53.

Lisowski A.: Technologie zbioru roślin energetycznych. Ekspertyza. 2011, <http://docplayer.pl/19527833-Ekspertyza-technologie-zbioru-roslin-energetycznych.html>, dostęp: 10.03.2021 r.

Lisowski A.: Technologie zbioru roślin energetycznych. [W] Odnawialne źródła energii. Rolnicze surowce energetyczne. Red. Kołodziej B., Matyka M., PWRiL, Poznań, 2012: 497-523.

<https://www.teknamotor.pl/>

Pawlak J. 2012 Zużycie oleju napędowego w rolnictwie polskim. Problemy inżynierii rolniczej 3 (77):57-64.

Maszyny do zbioru biomasy (prasa z mechanizmem ścinającym).

dr inż. Andrzej Madej IUNG PIB Puławy.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

W porównaniu z tradycyjnymi uprawami rolniczymi (pszenica czy rzepak) wieloletnie plantacje wierzby charakteryzują się: większą sekwestracją węgla w glebie, mniejszym wymywaniem azotu, lepszymi właściwościami fitoremediacyjnymi, zbliżoną lub większą bioróżnorodnością roślin, bezkręgowców i ptaków. Natomiast, w przypadku nadmiernego udziału w strukturze zasiewów i niewłaściwej lokalizacji, mogą mieć ujemny wpływ na bilans wodny gleb oraz warunki hydrologiczne w zlewniach, jak również walory krajobrazu [Faber 2008].

Jak podaje Lisowski [2012] według badań skandynawskich zbiorów wierzby w cyklach 3-5-letnich jest najbardziej uzasadniony ekonomicznie.

Zbiór dwuetapowy wierzby z wykorzystaniem prasy z mechanizmem ścinającym to: zakładanie i prowadzenie plantacji zgodnie z wymogami zbioru kombajnowego, także praca na dużych, zblokowanych plantacjach oddziałujących na walory krajobrazowe rejonu. Stosowanie ciężkich maszyn do zbioru, a także transportu wymaga przeciwdziałań, mających na celu ograniczenie zagrożeń znacznego ugniatania gleby, które może przyczyniać się do niszczenia jej struktury i późniejszej erozji [Lisowski 2012].

Zastosowanie prasy ciągnikowej z zespołem ścinającym do zbioru dwuetapowego wierzby, lub biomasy leśnej wymaga współpracy z ciągnikiem o mocy silnika co najmniej 133 kW [Lisowski 2011], co może zwiększać bezpośrednią emisję gazów cieplarnianych.

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych

Wykorzystanie w zbiorze dwuetapowym prasy z mechanizmem ścinającym przyczepianej do ciągnika o mocy silnika wynoszącej co najmniej 133 kW wpływa bezpośrednio na emisję GHG. Przyjmując za Pawlakiem (2012) do oszacowania zużytego paliwa, że na 1 kWh pracy ciągnika lub maszyny samobieżnej zużycie paliwa w ilości 110 g oraz czas pracy zestawu maszynowego wynoszący $3,0 \text{ h} \cdot \text{ha}^{-1}$, oszacowane zużycie paliwa na jednostkę powierzchni wyniesie $53 \text{ l} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ ON}$.

Uwzględniając wyniki badań Niemieckiego Instytutu Badania Gospodarki szacującego emisję CO_2 ze spalania 1 l oleju napędowego na 2,64 kg można obliczyć, że wykorzystanie prasy z

mechanizmem ścinającym przyczepianej do ciągnika w dwuetapowym zbiorze wierzby będzie wiązało się z dodatkową emisją gazu wynoszącą ok. 140 kg CO₂·ha⁻¹ na rok.

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG

W publikowanych danych statystycznych GUS brak jest danych odnośnie maszyn do zbioru biomasy (prasa z mechanizmem ścinającym), dlatego daną którą będzie można wykorzystać jest liczba wniosków złożonych odnośnie tej inwestycji przez rolników na podstawie słownika efektów rzeczowych ARiMR, gdzie będzie jednocześnie powierzchnia GO gospodarstwa. Dokładniejszą daną byłaby informacja uzyskana od rolnika składającego wniosek na zakup maszyny odnośnie planowanego rocznego jej wykorzystania (praca w gospodarstwie własnym + usługi) na podstawie wypełnionej przez rolnika-wnioskodawcę ankiety.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG

Efekt ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG inwestycji na poziomie gospodarstwa (E_{RI}) z tytułu maszyn do zbioru biomasy (prasa z mechanizmem ścinającym), w tym przypadku zwiększonej emisji GHG z tytułu dodatkowego zużycia paliwa, powinien być wyznaczony jako funkcja wartości współczynnika redukcyjnego dla tej inwestycji (W_R), i powierzchni inwestycji (plantacji) w ciągu roku (P_U):

$$E_{RI} = W_R \times P_U$$

natomiast na poziomie regionu, czy kraju:

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^n W_R \times P_{Ui}$$

gdzie:

W_R - współczynnik redukcyjny dla maszyn do zbioru biomasy (prasa z mechanizmem ścinającym) – (-140 kg) CO₂·ha⁻¹ rocznie

P_{Ui} - planowane roczne wykorzystanie maszyn do zbioru biomasy (prasa z mechanizmem ścinającym) w i-tym gospodarstwie w ha.

n - liczba gospodarstw, które złożyły wniosek odnośnie inwestycji w danym regionie/kraju w ciągu roku.

Literatura

Faber A.: Przyrodnicze skutki uprawy roślin energetycznych. Studia i Raporty IUNG-PIB, Puławy, 2008, 11: 43-53.

Lisowski A.: Technologie zbioru roślin energetycznych. Ekspertyza. 2011, <http://docplayer.pl/19527833-Ekspertyza-technologie-zbioru-roslin-energetycznych.html>, dostęp: 10.03.2021 r.

Lisowski A.: Technologie zbioru roślin energetycznych. [W] Odnawialne źródła energii. Rolnicze surowce energetyczne. Red. Kołodziej B., Matyka M., PWRiL, Poznań, 2012: 497-523.

Matyka M., Kuś J.: Uprawa roślin na cele energetyczne. Instr. Upowsz., 176, IUNG-PIB, Puławy, 2010: ss 64.

Pawlak J. 2012 Zużycie oleju napędowego w rolnictwie polskim. Problemy inżynierii rolniczej 3 (77):57-64.

Zestawienie przyrostu/redukcji emisji GHG z wybranych inwestycji.

Wyszczególnienie	Emisja GHG [kg CO ₂ ·ha ⁻¹ na rok]	
	redukcja	przyrost/redukcja*
Wał posiewny	-	-6,3 do -9,0
Agregat do siewu bezpośredniego	3240	67,1
Agregat do uprawy pasowej	2584	66,0
Plantacja wierzby krzewiastej (energetycznej)	9240	-
Maszyny do zbioru biomasy (sieczkarnia polowa ze zmodyfikowaną przystawką)	-	-177 do -224
Maszyna do zbioru biomasy (sieczkarnia ciągnikowa)	-	-132
Maszyny do zbioru biomasy (maszyny specjalne ścinające i wiążące lub przyzmużące)	-	-111
Maszyny do zbioru biomasy (rębaki do drewna, urządzenia zrębkujące)	-	-158
Maszyny do zbioru biomasy (prasa z mechanizmem ścinającym)	-	-140

* przyrost (-) / redukcja emisji CO₂·ha⁻¹ na rok wynikające ze zużytego paliwa przez agregaty maszynowe lub maszyny samobieżne.

Dwutarczowe rozsiewacze nawozów z kontrolowanym promieniem rozrzutu.

dr inż. Kamila Mazur, dr inż. Kinga Borek, dr inż. Marek Kierończyk ITP PIB O/Warszawa.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

Rozsiewacze dwutarczowe, których cechy konstrukcyjne umożliwiają wysiew nawozów ze zmienną szerokością (kontrolowany promień rozrzutu) na obie strony maszyny. Ta właściwość eksploatacyjna rozsiewaczy przydatna jest podczas nawożenia granicznego na obrzeżach (skrajach) pola oraz podczas pracy na polach o nieregularnym kształcie, w tym przy nawożeniu klinów pola. Jednocześnie za niewielką dopłatą dostępne jest oprogramowanie sterujące torem jazdy maszyny, szerokością rozrzutu i prędkością jazdy oraz precyzyjne stosowanie nawozów w oparciu o mapowanie satelitarne pola reguluje przejazdem na konkretnej działce.

Do pierwszej grupy maszyn zaliczamy te, których konstrukcja umożliwia załączenie granicznego trybu pracy bez konieczności wyposażenia rozsiewacza w dodatkowe (demontowalne). Urządzenia tzw. rozsiewu granicznego nawozów mineralnych, w tym: deflektory, przesłony/ekrany, tarcze wysiewu granicznego, tarcze z wymiennymi/regulowanymi łopatkami, w tym z łopatkami wysiewu granicznego). W tej grupie maszyn znajdują się między innymi te, w których wysiew graniczny realizowany jest przez:

- zmianę kierunku obrotów tarcz rozsiewających, z redukcją obrotów tarcz rozsiewających,
- system zdalnego kierowania nawozu na specjalną łopatkę wysiewu granicznego.

W drugiej grupie znajdują się zaawansowane rozwiązania rozsiewaczy, które umożliwiają automatyczną zmianę zasięgu (promienia) rzutu nawozu w obrysie działki jak i w miejscach skrajnych użytku lub w zależności od kształtu pola (kliny i przewężenia pola), a także na

końcu/początku pola, z wykorzystaniem cyfrowej mapy pola, sygnału GPS i sterownika elektronicznego, w tym poprzez zmianę np.:

- punktów aplikacji nawozu na tarczę (zmiana promieniowa lub kątowna), celem skorygowania kierunku i zasięgu umieszczenia granuli nawozu,
- prędkości obrotowej tarcz w rozsiewaczach z hydraulicznym napędem tarcz rozsiewających, potrzebnych do korekcji zasięgu i kierunku rzutu granulek nawozu,
- aplikacji nawozu na tarczach, aby skorygować właściwą ilość rozprzestrzenianego nawozu dostosowanych do kształtu powierzchni działki rolnej,
- dozowanie nawozu zgodnie z informacją o potrzebach gleby i rośliny.

W tych zaawansowanych systemach rozsiewu stosuje się określenie „kontrola sekcji”, która oznacza płynną automatyczną zmianę (redukcję lub zwiększenie) szerokości roboczej, przy zachowaniu wysokiej dokładności rozsiewu nawozu – aplikator automatycznie dostosowuje szerokość roboczą i wydatek granul nawozu w zależności od warunków rozsiewu i specyfiki pola. Wykorzystanie sygnału GPS umożliwi na końcu pola oraz na przy skrajniach pola, zautomatyzować moment otwierania i zamykania zsyków rozsiewacza po właściwej stronie skrajni. Efektem jest równomierna aplikacji granul nawozu na polu, zwłaszcza w miejscach trudnych, takich jak przewężenia pola.

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych i amoniaku

Proponowane aplikatory nawozów mineralnych umożliwiają precyzyjne i efektywne, z punktu widzenia produkcyjnego oraz ochrony klimatu i środowiska, dawkowanie nawozów mineralnych, co przekłada się na zmniejszenie ryzyka strat gazowych (amoniaku i tlenków azotu). Poprawiają one równomierność aplikacji nawozu na polu, w założonej dawce, co przekłada się między innymi na wzrost efektywności stosowania nawozów, poprzez ograniczenie zużycia nawozów na jednostkę plonu (kg plonu/kg NPK) – redukcja zużycia nawozu na jednostkę produktu – 10-15%. Stopień redukcji zależy od poziomu technologicznego i stopnia zaawansowania technicznego stosowanej praktyki rozsiewu nawozu.

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG i amoniaku

Dane statystyczne GUS nie podają liczby wykorzystywanych w gospodarstwach rozsiewaczy dwutarczowych nawozów z kontrolowanym promieniem rozrzutu, dlatego daną którą będzie można wykorzystać jest liczba wniosków złożonych o zakup tych maszyn przez rolników na podstawie słownika efektów rzeczowych ARiMR, gdzie jednocześnie powinna być zawarta informacja o powierzchni gruntów ornych gospodarstwa. Właściwą daną konieczną do pozyskania będzie informacja uzyskana od rolnika, który składa wniosek na zakup rozsiewacza w odniesieniu do planowanego rocznego jego wykorzystania (praca w gospodarstwie własnym + ewentualne usługi) na podstawie wypełnionej przez rolnika-wnioskodawcę ankiety.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG i amoniaku

Efekt ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG i amoniaku inwestycji na poziomie gospodarstwa (E_{RI}) wynikający z wykorzystania rozsiewacza dwutarczowego nawozów z kontrolowanym promieniem rozrzutu, powinien być wyznaczony jako funkcja wartości współczynnika redukcyjnego dla tej inwestycji (W_R), zwiększonej o emisję GHG z tytułu zużycia paliwa i powierzchni, na której wykorzystywany jest rozsiewacz w ciągu roku (P_U):

$$E_{RI} = (W_R - W_{R1}) \times P_U$$

Natomiast na poziomie regionu, czy kraju:

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^n (WR - WR1) \times P_{Ui}$$

gdzie:

W_R - współczynnik redukcyjny dla rozsiewacza dwutarczowego nawozów z kontrolowanym promieniem rozrzutu wynosi dla N_2O od 0,5 do 0,75 kg/ha/rok.

W_{R1} - współczynnik redukcyjny dla zużycia paliwa – (-50) do (-100) kg $CO_2 \cdot ha^{-1}$ rocznie.

P_{Ui} - planowane roczne wykorzystanie w i-tym gospodarstwie w ha.

n - liczba gospodarstw, które złożyły wniosek na zakup rozsiewacza dwutarczowego nawozów z kontrolowanym promieniem rozrzutu w danym regionie/kraju w ciągu roku.

Rozrzutniki obornika z dynamicznym systemem kontroli dawki.

dr inż. Kamila Mazur, dr inż. Marek Kierończyk ITP PIB O/Warszawa.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

Rozrzutniki wyposażone są w system ważący tensometryczny lub hydrauliczny umożliwiający automatyczną kontrolę on-line aktualnej masy obornika w skrzyni ładunkowej. W maszynach z systemem tensometrycznym sensory wagi umieszczone są pomiędzy skrzynią ładunkową maszyny a układem jezdny. W hydrauliczny system ważący mogą być wyposażone rozrzutniki z hydraulicznym zawieszeniem skrzyni ładunkowej i dyszla. Dzięki bieżącej kontroli zmian masy nawozu w skrzyni ładunkowej, oba te rozwiązania umożliwiają automatyczne sterowanie dawką rozrzucanego obornika, poprzez zmianę prędkości przesuwu przenośnika podłogowego, w zależności od zmian prędkości jazdy maszyny, w tym także z uwzględnieniem nawożenia precyzyjnego, według danych mapy pola (GIS, GPS). Dodatkową opcją jest możliwość elektronicznej rejestracji ilości (ton lub m^3) i dawki rozrzucanego obornika na poszczególnych działkach.

Powyższe rozwiązania sprawdzają się szczególnie w przypadku obornika o niejednorodnej konsystencji (gęstości), a także podczas początkowej i końcowej fazy opróżniania skrzyni nawozowej. Obie te fazy stanowią około 30-40% czasu pracy rozrzutnika. Podczas pracy tradycyjnych rozrzutników, zwłaszcza bez grodzi pomiędzy skrzynią a adapterem, ilość rozrzucanego obornika jest zwykle w tych fazach wyraźnie mniejsza od założonej (nawet o połowę) [Miclet 2010; Kamiński i Markiewicz 2016]. Przekłada się to na nierównomierne, a więc z różną dawką (t/ha) pokrycie pola nawozem.

Równomierne rozmieszczenie nawozu na powierzchni pola jest jednym z podstawowych warunków prawidłowego nawożenia [Horrell 1999], przyczyniając się do lepszej efektywności wykorzystania zawartych w nawozie składników. Nierównomierna aplikacja obornika powoduje lokalny wzrost zawartości składników pokarmowych w glebie. Z tych miejsc straty składników są większe, głównie wskutek wymywania i ulatniania się lotnych związków azotu do atmosfery. W glebach o słabej przepuszczalności straty składników pokarmowych następują głównie w wyniku spływów powierzchniowych i erozji. Spośród wszystkich składników największe zagrożenie dla eutrofizacji wód ma azot i fosfor [Czuba 1998; Mazur 1996, 1998].

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych i amoniaku

Proponowane rozwiązania rozrzutników obornika umożliwiają bardziej precyzyjną i efektywną, z punktu widzenia ochrony klimatu i środowiska, aplikację obornika, w tym w zmiennej dawce w zależności od mapy aplikacji, co przekłada się na zmniejszenie ryzyka strat,

skażenia środowiska (wymywanie i spływ powierzchniowy), a pośrednio także na redukcję emisji NH₃ i N₂O. Rozrzutnik poprawia równomierność rozłożenia obornika na polu, co przekłada się na wzrost efektywności stosowania nawozów, poprzez ograniczenie zużycia nawozów na jednostkę plonu (kg plonu/kg NPK). Zmniejszenie emisji N₂O, NO_x i NH₃ do atmosfery (w przeliczeniu na jednostkę produktu).

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG i amoniaku

Dane statystyczne GUS nie podają liczby wykorzystywanych w gospodarstwach rozrzutników obornika z dynamicznym systemem kontroli dawki, dlatego daną którą będzie można wykorzystać jest liczba wniosków złożonych o zakup tych maszyn przez rolników na podstawie słownika efektów rzeczowych ARiMR, gdzie jednocześnie powinna być zawarta informacja o powierzchni gruntów rolnych, w tym gruntów ornych gospodarstwa. Właściwą daną konieczną do pozyskania będzie informacja uzyskana od rolnika, który składa wniosek na zakup rozrzutnika w odniesieniu do planowanego rocznego jego wykorzystania (praca w gospodarstwie własnym + ewentualne usługi) na podstawie wypełnionej przez rolnika-wnioskodawcę ankiety. Na podstawie informacji o areale i ciągniku wykorzystanym do tej maszyny będzie można określić sumaryczne koszty efektu środowiskowego – ograniczenie emisji amoniaku i GHG, a także zużycia paliwa danego ciągnika. Na przykładzie konkretnego rozrzutnika z masą dopuszczalną nawozu, ilości przejazdów na działkach podlegających nawożeniu, zostanie przedstawiona informacja o rzeczywistym potencjale redukcyjnym danego rozwiązania.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG i amoniaku

Efekt ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG i amoniaku rozrzutnika obornika z dynamicznym systemem kontroli dawki na poziomie gospodarstwa (E_{RI}), powinien być wyznaczony jako funkcja wartości współczynnika redukcyjnego dla tego rodzaju rozrzutnika (W_R), zwiększonej emisji GHG z tytułu zużycia paliwa (W_{R1}) i powierzchni, na której wykorzystywany jest rozrzutnik w ciągu roku (P_U):

$$E_{RI} = (W_R - W_{R1}) \times P_U$$

Natomiast na poziomie regionu, czy kraju:

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^n (WR - WR1) \times P_{Ui}$$

gdzie:

W_R - współczynnik redukcyjny rozrzutnika obornika z dynamicznym systemem kontroli dawki zostanie ustalony na podstawie informacji wyszczególnionych w rozdziale „Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG i amoniaku”.

W_{R1} – współczynnik redukcyjny dla zużycia paliwa – (-50) do (-100) kg CO₂·ha⁻¹ rocznie.

P_{Ui} - planowane roczne wykorzystanie rozrzutnika obornika z dynamicznym systemem kontroli dawki w i-tym gospodarstwie w ha.

n - liczba gospodarstw, które złożyły wniosek na rozrzutnik obornika z dynamicznym systemem kontroli dawki odnośnie w danym regionie/kraju w ciągu roku.

Literatura

Czuba R. 1998. Współczesne technologie nawożenia mineralnego. Wieś Jutra, Nr 5, s. 15-16

Horrell R., Metherell A.K., Ford S., Doscher C. 1999. Fertiliser evenness – losses and costs: A study on the economic benefits of uniform applications of fertiliser. Proceedings of the New Zealand Grassland Association 61, s. 215–220.

Mazur T. 1996. Przyrodnicze skutki nawożenia. W. Nawożenie mineralne roślin uprawnych (red. Czuba W.). Wyd. Zakłady Chemiczne „Police” S.A. ISBN 83-906560-0-0, s. 333-352

Mazur T. 1998. Ekologiczne skutki stosowania nawozów. Wieś Jutra, Nr 4, s. 32.

Kamiński E., Markiewicz W. 2014. Technika nawożenia nawozami naturalnymi. Wyd. ITP. Falenty-Kłudzienko, ss. 23.

Miclet D., Piron E., Venel S., Villette S. 2010. Mass flow control for manure spreader. AgEng 2010: International Conference on Agricultural Engineering, Sep 2010, Clermont Ferrand, France. 10 p. hal-00584967.

Rozrzutnik obornika z systemem elektronicznej regulacji prędkości przenośnika w zależności od zmian prędkości jazdy.

dr inż. Kamila Mazur, dr inż. Kinga Borek ITP PIB O/Warszawa.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

Maszyny te są wyposażone w system elektronicznej kontroli i regulacji prędkości przesuwu obornika w zależności od oczekiwanej dawki nawożenia (t/ha lub m³/ha), przy automatycznej zmianie prędkości jazdy rozrzutnika. Sterowanie pracą napędzanego hydraulicznie przenośnika odbywa się automatycznie. W rozwiązaniach dostępnych na rynku operator urządzenia programuje sterownik podając informacje o ilości ładunku, ilość nawozu i zawartości składników odżywczych na hektar (w m³ lub tonach), efektywnej szerokości roboczej oraz gęstości ładunku. Jeśli rozrzutnik jest wyposażony w statyczny system ważący (pomiar masy obornika w pozycji zaparkowanej za pośrednictwem sensorów), operator najpierw musi zatwierdzić wagę ładunku w skrzyni. Masę obornika można także dokładnie ustalić na znajdującej się w gospodarstwie wadze najazdowej. W zależności od zastosowanego w tego typu rozrzutnikach sterownika może on zbierać dane dotyczące ilości i powierzchni rozrzucenia obornika z wykorzystaniem GPS.

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych i amoniaku

Proponowany rodzaj rozrzutnika obornika umożliwia precyzyjną (tj. z założoną dawką) i efektywną, z punktu widzenia ochrony klimatu i środowiska, aplikację obornika, co przekłada się na zmniejszenie ryzyka strat, zanieczyszczenia środowiska (wymywanie i spływ powierzchniowy), a pośrednio także na redukcję emisji NH₃ i N₂O. Poprawa równomierności rozłożenia obornika na polu (w oczekiwanej dawce), przekłada się na wzrost efektywności stosowania nawozu, poprzez ograniczeniu jego zużycia na jednostkę plonu (kg plonu/kg NPK).

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG i amoniaku

Dane statystyczne GUS nie podają liczby wykorzystywanych w gospodarstwach rozrzutników obornika z systemem elektronicznej regulacji prędkości przenośnika w zależności od zmian prędkości jazdy, dlatego daną którą będzie można wykorzystać jest liczba wniosków złożonych o zakup rozrzutników przez rolników na podstawie słownika efektów rzeczowych ARiMR oraz oświadczeń producentów rolnych (zakup poza wsparciem ARiMR), gdzie jednocześnie powinna być zawarta informacja o powierzchni gruntów rolnych, w tym gruntów ornych gospodarstwa. Właściwą daną konieczną do pozyskania będzie informacja uzyskana od rolnika,

który składa wniosek na zakup rozrzutnika w odniesieniu do planowanego rocznego jego wykorzystania (praca w gospodarstwie własnym + ewentualne usługi) na podstawie wypełnionej przez rolnika-wnioskodawcę ankiety. Na podstawie informacji o areale i ciągniku wykorzystanym do tej maszyny będzie można określić sumaryczne koszty efektu środowiskowego – ograniczenie emisji NH₃ i GHG oraz dodatkowej emisji CO₂ z paliwa dla danego ciągnika. Dla konkretnego rozrzutnika z masą dopuszczalną nawozu, ilością przejazdów na działkach podlegających nawożeniu zostanie przedstawiona informacja o rzeczywistym potencjale redukcyjnym tego rozwiązania. Dane o wartościach emisji CO₂ konieczne do kalkulacji do pozyskania od producentów ciągników na zapytanie ofertowe. Oszacowane zostaną powierzchnie realizacji zabiegu nawożenia, poziom redukcji zanieczyszczenia powietrza związkami azotu oraz infiltracji do wód gruntowych.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG i amoniaku

Efekt ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG i amoniaku rozrzutnika obornika z systemem elektronicznej regulacji prędkości przenośnika w zależności od zmian prędkości jazdy na poziomie gospodarstwa (E_{RI}) zostanie określony jako funkcja współczynnika redukcji tego typu rozrzutnika większej emisji GHG z tytułu dodatkowego zużycia paliwa, powinien być wyznaczony jako funkcja wartości współczynnika redukcyjnego dla tej inwestycji (W_R), i powierzchni inwestycji w ciągu roku (P_U):

$$E_{RI} = (W_R - W_{R1}) \times P_U$$

Natomiast na poziomie regionu, czy kraju:

$$E_{RI} = \sum_{i=1}^n (WR - WR!) \times P_{Ui}$$

gdzie:

W_R - współczynnik redukcyjny dla rozrzutnika obornika z systemem elektronicznej regulacji prędkości przenośnika w zależności od zmian prędkości jazdy zostanie ustalony na podstawie informacji wyszczególnionych w rozdziale „Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG i amoniaku”.

W_{R1} – współczynnik redukcyjny dla zużycia paliwa – (-50) do (-100) kg CO₂·ha⁻¹ rocznie.

P_{Ui} - planowane roczne wykorzystanie rozrzutnika obornika z systemem elektronicznej regulacji prędkości przenośnika w zależności od zmian prędkości jazdy w i-tym gospodarstwie w ha.

n - liczba gospodarstw, które złożyły wniosek na zakup rozrzutnika obornika z systemem elektronicznej regulacji prędkości przenośnika w zależności od zmian prędkości jazdy w danym regionie/kraju w ciągu roku.

Literatura

Dane i informacje od producentów maszyn rolniczych.

Zamknięte zbiorniki betonowe na gnojowicę i gnojówkę.

dr inż. Kamila Mazur, dr inż. Marek Kierończyk, ITP O/Warszawa.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

Zbiorniki na gnojowicę mogą być wykonane jako naziemne, częściowo lub całkowicie zagłębione. Są dostępne w wersji prefabrykowanej (beton najczęściej klasy C30/37, C35/45),

gotowe elementy są dostarczane na miejsce inwestycji i montowane, lub z betonu niższej klasy np. C20/25 wykonywane na miejscu. Zamknięte zbiorniki na gnojówkę są umieszczone pod ziemią w celu umożliwienia odpływ wód opadowych z płyty obornikowej.

Zbiorniki żelbetowe naziemne mogą posiadać pokrycie żelbetowe. W zbiornikach o średnicy ponad 8,0 m z przykryciem żelbetowym stosuje się słup żelbetowy. Na słupie oraz żelbetowej ścianie opierane są elementy prefabrykowane zamknięcia lub żelbetowa płyta dachowa.

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych i amoniaku

Przykrycie zbiornika z gnojowicą wpływa na zmniejszenie prędkości powietrza, mającego styczność z płynnym nawozem naturalnym (gnojówka, gnojowica), co w konsekwencji ogranicza emisję amoniaku.

Z przeglądu literatury dokonanego przez Kupper i in. 2020 (120 prac naukowych, 711 rekordów z danymi pomiarowymi) wynika, że przykrycie nieprzepuszczalną warstwą z betonu zbiornika z gnojowicą redukuje w dużym stopniu emisję NH_3 (od 64% gnojowica od trzody do 73% gnojowica bydłęca), oraz emisję CH_4 od 15% do 45%.

Efekty redukujące emisję amoniaku w przypadku przykryć są dość dobrze udokumentowane i mają potwierdzenie w badaniach. Redukcja emisji amoniaku wynosi od 60% dla folii pływającej do 80% przy szczelnym dachu typu namiotowego (Oenema i in. 2012, UNECE 2014). Według Husted (2004) redukcja emisji metanu przy naturalnym kożuchu wynosi 90%, Sommer (2000) wskazał na 38% mniejszą emisję CH_4 z gnojowicy z naturalną pokrywą w porównaniu z gnojowicą bez pokrywy. Zgodnie z przeglądem literatury dotyczącej redukcji emisji metanu oraz innych gazów według VanderZaag (2008), przy zastosowaniu różnego rodzaju przykryć (słoma, wiórki drewna, olej roślinny) redukcja emisji metanu kształtowała się w przedziale od 20% do 70%, natomiast amoniaku od 40% do 80%.

Podczas przechowywania gnojowicy ulatnia się metan, ponieważ w gnojowicy znajdują się bakterie metanogenne: *Methanobacterium*, *Methanospirillum*, *Methanococcus*, *Methanosarcina*, *Methanobrevibacter*, *Methanomicrobium* i *Methanothrix* [Smurzyńska i in. 2016 za: Wong, Selvam 2009]. Według Kozłowskiego i in. (2016) są to jednak niewielkie emisje. W warunkach produkcyjnych rzadko dochodzić może do zagrożenia zwiększonym jego stężeniem (Krawczyk, 2017).

Zamknięte zbiorniki na gnojowicę mają otwory wentylacyjne, którymi wydostaje się powstały metan, ale jednocześnie może też napłynąć świeże powietrze. Jak podają A., Dach J. i in. 2016, Kozłowski i in. 2016, amoniak oraz napowietrzanie gnojowicy mają hamujący wpływ na proces fermentacji metanowej. Fermentacja metanowa może przebiegać w szerokim zakresie temperatur 4-70°C jednak do produkcji większej ilości tego gazu wymagane są warunki kontrolowane (Grzybek A. i in). Dopiero dalsza obróbka w postaci fermentacji beztlenowej i wykorzystanie powstałego biogazu jest sposobem na znaczne ograniczenie emisji metanu z magazynowanej gnojowicy (Baral K. R. i in. 2018).

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG i amoniaku

Dane statystyczne GUS nie podają liczby zbiorników w gospodarstwach, dlatego daną którą będzie można wykorzystać jest liczba wniosków złożonych o inwestycjach (budowy, modernizacji zamkniętych zbiorników) na podstawie słownika efektów rzeczowych ARiMR oraz oświadczeń producentów rolnych (inwestycja poza wsparciem ARiMR), gdzie jednocześnie powinna być zawarta informacja o ilości zwierząt i średniej ilości wytwarzanych odchodów płynnych. Właściwą daną konieczną do pozyskania będzie informacja uzyskana od rolnika, który składa wniosek na wykonanie inwestycji w odniesieniu do prognozowanego

rozwoju gospodarstwa (zwiększenie ilości zwierząt) na podstawie wypełnionej przez rolnika-wnioskodawcę ankiety.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG i amoniaku

Efekt potencjału redukcyjnego GHG i amoniaku zamkniętych zbiorników betonowych na gnojowicę i gnojówkę w gospodarstwie (ERI) oraz w skali regionu i kraju jest wyrażony jako iloczyn liczby tego rodzaju zbiorników, ich pojemności, powierzchni lustra gnojowicy oraz rodzaju gnojowicy. Według Walczaka i in. (2015) potencjał redukcyjny zamkniętych zbiorników betonowych wynosi: 283,88 kg CO₂ eq./sztuka/rok dla gnojowicy bydłowej, 117,57 kg CO₂ eq./sztuka/rok dla gnojowicy świńskiej, 3,03 kg CO₂ eq./sztuka/rok dla pomiotu drobiowego.

Literatura

- Baral K. R., Jégo G., Amon B., Bol R., Chantigny H. M., Olesena J. E., Petersen S. O. 2018. Greenhouse gas emissions during storage of manure and digestates: Key role of methane for prediction and mitigation, *Agricultural Systems*, 166, 26–35.
- Husted S. 1994. Seasonal variation in methane emission from stored slurry and solid manures. *J. Environ. Qual.*, 23: 585- 592.
- Kodeks Dobrej Praktyki Rolniczej, Ochrona powietrza, https://www.kp.org.pl/pdf/poradniki/kdpr/e_powietrze.pdf
- Kodeks dobrej praktyki rolniczej w zakresie ograniczania emisji amoniaku. MRiRW 2019;
- Kozłowski K., Dach J., Lewicki A., Cieślik M., Czeakała W., Janczak D. Parametry środowiskowe oraz procesowe fermentacji metanowej prowadzonej w trybie ciągłym (CSTR), *Inżynieria Ekologiczna*, Vol. 50, Dec. 2016, p. 153–160; DOI: 10.12912/23920629/65490
- Krawczyk, 2017. Praktyki uzupełniające redukcję emisji GHG z obornika i gnojowicy w produkcji zwierzęcej. Opracowanie monograficzne pt. „Wyznaczenie uzupełniających i nowych obszarów badawczych w zakresie ochrony środowiska i zmian klimatu w sektorze rolnictwa, ISBN: 978-83-7607-255-5
- Kupper T, Häni Ch., Neftel A., Kincaid Ch., Bühler M., Amon B., VanderZaag A., 2020, Ammonia and greenhouse gas emissions from slurry storage - A review. September, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, September 2020, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106963>
- Oenema O., Velthoff G., Klimont Z., Winiwarter W. 2012. Emissions from agriculture and their control potentials https://ec.europa.eu/environment/air/pdf/TSAP-AGRI-20121129_v21.pdf
- Smurzyńska A., Czeakała W., Kupryaniuk K., Cieślik M., Kwiatkowska A. 2016. Typy i właściwości gnojowicy oraz możliwości jej zagospodarowania. *Problemy Inżynierii Rolniczej*. Z. 4 (94) s. 117–127
- Sommer S.G., Petersen, S.O., Søgaard H.T. 2000. Emission of greenhouse gases from stored cattle slurry and slurry fermented at a biogas plant. *J. Environ. Qual.*, 29: 744-751.
- Vanderzaag A. Gordon R., Glass V., Jamieson R. 2008. Floating Covers to Reduce Gas Emissions from Liquid Manure Storages: A Review. *Applied Engineering in Agriculture*. 24. 657-671. Doi: 10.13031/2013.25273.
- UNECE 2014, Guidance document on preventing and abating ammonia emissions from agricultural sources, pp. 100, https://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2012/EB/ECE_EB.AIR_120_ENG.pdf

Zamknięte zbiorniki metalowe na gnojowicę i gnojówkę.

dr inż. Kamila Mazur, ITP O/Warszawa.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

Zbiorniki naziemne. Różnią się rozwiązaniami technicznymi:

- a) Ściany zbiorników metalowych mogą być wykonane z falistych blach stalowych. Blachy są zabezpieczone warstwą obustronnego ogniowego ocynku oraz $\mu 2m00$ Plastisolu, lub warstwą poliuretanu. Powłoka z tworzywa sztucznego posiada dużą odporność na uszkodzenia mechaniczne, odporność na działanie kwasów, alkoholi i materiałów bitumicznych oraz odporność na promieniowanie UV. Panele ściany łączone są śrubami na placu budowy. Szczelność zapewnia membrana wykonana z PVC o grubości 1mm lub zamiennie EX folia poliolefinowa, EPDM. Membrana uniemożliwia kontakt medium z powierzchnią blaszanej ściany. Pojemność oferowanych zbiorników wynosi od 151 m³ do 1776 m³ natomiast średnice zbiorników wynoszą od 7,28 m do 30,95 m.
- b) W innym typie zbiorników metalowych płaszcz zbiornika zmontowany jest z obustronnie emaliowanych blach stalowych. Emalia jest jednolitą, gładką powłoką szkła krzemianowego natopionego na metal. Emalia jest dwuwarstwowa, wypalana w temperaturze ponad 800 °C. Blachy łączone są specjalnymi śrubami i uszczelnione na stałe elastycznym kitem. Dach może zostać zrealizowany w postaci powłoki elastycznej, blaszanego pokrycia zabezpieczonego emalią opartego na konstrukcji lub w wersji samonośnej. Części łączące i akcesoria płaszcza wyposażone są w ochronę powierzchniową. Odporność chemiczna zbiornika w zakresie pH 2-13. Producenci gwarantują 40 letnią gwarancję trwałości powłoki. Pojemność oferowanych zbiorników wynosi od 21 m³ do 10 218 m³ o średnicy od 4,29 m do 42,00 m.

Zaletą jest łatwość ustawienia w terenie i krótki czas montażu oraz możliwość przemieszczania. W zależności od warunków gruntowo-wodnych zbiornik może być posadowiony na płytach betonowych lub specjalnych stalowych, ocynkowanych kotwach, które eliminują konieczność wykonywania kosztownej żelbetonowej płyty dennej.

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych i amoniaku

Zamknięte zbiorniki na gnojowicę redukują w sposób bezpośredni emisję: NH₃ i CH₄. Szczelne ściany, odpowiednie zabezpieczenie dna zapobiegają przenikaniu substancji organicznych do gruntu i wód. Szacunkowy efekt mitygujący: do 90-95% redukcji emisji NH₃.

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG i amoniaku

Dane statystyczne GUS nie podają liczby zbiorników w gospodarstwach, dlatego daną którą będzie można wykorzystać jest liczba wniosków złożonych o inwestycjach (budowy, modernizacji zamkniętych zbiorników) na podstawie słownika efektów rzeczowych ARiMR oraz oświadczeń producentów rolnych (inwestycja poza wsparciem ARiMR), gdzie jednocześnie powinna być zawarta informacja o ilości zwierząt i średniej ilości wytwarzanych odchodów płynnych. Właściwą daną konieczną do pozyskania będzie informacja uzyskana od rolnika, który składa wniosek na wykonanie inwestycji w odniesieniu do prognozowanego rozwoju gospodarstwa (zwiększenie ilości zwierząt) na podstawie wypełnionej przez rolnika-wnioskodawcę ankiety.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG i amoniaku

Efekt potencjału redukcyjnego GHG i amoniaku zamkniętych zbiorników metalowych na gnojowicę i gnojówkę w gospodarstwie (E_{RI}) oraz w skali regionu i kraju jest wyrażony jako iloczyn liczby tego rodzaju zbiorników, ich pojemności, powierzchni lustra gnojowicy oraz rodzaju gnojowicy. Według Walczaka i in. (2015) potencjał redukcyjny zamkniętych zbiorników wynosi: 283,88 kg CO₂ eq./sztuka/rok dla gnojowicy bydłowej, 117,57 kg CO₂ eq./sztuka/rok dla gnojowicy świńskiej, 3,03 kg CO₂ eq./sztuka/rok dla pomiotu drobiowego.

Literatura

- Baral K. R., Jégo G., Amon B., Bol R., Chantigny H. M., Olesena J. E., Petersen S. O. 2018. Greenhouse gas emissions during storage of manure and digestates: Key role of methane for prediction and mitigation, *Agricultural Systems*, 166, 26–35.
- Husted S. 1994. Seasonal variation in methane emission from stored slurry and solid manures. *J. Environ. Qual.*, 23: 585- 592.
- Kodeks Dobrej Praktyki Rolniczej, Ochrona powietrza, https://www.kp.org.pl/pdf/poradniki/kdpr/e_powietrze.pdf
- Kodeks dobrej praktyki rolniczej w zakresie ograniczania emisji amoniaku. MRiRW 2019;
- Kozłowski K., Dach J., Lewicki A., Cieślik M., Czekąła W., Janczak D. Parametry środowiskowe oraz procesowe fermentacji metanowej prowadzonej w trybie ciągłym (CSTR), *Inżynieria Ekologiczna*, Vol. 50, Dec. 2016, p. 153–160; DOI: 10.12912/23920629/65490
- Krawczyk, 2017. Praktyki uzupełniające redukcję emisji GHG z obornika i gnojowicy w produkcji zwierzęcej. Opracowanie monograficzne pt. „Wyznaczenie uzupełniających i nowych obszarów badawczych w zakresie ochrony środowiska i zmian klimatu w sektorze rolnictwa, ISBN: 978-83-7607-255-5
- Kupper T, Häni Ch., Neftel A., Kincaid Ch., Bühler M., Amon B., VanderZaag A., 2020, Ammonia and greenhouse gas emissions from slurry storage - A review. September, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, September 2020, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106963>
- Oenema O., Velthoff G., Klimont Z., Winiwarter W. 2012. Emissions from agriculture and their control potentials https://ec.europa.eu/environment/air/pdf/TSAP-AGRI-20121129_v21.pdf
- Smurzyńska A., Czekąła W., Kupryaniuk K., Cieślik M., Kwiatkowska A. 2016. Typy i właściwości gnojowicy oraz możliwości jej zagospodarowania. *Problemy Inżynierii Rolniczej*. Z. 4 (94) s. 117–127
- Sommer S.G., Petersen, S.O., Søgaard H.T. 2000. Emission of greenhouse gases from stored cattle slurry and slurry fermented at a biogas plant. *J. Environ. Qual.*, 29: 744-751.
- Vanderzaag A. Gordon R., Glass V., Jamieson R. 2008. Floating Covers to Reduce Gas Emissions from Liquid Manure Storages: A Review. *Applied Engineering in Agriculture*. 24. 657-671. Doi: 10.13031/2013.25273.
- UNECE 2014, Guidance document on preventing and abating ammonia emissions from agricultural sources, pp. 100, https://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2012/EB/ECE_EB.AIR_120_ENG.pdf

Zamknięte zbiorniki z tworzywa sztucznego na gnojowicę i gnojówkę.

dr inż. Kinga Borek, ITP O/Warszawa.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

Zbiorniki o sztywnej konstrukcji w kształcie walca, wykonane z tworzyw sztucznych, polietylenu PEHD, polipropylenu lub z żywicy zbrojonych włóknem szklanym, umieszczone pod ziemią z przeznaczeniem jako studzienki kanalizacyjne i zbiorniki o pojemności do kilkudziesięciu m³. Tworzywa te są całkowicie odporne na agresywne działanie płynnych nawozów naturalnych. Z uwagi na właściwości fizyczne oraz wysoki koszt, tworzywa sztuczne znalazły ograniczone zastosowanie w systemach przechowywania płynnych nawozów naturalnych.

Cechuje je wieloletni okres użytkowania, wysoka trwałość, odporność na substancje organiczne w nawozie naturalnym i promieniowanie UV. Nie wymagają wstępnych prac budowlanych. W Polsce są wyspecjalizowane firmy zajmujące się utylizacją i recyklingiem takich materiałów jak: tworzywa sztuczne, folie EPDM. Wg przepisów za utylizację nie odpowiada producent tego przykrycia, zatem to na nabywcy (rolniku) spoczywa obowiązek utylizacji. W gminach mogą być organizowane zbiórki, z dofinansowaniem NFOŚiGW. Zebrany materiał trafia do firm recyklingowych, Jednym z produktów po przekształceniu jest paliwo RDF, wykorzystywane przez cementownie do produkcji cementu. Koszt odbioru jednej utylizacji zbiornika z tworzywa sztucznego 800-1 000 PLN.

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych i amoniaku

Zamknięte zbiorniki na gnojowicę w znacznym stopniu redukują w sposób bezpośredni emisję NH₃, CH₄. Szacunkowy efekt mitygujący to 80-90% zmniejszenie emisji amoniaku.

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG i amoniaku

Dane statystyczne GUS nie podają liczby zbiorników w gospodarstwach, dlatego daną którą będzie można wykorzystać jest liczba wniosków złożonych o inwestycjach (budowy, modernizacji zamkniętych zbiorników) na podstawie słownika efektów rzeczowych ARiMR oraz oświadczeń producentów rolnych (inwestycja poza wsparciem ARiMR), gdzie jednocześnie powinna być zawarta informacja o ilości zwierząt i średniej ilości wytwarzanych odchodów płynnych. Właściwą daną konieczną do pozyskania będzie informacja uzyskana od rolnika, który składa wniosek na wykonanie inwestycji w odniesieniu do prognozowanego rozwoju gospodarstwa (zwiększenie ilości zwierząt) na podstawie wypełnionej przez rolnika-wnioskodawcę ankiety.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG i amoniaku

Efekt potencjału redukcyjnego zamkniętych zbiorników z tworzywa sztucznego na gnojowicę i gnojówkę w gospodarstwie (E_{RI}) oraz w skali regionu i kraju jest wyrażony jako iloczyn liczby tego rodzaju zbiorników, ich pojemności, powierzchni lustra gnojowicy oraz rodzaju gnojowicy. Według Walczaka i in. (2015) potencjał redukcyjny zamkniętych zbiorników wynosi: 283,88 kg CO₂ eq./sztuka/rok dla gnojowicy bydłowej, 117,57 kg CO₂ eq./sztuka/rok dla gnojowicy świńskiej, 3,03 kg CO₂ eq./sztuka/rok dla pomiotu drobiowego.

Literatura

Baral K. R., Jégo G., Amon B., Bol R., Chantigny H. M., Olesena J. E., Petersen S. O. 2018. Greenhouse gas emissions during storage of manure and digestates: Key role of methane for

prediction and mitigation, *Agricultural Systems*, 166, 26–35. Husted S. 1994. Seasonal variation in methane emission from stored slurry and solid manures. *J. Environ. Qual.*, 23: 585- 592.

Kodeks Dobrej Praktyki Rolniczej, Ochrona powietrza, https://www.kp.org.pl/pdf/poradniki/kdpr/e_powietrze.pdf

Kodeks dobrej praktyki rolniczej w zakresie ograniczania emisji amoniaku. MRiRW 2019; Kozłowski K., Dach J., Lewicki A., Cieślik M., Czekala W., Janczak D. Parametry środowiskowe oraz procesowe fermentacji metanowej prowadzonej w trybie ciągłym (CSTR), *Inżynieria Ekologiczna*, Vol. 50, Dec. 2016, p. 153–160; DOI: 10.12912/23920629/65490

Krawczyk, 2017. Praktyki uzupełniające redukcję emisji GHG z obornika i gnojowicy w produkcji zwierzęcej. Opracowanie monograficzne pt. „Wyznaczenie uzupełniających i nowych obszarów badawczych w zakresie ochrony środowiska i zmian klimatu w sektorze rolnictwa, ISBN: 978-83-7607-255-5

Kupper T, Häni Ch., Neftel A., Kincaid Ch., Bühler M., Amon B., VanderZaag A., 2020, Ammonia and greenhouse gas emissions from slurry storage - A review. September, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, September 2020, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106963>

Oenema O., Velthoff G., Klimont Z., Winiwarter W. 2012. Emissions from agriculture and their control potentials https://ec.europa.eu/environment/air/pdf/TSAP-AGRI-20121129_v21.pdf

Smurzyńska A., Czekala W., Kupryaniuk K., Cieślik M., Kwiatkowska A. 2016. Typy i właściwości gnojowicy oraz możliwości jej zagospodarowania. *Problemy Inżynierii Rolniczej*. Z. 4 (94) s. 117–127

Sommer S.G., Petersen, S.O., Søgaard H.T. 2000. Emission of greenhouse gases from stored cattle slurry and slurry fermented at a biogas plant. *J. Environ. Qual.*, 29: 744-751.

Vanderzaag A. Gordon R., Glass V., Jamieson R. 2008. Floating Covers to Reduce Gas Emissions from Liquid Manure Storages: A Review. *Applied Engineering in Agriculture*. 24. 657-671. Doi: 10.13031/2013.25273.

UNECE 2014, Guidance document on preventing and abating ammonia emissions from agricultural sources, pp. 100, https://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2012/EB/ECE_EB.AIR_120_ENG.pdf

Elastyczne zbiorniki z tworzyw sztucznych na gnojowicę.

dr inż. Kamila Mazur, ITP O/Warszawa.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

Zbiorniki te mają postać worków z elastycznego tworzywa poliestrowego. Stanowią alternatywne rozwiązanie dla zbiorników betonowych i metalowych w zakresie magazynowania płynnych nawozów naturalnych. Zbiorniki te posiadają wyjście odpowietrzające oraz zawory umożliwiające przyłączenie pompy do ujednorodnienia gnojowicy.

Należy układać powyżej poziomu wód gruntowych, na gruncie oczyszczonym z elementów mogących uszkodzić materiał. Można je z łatwością przemieszczać, cechuje je kilkudziesięcioletnia trwałość dzięki wykonaniu z tworzywa o dużej gęstości w przedziale 900-1500 gr/m²). Ich pojemność wynosi od 100, 200, 500 do kilku tysięcy m³.

Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 25 marca 2013r. zmieniającym rozporządzenie z dnia 18 kwietnia 2013 r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budowle rolnicze i ich usytuowanie, zbiorniki takie powinny one posiadać ogrodzenie o wysokości co najmniej 1,8 m. Zbiorniki te cechuje bardzo wysoka trwałość, materiał nie reaguje ze składnikami nawozowymi. Wspecjalizowane firmy zajmują się utylizacją i recyklingiem takich zbiorników. Koszty utylizacji ponosi nabywca, jednakże w gminach mogą być organizowane zbiórki, np. z dofinansowaniem NFOŚiGW. Okres użytkowania wynosi, wg deklaracji producenta, co najmniej 10 lat.

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych i amoniaku

Redukcja emisji CH₄ i NH₃ ze tego rodzaju zbiorników magazynowania ciekłych nawozów naturalnych wynosi 100%.

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG i amoniaku

Dane statystyczne GUS nie podają liczby zbiorników w gospodarstwach, dlatego daną którą będzie można wykorzystać jest liczba wniosków złożonych o inwestycjach (budowy, modernizacji zamkniętych zbiorników) na podstawie słownika efektów rzeczowych ARiMR oraz oświadczeń producentów rolnych (inwestycja poza wsparciem ARiMR), gdzie jednocześnie powinna być zawarta informacja o ilości zwierząt i średniej ilości wytwarzanych odchodów płynnych. Właściwą daną konieczną do pozyskania będzie informacja uzyskana od rolnika, który składa wniosek na wykonanie inwestycji w odniesieniu do prognozowanego rozwoju gospodarstwa (zwiększenie ilości zwierząt) na podstawie wypełnionej przez rolnika-wnioskodawcę ankiety.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG i amoniaku

Efekt potencjału redukcyjnego GHG i amoniaku elastycznych zbiorników z tworzyw sztucznych na gnojowicę i gnojówkę w gospodarstwie (E_{RI}) oraz w skali regionu i kraju jest iloczynem liczby tego rodzaju zbiorników, ich pojemności i powierzchni lustra oraz rodzaju gnojowicy. Potencjał redukcyjny tego typu zbiorników wynosi 100%.

Literatura

UNECE 2014, Guidance document on preventing and abating ammonia emissions from agricultural sources, pp.100, https://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2012/EB/ECE_EB.AIR_120_ENG.pdf

Płyty obornikowe.

dr inż. Marek Kierończyk, dr inż. Kinga Borek, dr inż. Kamila Mazur, ITP O/Warszawa.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

Zgodnie z Rozporządzeniem Rady Ministrów z dnia 12 lutego 2020 r. w sprawie przyjęcia "Programu działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu", Dz.U. 2020 poz. 243 [Rozporządzenie 2020], miejsca składowania nawozów naturalnych muszą one być usytuowane w bezpiecznej odległości od zabudowań i granic gospodarstwa, zgodnie z wymaganiami prawa budowlanego, a przede wszystkim w odpowiedniej odległości od studni stanowiącej źródło zaopatrzenia w wodę dla ludzi i zwierząt.

Miejsca do przechowywania nawozów naturalnych powinny mieć odpowiednią pojemność magazynową, wynikającą z potrzeby składowania nawozów naturalnych w okresie jesienno-zimowym, w którym zakazane jest ich stosowanie.

Płyty obornikowe powinny mieć boki (3 ścianki oporowe) i dno wodoszczelne i wykonane z materiału odpornego na naciski i uderzenia związane z gromadzeniem i usuwaniem nawozów. Powierzchnia miejsc do przechowywania nawozów naturalnych stałych powinna umożliwiać ich przechowanie przez okres 5 miesięcy. W *programie azotanowym* określone zostały terminy dostosowania urządzeń, w zależności od wielkości produkcji zwierzęcej w gospodarstwie. Jeżeli powstające w gospodarstwie rolnym nawozy naturalne, podlegają procesom technologicznym przetwarzania lub przekazaniu, wymagana pojemność zbiorników oraz powierzchnia miejsc do przechowywania nawozów naturalnych może ulec zmniejszeniu.

Budowa płyty obornikowej w gospodarstwie prowadzącym produkcję zwierzęcą jest wymagana przepisami *Prawa wodnego* [2017] oraz *Dyrektywy azotanowej* [1991].

Szczegóły konstrukcyjne zostały opisane i zilustrowane graficznie w publikacji *Praca zbiorowa 2004. Standardy dla gospodarstw rolnych. Magazynowanie nawozów naturalnych oraz Zbiór Zaleceń Dobrej Praktyki Rolniczej* [2019].

Płyty obornikowe powinny być wyposażone w zbiorcze studzienki, służące do zbierania wód gnojowych i ich odprowadzania za pośrednictwem systemu kanałów do zbiornika na gnojówkę. Zalecanym rozwiązaniem jest, aby płyty podłogi były nachylone min. 1% w kierunku rowka ściekowego oraz 0,5–1,5% w rowku w kierunku studzienki). Płyty obornikowe zaleca się wyposażyć w ścianki oporowe. Praktyczna wysokość ścianek może wynosić od 30-200 cm. Przy niższych ściankach wymagana jest dyscyplina rolnika i zwiększone są nakłady pracy na utrzymanie porządku wokół płyty obornikowej. Ścianki 30 cm stanowią obrzeża płyty uniemożliwiający wypływanie wód opadowych i gnojówki poza powierzchnię płyty.

Płyty obornikowe powinny być dostosowane konstrukcyjnie do wjazdu środków transportu (ładowacza, ciągnika z przyczepą), lecz jednocześnie uniemożliwiać wypływanie wód gnojowych z płyty, np. przez zastosowanie przeciwnapadu płyty.

Przepisy prawne wymagają szczelności magazynów nawozu naturalnego, ale nie podają zasad kontroli. Przyjmuje się, że budowle te wykonane z betonu towarowego zgodnie ze sztuką budowlaną przez wyspecjalizowaną firmę gwarantuje wymaganą szczelność. Kontrola szczelności płyty obornikowej może być przeprowadzana po opróżnieniu magazynu nawozu naturalnego, czy nie występują pęknięcia lub ubytki materiałowe, które wskazywałyby na możliwość przedostawania się azotanów i jonów amonowych do gleby. Następnie można pobierać próbki gleby spod płyty dennej przy pomocy świdra glebowego i poddać analizie chemicznej na zawartość azotanów.

Innym sposobem jest wykonanie drenażu pod płytą denną magazynu. Drenaż ma za zadanie zbierać ewentualne przecieki i odprowadzać do studzienki. Rozwiązanie to jest objęte zgłoszeniem patentowym Instytutu Technologiczno-Przyrodniczego w Falentach, Oddział w Warszawie.

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych i amoniaku

Na podstawie polskich badań, gdzie praktyką odniesienia było składowanie obornika bezpośrednio na gruncie, stwierdzono, że w efekcie długoletniego cyklicznego składowania obornika w przyrodzie bezpośrednio na gruncie nastąpiło poważne zanieczyszczenie gleby i wody gruntowej azotem azotanowym i amonowym. W analizowanych próbkach gleby, pobranych spod składowiska obornika, maksymalna zawartość mineralnych form azotu ($N-NO_3+N-NH_4$) w warstwie 0-90 cm przekraczała $1900 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$, a w próbkach wody gruntowanej stężenie

azotu azotanowego i amonowego dochodziło odpowiednio do ok. $670 \text{ mg N-NO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$ i $130 \text{ mg N-NH}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$. Krótkotrwałe (półroczne) przechowywania obornika w przyzmi polowej nie spowodowało dużego wzbogacenia gleby w azot mineralny, co pośrednio wskazuje, że nie stanowiło ono poważnego zagrożenia dla jakości wód.

Badania przeprowadzone w Wielkiej Brytanii, wykazały, że w miejscu gdzie przez 20 lat składowano pomiot indyczy, stężenie azotu azotanowego w próbkach wody pobranej ze strefy nienasyconej wynosiło aż $3000 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$, a azotu amonowego - $5000 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$ [Velthof, Oudendag, Oenema, 2007].

Na podstawie przeprowadzonych badań uznano, że ze względu na ochronę jakości wód, nie należy magazynować obornika bezpośrednio na gruncie w tym samym miejscu przez długi okres czasu. Jako dopuszczalną natomiast przyjęto możliwość tymczasowego składowania obornika bezpośrednio na gruncie niepiaszczystym, niepodmokłym, niezagłębionym przez 6 miesięcy.

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG i amoniaku

Dane statystyczne GUS nie podają liczby płyt obornikowych w gospodarstwach, dlatego daną którą będzie można wykorzystać jest liczba wniosków złożonych na budowę płyt obornikowych ich modernizację lub budowę murków oporowych na podstawie słownika efektów rzeczowych ARiMR oraz oświadczeń producentów rolnych (inwestycja poza wsparciem ARiMR), gdzie jednocześnie powinna być zawarta informacja o liczbie i gatunku zwierząt i średniej masie wytwarzanych odchodów stałych i ściółki. Właściwą daną konieczną do pozyskania będzie informacja uzyskana od rolnika, który składa wniosek na wykonanie inwestycji w odniesieniu do prognozowanego rozwoju gospodarstwa (zwiększenie liczby zwierząt) na podstawie wypełnionej przez rolnika-wnioskodawcę ankiety.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG i amoniaku

Efekt ostatecznego potencjału redukcyjnego bezpośredniej emisji GHG i amoniaku z płyt obornikowych z nieprzykrytą lub niezadaszoną przyzma jest bardzo niewielki i ogranicza się do zabezpieczenia gleby przed odciekami związków azotu i fosforu. Dodatkowo należy uwzględnić emisję GHG z paliwa maszyn transportujących i ładujących obornik na płytę, gdzie W_{R1} – współczynnik redukcyjny dla zużycia paliwa – (-50) do (-100) $\text{kg CO}_2 \cdot \text{ha}^{-1}$ rocznie.

Literatura

Dyrektywa azotanowa 1991. Dyrektywa Rady z dnia 12 grudnia 1991 r. dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanym i przez azotany pochodzenia rolniczego (91/676/EWG). (Dz.U. UE L z dnia 31 grudnia 1991 r.).

Obwieszczenie 2019. Obwieszczenie Ministra Inwestycji i Rozwoju z dnia 8 kwietnia 2019 r. w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu rozporządzenia Ministra Infrastruktury w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie, (Dz.U. 2019 poz. 1065).

Praca zbiorowa 2004. Standardy dla gospodarstw rolnych. Magazynowanie nawozów naturalnych. Poradnik. Warszawa. IBMER, DAAS Skejby. ISBN 83-89806-03-7, ss. 81.

Prawo wodne 2017. Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo wodne (Dz.U. 2017 poz. 1566).

Romaniuk W., Domasiewicz T., Głuszczka A., Łochowski B. 2010. Patent: Komora gnojowa [Manure chamber]. Instytut Technologiczno-Przyrodniczy. Numer zgłoszenia: P.393509. Data udzielenia prawa 2012-12-19.

Rozporządzenie 2020. Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 12 lutego 2020 r. w sprawie przyjęcia "Programu działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu" [Dz.U. 2020 poz. 243].

Velthof G.L., Oudendag D.A., Oenema O., 2007. Development and application of the integrated nitrogen model MITERRA- EUROPE. Wageningen: Alterra ss. 102 /raport/.

WHO 2002. Eutrophication and health. Office for Official Publications of the European Communities. ISBN 92-894-4413-4, [<https://ec.europa.eu/environment/water/water-nitrates/pdf/eutrophication.pdf>]

Zbiór Zaleceń Dobrej Praktyki Rolniczej 2019. Zbiór Zaleceń Dobrej Praktyki Rolniczej mający na celu ochronę wód przed zanieczyszczeniem azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych. Warszawa 2019. Praca zbiorowa, ss. 77.

Nieprzepuszczalna tkanina techniczna lub folia do przykrycia przyzmy obornika/pomiotu.

Obornik na płycie gnojowej pod przykryciem.

Pryzma obornika na gruncie pod przykryciem.

dr inż. Kinga Borek, dr inż. Marek Kierończyk, dr inż. Kamila Mazur, ITP. O/Warszawa.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

Jedną z możliwości ograniczenia emisji NH_3 z przechowywanego obornika jest przykrywanie przyzmy szczelnymi, nieprzezroczystymi tkaninami technicznymi o dużej wytrzymałości, odpornymi na warunki atmosferyczne i uszkodzenia [Defra 2011], w tym np. folią stosowaną do okrywania przyzmy kiszonki. Stanowi ona fizyczną barierę uniemożliwiającą uwalnianie NH_3 z przyzmy obornika do atmosfery. Folia powinna być zabezpieczona przed unoszeniem przez wiatr np. przez obciążenie jej powierzchni. Przykrywanie obornika folią można stosować po zakończeniu formowania przyzmy, jak również w trakcie jej układania [Kodeks 2019]. Ten sposób zabezpieczania przyzmy obornika można wykorzystywać zarówno podczas magazynowania nawozu na płytach obornikowych, jak również bezpośrednio na gruncie. Zgodnie z Programem Azotanowym [2020] możliwe jest czasowe przechowywanie obornika bezpośrednio na gruntach rolnych, jednak nie dłużej niż przez okres 6 miesięcy od dnia utworzenia każdej z przyzmy. W przypadku przechowywania obornika bezpośrednio na gruncie rolnym przyzmy powinny być zlokalizowane poza zagłębieniami terenu, na możliwie płaskim terenie, o dopuszczalnym spadku do 3%, w miejscu niepiaszczystym i niepodmokłym, w odległości większej niż 25 m od linii brzegu wód powierzchniowych, pasa morskiego i ujęć wód, jeżeli nie ustanowiono strefy ochronnej. Powyższa praktyka nie dotyczy pomiotu ptasiego, którego przechowywanie bezpośrednio na gruncie jest zabronione.

Obecnie praktyki polegające na przykrywaniu miejsc składowania obornika są stosowane w Polsce w niewielkim zakresie. Rozwiązania te mogą być powszechnie wdrożone w gospodarstwach utrzymujących zwierzęta w systemach ściółkowych.

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych i amoniaku

Folia stanowi fizyczną barierę uniemożliwiającą uwalnianie się NH_3 z przyzmy obornika do powietrza. Amoniak ulatnia się z zawartego w oborniku $\text{NH}_4\text{-N}$ i przenika na zewnątrz przez warstwy nawozu do powietrza. Szczelna osłona zapobiega uwalnianiu ulotnionego amoniaku z przyzmy, a jego koncentracja wzrasta zarówno w przestrzeniach powietrznych wewnątrz

pryzmy, jak również między zewnętrzną warstwą obornika a stosowanym pokryciem. To wysokie stężenie amoniaku hamuje jego dalszą emisję (Defra, 2011). Przykrywanie obornika blokuje cyrkulację powietrza, hamuje degradację materii organicznej i obniża wewnętrzną produkcję ciepła, a także pH, co ostatecznie ogranicza możliwości powstawania NH_3 w oborniku, a jego emisja znacząco maleje. Szacuje się, że redukcja emisji NH_3 może wynosić nawet 90% (średnio 60%) według Defra, (2011), a według KOBiZE (2018) – 80%, natomiast według Kodeksu ograniczenia emisji amoniaku (2019) od 60 do 80%. Efekty redukcyjne tej praktyki będą najskuteczniejsze w sytuacjach, w których wywożony z pryzmy obornik będzie następnie szybko wprowadzany do gleby (przykrycie glebą lub wymieszanie z glebą). Istnieje natomiast ryzyko wzrostu prawdopodobnych strat N poprzez bezpośrednią emisję N_2O .

Drugą zasadniczą korzyścią tego sposobu przechowywania obornika jest wydatne ograniczenie strat powodowanych odciekami (85%) i wymywaniem $\text{NO}_3\text{-N}$ z pryzmy i związanych z nimi pośredniej emisji N_2O . Folia stanowi zabezpieczenie pryzmy przed przenikaniem do jej wnętrza wód opadowych i związanych z tym strat składników odżywczych oraz ogranicza ryzyko skażenia wód związkami azotu i fosforu (Nicholson i in. 2011).

Ocieki z pryzmy lub nieodpowiednio wykonanej płyty obornikowej są wymywane z obornika wodą pochodzącą z opadów i wsiąkają do gleby lub spływają dalej. Wraz z nią transportowane są do wód podziemnych i powierzchniowych duże ilości związków azotu i fosforu, powodując ich zanieczyszczenie, (Pietrzak 2013). Składowanie obornika na pryzmie tymczasowej bezpośrednio na gruncie stwarza duże zagrożenie dla jakości wody, przede wszystkim wtedy, jeśli jest ono przez wiele lat prowadzone w tym samym miejscu. Z pryzm obornika przechowywanego bezpośrednio na gruncie, wymywane jest do 3,4% ilości azotu zawartego w nim na początku składowania (dla czasu składowania <200 dni), (Velthof i in. 2007).

W badaniach Chadwicka (2005) straty te wyniosły 0,55-0,80%. Emisje gazowe w czasie przechowywania obornika są w dużym stopniu zależne od temperatury pryzmy i opadów, ponieważ intensywne opady deszczu sprzyjają emisjom CH_4 i N_2O , a wysokie temperatury – emisjom NH_3 (Moral i in. 2012). Szczególnie niebezpieczne, z uwagi na wysoką zawartość azotu, są ocieki z przechowywanego pomiotu drobiowego. Stwierdzono, że w czasie 6-miesięcznego składowania pomiotu drobiowego straty azotu powodowane jego wymywaniem z pryzmy wynosiły do 2,9% początkowej zawartości, w zależności od sposobu jego przechowywania (Sagoo i in. 2007).

Z analizy Prado i in. (2015) przeprowadzonej na podstawie wyników badań różnych autorów, wynika że bilans praktyki przykrywania obornika na emisje N_2O jest niejednoznaczny. Zakłada się, że w łącznym bilansie N, straty NO_3 i emisje NH_3 będą zmniejszone, gdyż redukcja emisji podczas przechowywania pod przykryciem jest większa niż jej wzrost po aplikacji na gruncie. Natomiast emisje CH_4 mogą wzrosnąć, ze względu na powstanie pod folią warunków beztlenowych.

Efekty zależne od sposobu przechowywania obornika:

1. Obornik na płycie gnojowej pod przykryciem.
2. Pryzma obornika na gruncie pod przykryciem.

Efekty bezpośrednie:

- Ograniczenie emisji NH_3 i odorów z przechowywanego obornika (1 i 2).
- Ograniczenie zużycia (dawek) nawozów naturalnych lub azotowych mineralnych, z uwagi na mniejsze straty N powodowane emisją NH_3 (1 i 2).

- Ograniczenie wymywania z obornika N i P (korzyści: na płytach gnojowych – zmniejszenie objętości zbiorników na gnojówkę; przyzmy na gruncie – zmniejszenie strat N i P, oraz skażenia gleby i wody w wyniku spływów powierzchniowych).
- Ograniczenie zużycia nawozów mineralnych w wyniku efektywniejszego wykorzystania N i P zawartego w oborniku (dotyczy przyzmy na gruncie)

Efekty pośrednie (dotyczy przyzmy na gruncie):

- Poprawa jakości wody – ograniczenie spływu powierzchniowego N i P, powodującego eutrofizację wód.
- Budowanie materii organicznej – ograniczenie spływu powierzchniowego i strat materii organicznej zawartej w oborniku.

Zwiększenie bioróżnorodności ekosystemów i usług ekosystemowych - pozytywne skutki związane z ograniczeniem odkładania się N i P w naturalnych ekosystemach [Alterra 2011; Tostivint 2016].

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG i amoniaku

Dane statystyczne GUS nie podają liczby płyt obornikowych w gospodarstwach, dlatego daną którą będzie można wykorzystać jest liczba wniosków złożonych na budowę, płyt obornikowych, ich modernizację lub budowę murków oporowych na podstawie słownika efektów rzeczowych ARiMR oraz oświadczeń producentów rolnych (inwestycja poza wsparciem ARiMR), gdzie jednocześnie powinna być zawarta informacja o liczbie zwierząt i średniej masie wytwarzanych odchodów stałych i ściółki, a także o przykryciu przyzmy obornika na płycie lub tymczasowo na odpowiednim gruncie. Właściwą daną konieczną do pozyskania będzie informacja uzyskana od rolnika, który składa wniosek na wykonanie inwestycji w odniesieniu do prognozowanego rozwoju gospodarstwa (zwiększenie liczby zwierząt) na podstawie wypełnionej przez rolnika-wnioskodawcę ankiety.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG i amoniaku

Efekt ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG i amoniaku dla przykrytych przyzmy obornika na płycie lub tymczasowo na odpowiednim gruncie na terenie gospodarstwa (E_{R1}) oraz w skali regionu i kraju jest funkcją iloczynu liczby przykrytych płyt obornikowych i tymczasowych miejsc przechowywania obornika oraz ich powierzchni i rodzaju składowanego na nich nawozu. Potencjał redukcyjny miejsc przykrycia przyzmy obornika według Walczaka i in. (2015) wynosi: 300,58 kg CO₂ eq./sztuka/rok dla obornika bydłęcego, 122,34 kg CO₂ eq./sztuka/rok dla obornika świńskiego, 4,46 kg CO₂ eq./sztuka/rok dla obornika drobiowego. W szacowaniu potencjału redukcyjnego dla tego rodzaju przykrytych miejsc przechowywania obornika należy także uwzględnić dodatkową emisję GHG ze zużytego paliwa maszyn transportujących i ładujących obornik na płytę lub przyzmy tymczasową, gdzie W_{R1} – współczynnik redukcyjny dla zużycia paliwa – (-50) do (-100) kg CO₂·ha⁻¹ rocznie.

Literatura

Alterra 2011. Recommendations for establishing Action Programmes under Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. Part C. Analysis of the processes in soil that influence nutrient leaching and runoff. DLO-Alterra Wageningen UR, ss. 94. [<https://ec.europa.eu/environment/water/water-nitrates/studies.html>].

- Chadwick D.R. 2005. Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from cattle manure heaps: effect of compaction and covering. *Atmospheric Environment* 39 (2005) 787–799. doi:10.1016/j.atmosenv.2004.10.012.
- Defra 2011. Mitigation Methods – User Guide. An Inventory of Mitigation Methods and Guide to their Effects on Diffuse Water Pollution, Greenhouse Gas Emissions and Ammonia Emissions from Agriculture. Defra Project WQ0106.
- Kodeks 2019. Kodeks doradczy dobrej praktyki rolniczej dotyczący ograniczenia emisji amoniaku (red. ITP). MRiRW, ss. 81.
- Moral R., Bustamante M.A., Chadwick D.R., Camp V., Misselbrook T.H. 2012. N and C transformations in stored cattle farmyard manure, including direct estimates of N₂ emission. *Resources, Conservation and Recycling* 63 (2012) 35–42. doi.org/10.1016/j.resconrec.2012.04.001.
- Nicholson F., Rollett A., Chambers B. 2011. Review of pollutant losses from solid manures stored in temporary field heaps. Report for Defra Project: WT1006. ADAS Gleadthorpe, ss. 59.
- Pardo G., Moral R., Aguilera E., Del Prado A. 2015. Gaseous emissions from management of solid waste: a systematic review. *Global Change Biology* (2015) 21, 1313–1327, doi: 10.1111/gcb.12806.
- Pietrzak S. 2013. Bilansowanie składników nawozowych i gospodarowanie nawozami naturalnymi, a ochrona jakości wody. CDR Brwinów Oddział w Radomiu. ISBN: 978-83-63411-10-7, ss. 71.
- Program Azotanowy 2020. Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 12 lutego 2020 r. w sprawie przyjęcia „Programu działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu” – Dz.U. 2020 poz. 243.
- Sagoo E., Williams J.R., Chambers B.J., Boyles L.O., Matthews R., Chadwick D.R. 2007. Integrated management practices to minimise losses and maximise the crop nitrogen value of broiler litter. *Biosystems Engineering* 97 (2007) 512 – 519. doi:10.1016/j.biosystemseng.2007.03.032.
- Tostivint C. i in. 2016. Resource Efficiency in Practice – Closing Mineral Cycles. Final report. BIO by Deloitte. European Commission, Directorate-General for the Environment, ss. 418.
- Velthof G.L., Oudendag D.A., Oenema O. 2007. Development and application of the integrated nitrogen model MITERRA- EUROPE. Wageningen: Alterra-Rapport 1663-1. ISSN 1566-7197 ss. 99.

Zadaszenie płyty obornikowej.

dr inż. Kamila Mazur, dr inż. Marek Kierończyk, ITP/O Warszawa.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

Zadaszenie płyty obornikowej w sposób efektywny umożliwia ograniczanie emisji gazów i odorów ze składowanego obornika. Zadaszona płyta obornikowa wyposażona jest w ścianki oporowe z trzech stron oraz w odpływ gnojówki do studzienki zbiorczej. Całość od góry osłonięta jest dachem wspartym na konstrukcji podporowej. Wysokość podpór dachu zależy od posiadanych środków technicznych załadunku i rozładunku przyzmy obornika. Ponadto przy tych czynnościach (załadunek i rozładunek) należy zachować większą ostrożność niż przy tradycyjnym rozwiązaniu, aby nie doprowadzić do uszkodzenia elementów zadaszenia.

Ta praktyka mitygująca polega na stworzeniu stabilnych temperaturowo warunków przechowywania obornika, przeciwdziałaniu zbytniemu nagrzewaniu się przyzmy, co sprzyja

obniżeniu tendencji do emitowania GHG i NH₃ oraz odorów. Ponadto zadaszenie zabezpiecza nawóz naturalny przed zbyt intensywnymi opadami deszczu, a konsekwencji przed koniecznością zwiększania pojemności zbiornika na odciek z przyzmy.

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych i amoniaku

Szacowany potencjał redukcyjny emisji GHG wynosi średnio 25%. Podana wartość może się wahać w zależności od temperatury zewnętrznej, np. w skrajnie niskiej lub wysokiej temperaturze. Oprócz ograniczenia emisji GHG (Dalgaard T. i in. 2015), zastosowanie przykrycia gnojowni w znacznym stopniu redukuje emisję amoniaku (Hersener i in. 2002). Stwierdzono, że największy poziom emisji z niezabezpieczonej przyzmy obornika występuje w pierwszym i drugim miesiącu składowania. Jest to ważna informacja dla rolników, których obiekty zabudowy rolniczej znajdują się w pobliżu dróg powiatowych i gminnych oraz zabudowy mieszkalnej.

Wdrożenie tego rozwiązania jest dobrym środkiem w celu obniżenia uciążliwości prowadzenia intensywnej produkcji zwierzęcej tzw. przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko, określonych w Rozporządzeniu Rady Ministrów z dnia 10 września 2019. Ponadto pozytywnym aspektem zadaszenia przyzmy na płycie jest zabezpieczanie nawozu naturalnego przed opadami deszczu, a w konsekwencji przed koniecznością zwiększania pojemności zbiornika na odciek z przyzmy. Zredukowane koszty budowy zbiornika na odciek mogą częściowo zrekompensować koszty budowy zadaszenia.

Prawidłowo przechowywane nawozy naturalne to redukcja strat wartości nawozowych, ograniczenie emisji GHG, amoniaku oraz odorów, zmniejszenie zapotrzebowania na nawozy mineralne, Dobrze przechowywany prefermentowany obornik, oddziałuje strukturotwórczo na glebę. Zastosowanie tej techniki sprzyja w sposób znaczący ochronie i jakości gleb.

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG i amoniaku

Dane statystyczne GUS nie podają liczby płyt obornikowych z zadaszeniem w gospodarstwach, dlatego daną którą będzie można wykorzystać jest liczba wniosków złożonych na budowę płyt obornikowych, ich modernizację i budowę murku oporowego oraz zadaszenia przyzmy na podstawie słownika efektów rzeczowych ARiMR oraz oświadczeń producentów rolnych (inwestycja poza wsparciem ARiMR), gdzie jednocześnie powinna być zawarta informacja o liczbie zwierząt i średniej masie wytwarzanych odchodów. Właściwą daną konieczną do pozyskania będzie informacja uzyskana od rolnika, który składa wniosek na wykonanie inwestycji w odniesieniu do prognozowanego rozwoju gospodarstwa (zwiększenie liczby zwierząt) na podstawie wypełnionej przez rolnika-wnioskodawcę ankiety.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG i amoniaku

Efekt ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG i amoniaku dla zadaszonych przyzmy na płytach obornikowych w gospodarstwie (E_{R1}) oraz w skali regionu i kraju jest iloczynem liczby zadaszonych przyzmy na płytach obornikowych, ich powierzchni i rodzaju składowanego na nich obornika. Potencjał redukcyjny miejsc przykrycia przyzmy obornika wynosi: 93 kg CO₂ eq./sztuka/rok dla obornika bydłowego, 38 kg CO₂ eq./sztuka/rok dla obornika świńskiego, 1,4 kg CO₂ eq./sztuka/rok dla obornika drobiowego. W szacowaniu potencjału redukcyjnego dla tego rodzaju zadaszonych miejsc przechowywania obornika należy także uwzględnić dodatkową emisję GHG ze zużytego paliwa maszyn transportujących i ładujących obornik na płytę, W_{R1} – współczynnik redukcyjny dla zużycia paliwa – (-50) do (-100) kg CO₂·ha⁻¹ rocznie.

Literatura

Dalgaard T., Olesen J.E., Misselbrook T., Gourley C., Mathias E., Heldstab J., Baklanov A., Cordovil C., Sutton M. 2015. Methane and Ammonia Air Pollution. Policy Brief prepared by the UNECE Task Force on Reactive Nitrogen. May 2015.

Hersener J.L., Megier U., Dinkel F. 2002. Ammoniakemissionen aus Gülle und deren Minderungsmaßnahmen unter besonderer Berücksichtigung der Vergärung. Schlussbericht April 2002, Kanton Luzern.

Husted S. 1994. Seasonal Variation in Methane Emission from Stored Slurry and Solid Manures. Journal of Environmental Quality, Vol. 23 No. 3, p. 585-592.

Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 10 września 2019 r. w sprawie przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko (Dz.U. 2019 poz. 1839).

Systemy zakwaszania gnojowicy.

dr inż. Kamila Mazur, dr inż. Kinga Borek, ITP/O Warszawa.

Opis sposobu oddziaływania inwestycji na realizację celów WPR

System zakwaszania gnojowicy w zbiorniku.

System do zakwaszania gnojowicy w zbiorniku składa się z mieszadła, przekładni kątowej oraz elektronicznego układu cyfrowego do ciągłego pomiaru pH gnojowicy w zbiorniku. Jest to mobilny system napędzany od WOM ciągnika, którego moc powinna wynosić 200-300 kW. Jeżeli system nie jest wyposażony w zbiornik do kwasu i w pompę do kwasu – do zakwaszania potrzebny jest niezależny dostawca kwasu w cysternie umieszczonej na samochodzie ciężarowym wyposażonym w pompę do kwasu. Urządzenia mogą zakwaszać gnojowicę zarówno w nowo budowanych, jak i istniejących zbiornikach o wysokości nie większej niż 3 m. Zbiorniki te nie mogą być wyposażone w pokrywę. Oprócz zakwaszania system miesza i rozdrabnia większe części gnojowicy np. kożuch. Ułatwia to późniejsze napełnianie wozu asenizacyjnego i rozlewanie zakwaszonej gnojowicy na polu przy zastosowaniu węży wleczonych.

Polowy system do zakwaszania gnojowicy.

Polowy system do zakwaszania gnojowicy jest niezależnym kompleksowym zestawem maszynowym składającym się z ciągnika rolniczego o mocy 250-350 kW, wozu asenizacyjnego o pojemności 30-40 m³ z nabudowanym na górze systemem do mieszania gnojowicy z kwasem siarkowym, zbiornika z kwasem siarkowym o pojemności 1000 l, zamocowanym na przednim układzie podnoszenia ciągnika rolniczego oraz tylnej belki z wężami ciągnionymi do rozlewania zakwaszonej gnojowicy na polu, o szerokości roboczej od 16 m do 35 m. Ten mobilny zestaw do zakwaszania gnojowicy jest w pełni przystosowany do pobierania gnojowicy z dowolnego miejsca składowania gnojowicy - ze zbiornika otwartego lub zamkniętego, budynku, laguny itp., dojazdu do dowolnej lokalizacji pola, gdzie bezpośrednio przed rozlaniem następuje mieszanie gnojowicy. Ze względu na swoją budowę oraz kompleksowość działania może być zakupiony przez jedno gospodarstwo rolne prowadzące dodatkowo usługi zakwaszania gnojowicy w promieniu ok. 100 km. Może też być zakupiony przez firmę prowadzącą różnorodne usługi dla gospodarstw rolnych jak uprawę, siew, nawożenie pól różnymi nawozami, zbiór i transport upraw polowych itp.

System zakwaszania gnojowicy w budynku inwentarskim

System zakwaszania gnojowicy w budynku inwentarskim składa się z systemu pomp do gnojowicy pobierających gnojowicę z kanałów budynku inwentarskiego i podających gnojowicę do zbiornika pośredniego umieszczonego na zewnątrz budynku inwentarskiego o pojemności od 20 m³ do 50 m³, gdzie następuje mieszanie i zakwaszanie gnojowicy. Obok zbiornika pośredniego znajduje się stacjonarny zbiornik ze stężonym kwasem siarkowym 98% o pojemności od 20 do 50 m³. Kwas siarkowy przy wykorzystaniu pompy podawany jest do zbiornika pośredniego, gdzie następuje zakwaszanie gnojowicy. Zakwaszona gnojowica za pomocą pomp podawana jest z powrotem do kanałów budynku inwentarskiego. Łączna zainstalowana moc silników elektrycznych wynosi 200-300 kW. Pozostała zakwaszona część gnojowicy kierowana jest do zbiorników na gnojowicę do dalszego przechowywania. Przed wywozem na pole zakwaszona gnojowica może być uzdatniona dla uzyskania zakładanej wartości pH. Ten system zakwaszania ze względu na swoją specyfikę wykonania kanałów oraz instalację specjalnych urządzeń jak; pompy do gnojowicy, mieszadła, kraty zabezpieczające do kanałów może być stosowany tylko w nowo projektowanych i nowo budowanych budynkach inwentarskich. Jest możliwe umiejscowienie tego systemu w istniejącym budynku inwentarskim, ale ze względu na wysokie koszty przebudowy byłoby to nie opłacalne.

Koszt budowy i montażu netto systemu do zakwaszania gnojowicy w zbiorniku, zawierającego urządzenia duńskie, wynosi 260 000 PLN). Dodatkowo należy doliczyć koszt usługi firmy zewnętrznej, która dostarczy do miejsca zakwaszania cysterne z kwasem wyposażoną w pompę do kwasu. Koszt ten zależy od odległości dojazdu firmy dostarczającej kwas do miejsca usytuowania gospodarstwa, ceny kwasu, rodzaju gnojowicy przeznaczonej do zakwaszania świńska czy bydłęca, suchej masy gnojowicy, początkowej wartości pH gnojowicy, etc.

Koszt kompletnego polskiego systemu do zakwaszania gnojowicy w zbiorniku w zależności od zastosowanych materiałów waha się w zakresie od 10 000 PLN do 174 000 PLN. W tym koszcie mieszczą się wszystkie urządzenia i produkty potrzebne do zakwaszania gnojowicy w zbiorniku łącznie z pompą do kwasu siarkowego.

Koszt połowego systemu do zakwaszania gnojowicy, zawierającego urządzenia duńskie 450 000 PLN. Cena ta nie dotyczy ceny ciągnika rolniczego, który będzie wykorzystywany do innych prac czy to w gospodarstwie rolnym, czy też w firmie usługowej. Również zakup kwasu siarkowego będzie dodatkowym kosztem w tym systemie zakwaszania gnojowicy.

System zakwaszania gnojowicy w budynku inwentarskim w tym przypadku brane są pod uwagę tylko koszty urządzeń mechanicznych jak pompy do gnojowicy, zbiornik na kwas siarkowy, pompa do kwasu itp. wraz z kosztem ich instalacji. Nie są brane spod uwagę koszty budowlane jak; wykonanie kanałów gnojowicowych, wykonanie betonowego zbiornika pośredniego itp. Koszty inwestycji zawierających urządzenia duńskie:

- w budynku inwentarskim o obsadzie do 500 krów - 650 000 PLN .
- w budynku inwentarskim o obsadzie do 2000 świń na tucz - 185 000 EURO (849 150 PLN).
- w budynku inwentarskim o obsadzie do 5000 świń na tucz - 252 200 EURO (1 157 600 PLN).

Koszty usług zakwaszania gnojowicy zależą od rodzaju gnojowicy, świńska czy bydłęca, poziomu pH, zawartości suchej masy, ilości zużytego kwasu siarkowego, położenia gospodarstwa i zbiornika na gnojowicę w stosunku do lokalizacji usługodawcy. Cena 1 dm³ stężonego kwasu siarkowego waha się w zakresie 0,6-1,3 PLN. Natomiast zużycie kwasu siarkowego na zakwaszenie 1 m³ gnojowicy wynosi od 2 dm³ do 7 dm³ i zależy to od czynników opisanych powyżej.

Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych i amoniaku

System do zakwaszania gnojowicy powoduje ograniczenie tworzenia się amoniaku i zwiększenia dostępnej dla roślin formy amonowej, zwiększając plony przy ograniczonych zasobach wodnych gleby. Zmniejszenie ilości traconego azotu w formie amoniaku może kształtować się na poziomie nawet powyżej 90% co powoduje zmniejszenie zanieczyszczenia środowiska naturalnego na obszarach wiejskich, zwiększa dostępność składników nawozowych dla roślin uprawnych. Końcowy beneficjent - rolnik może dokonać zmian w budżetach gospodarstwa poprzez ograniczenie zakupów nawozów mineralnych zawierających siarkę i azot.

Źródła danych do obliczenia potencjału redukcji emisji GHG i amoniaku

Dane statystyczne GUS nie podają liczby instalacji do zakwaszania w gospodarstwach, dlatego daną którą będzie można wykorzystać jest liczba wniosków złożonych na budowę tego rodzaju zbiorników lub agregatów polowych i modernizacji zbiorników już istniejących na podstawie słownika efektów rzeczowych ARiMR oraz oświadczeń producentów rolnych (inwestycja poza wsparciem ARiMR), gdzie jednocześnie powinna być zawarta informacja o liczbie zwierząt i średniej objętości wytwarzanych nawozów płynnych naturalnych. Właściwą daną konieczną do pozyskania będzie informacja uzyskana od rolnika, który składa wniosek na wykonanie inwestycji w odniesieniu do prognozowanego rozwoju gospodarstwa (np. zwiększenie liczby zwierząt) na podstawie wypełnionej przez rolnika-wnioskodawcę ankiety.

Wyznaczenie ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG i amoniaku

Efekt ostatecznego potencjału redukcyjnego GHG i amoniaku tego rodzaju inwestycji na terenie gospodarstwa (E_{R1}) oraz w skali regionu i kraju jest iloczynem liczby zbiorników do zakwaszania w budynkach inwentarskich lub na terenie gospodarstwa, ich pojemności, liczby zbiorników zakwaszających wykorzystywanych na GO danego gospodarstwa oraz ich pojemności. Potencjał redukcyjny GHG tej inwestycji wynosi: 337,11 kg CO₂ eq./sztuka/rok dla gnojowicy bydłowej, 139,61 kg CO₂ eq./sztuka/rok dla gnojowicy świńskiej. W szacowaniu potencjału redukcyjnego dla tego rodzaju inwestycji należy także uwzględnić dodatkową emisję GHG ze zużytego paliwa ciągnika z system zakwaszającym gnojowicę w polu, W_{R1} – współczynnik redukcyjny dla zużycia paliwa – (-100) do (-300) kg CO₂·ha⁻¹ rocznie.