

dr inż. Alina Syp

**AUTOREFERAT**  
prezentujący dorobek i osiągnięcia naukowe

Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy

Zakład Biogospodarki i Analiz Systemowych

ul. Czartoryskich 8

24-100 Puławy

Puławy 2015

**1. Imię i nazwisko:** Alina Teresa Syp

**2. Posiadane dyplomy, stopnie naukowe:**

- 27.09.1985 magister inżynier, Akademia Rolnicza w Lublinie, Wydział Ogrodniczy;
- 06.1985 świadectwo ukończenia, Studium Pedagogiczne w Lublinie;
- 1.10.1998 dyplom Master of Business Administration (MBA), Lubelska Szkoła Biznesu/University of Central Lancashire;
- 30.06.2003 świadectwo ukończenia Studiów Podyplomowych w zakresie Rachunkowości, Wydział Zarządzania, Akademia Ekonomiczna w Poznaniu;
03. 2004 certyfikatu księgowego Nr 5347/2004 upoważniającego do prowadzenia ksiąg rachunkowych, Ministerstwo Finansów Rzeczypospolitej Polskiej;
- 23.04.2009 doktor nauk rolniczych w zakresie agronomii, Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy w Puławach. Rozprawa doktorska pt. „Ocena wykorzystania czynników produkcji gospodarstw rolnych w regionie Mazowsza i Podlasia”;
- 4-8.03. 2013 certificate of participation in the postgraduate course “The Art of Crop Modelling”, Graduate School Production Ecology & Resources Conservation – PE&RC, Wageningen University;
- 10.2014 certificate of competition – kurs „How reviewers look at your paper”, Elsevier Publishing Campus.

**3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych**

- 1.08.1999 – 30.06.2010 kierownik, Dział Ekonomiki, Lubelski Ośrodek Doradztwa Rolniczego w Końskowoli;
- 1.07.2009 – 31.03.2015 starszy specjalista badawczo-techniczny, Zakład Agrometeorologii i Zastosowań Informatyki, Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy w Puławach (IUNG-PIB Puławy);
- 1.04.2015 – 31.07.2015 adiunkt, Zakład Agrometeorologii i Zastosowań Informatyki (IUNG-PIB Puławy);
- 1.08.2015 do chwili obecnej adiunkt, Zakład Biogospodarki i Analiz Systemowych (IUNG-PIB Puławy).
- 2.10.2015 do chwili obecnej ekspert w programie Horizon2020: 2014-2015 Marie Skłodowska-Curie Actions, Research Executive Agency (REA), Komisja Europejska, Bruksela

**4. Osiągnięcie naukowe wynikające z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz. U. nr 65, poz. 595 ze zm.):**

**a) Tytuł osiągnięcia naukowego:**

**ŚRODOWISKOWE OCENY PRODUKCJI BIOMASY W POLSCE**

**b) Publikacje będące podstawą do ubiegania się o stopień naukowy doktora habilitowanego to monotematyczna seria 7 prac, które mieszczą się w obrębie agronomii, kształtowania środowiska:**

1. **Syp A.**, Faber A., Kozyra J., Borek R., Pudelko R., Borzęcka-Walker M., Jarosz Z. 2011. Modelling Impact of Climate Changes and Management Practices on Greenhouse Gas Emissions from Arable Soils. Polish Journal of Environmental Studies, 20(6): 1593-1602. (13 pkt; if<sub>2011</sub> = 0,508)
2. **Syp A.**, Faber A. 2012. Zastosowanie modelu DNDC do symulacji plonów roślin i oceny wpływu zmian na środowisko w zmieniających się warunkach klimatycznych i różnych systemach uprawy. Roczniki Naukowe SERiA, 14(5): 183-187. (7 pkt – wg punktów za rok)
3. **Syp A.**, Faber A., Borzęcka-Walker M. 2012. Simulation of soil organic carbon in long-term experiments in Poland using the DNDC model”. Journal of Food, Agriculture & Environment, 10(3&4): 1224-1229. (15 pkt; if<sub>2012</sub> = 0,440)
4. **Syp A.**, Jarosz Z., Faber A., Borzęcka-Walker M., Pudelko R. 2012. Greenhouse gas emissions from winter wheat cultivation for bioethanol production in Poland. Journal of Food, Agriculture & Environment, 10(3&4): 1169-1172. (15 pkt; if<sub>2012</sub> = 0,440)
5. **Syp A.**, Faber A., Borzęcka-Walker M. 2013. An assessment of biomass production potential in Poland and impacts on food security Journal of Food, Agriculture & Environment, 11(3&4): 1721-1725. (15 pkt; if<sub>2013</sub> = 0,440)
6. **Syp A.**, Faber A., Borzęcka-Walker M., Osuch D. 2015. Assessment of greenhouse gas emissions in winter wheat farms using data envelopment analysis approach. Polish Journal of Environmental Studies, 24(5): 2197-2203. DOI: 10.15244/pjoes/39682 (15 pkt; if<sub>2014</sub> = 0,871)
7. **Syp A.** 2015. Ocena efektywności ekonomicznej i środowiskowej uprawy pszenicy ozimej. Roczniki Naukowe SERiA, 17(4): 314-318. (8 pkt – wg punktów za rok).
8. **Syp A.**, Faber A., Piкуła D. 2015. Assessing the impact of management practices on gas emissions and N losses calculated with denitrification-decomposition model. Plant, Soil and Environment (PSE), 61(10): 433-437. DOI: 10.17221/15/2015-PSE (30 pkt; if<sub>2014</sub> = 1,226).

Sumaryczny IF z roku wydania = 3,925. Suma punktów według polskiej oceny czasopism Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego (MNiSW) wynosi 118. Punkty naliczono zgodnie z komunikatami MNiSW wg uchwał Zespołu P06 z uwzględnieniem roku opublikowania prac.

### **c) Omówienie celu naukowego i osiągniętych wyników**

Celami postawionym w osiągnięciu naukowym były:

- Cel 1. Szacownie powierzchni użytków rolnych pod uprawę biomasy na cele energetyczne.
- Cel 2. Ocena wpływu warunków klimatycznych na wielkość produkcji biomasy i emisje gazów cieplarnianych.
- Cel 3. Ocena efektywności ekonomicznej i środowiskowej produkcji biomasy.
- Cel 4. Ocena wpływu systemów uprawy na emisję gazów cieplarnianych.
- Cel 5. Ocena wpływu płodozmianu i agrotechniki na straty azotu, emisję gazów cieplarnianych i sekwestrację węgla.

### **Wprowadzenie**

Uprawa zbóż na dużą skalę ma znaczący wpływ na klimat i środowisko. Wielkość emisji gazów cieplarnianych (GHG) zależy od płodozmianu, metody uprawy, ilości użytych nawozów i środków ochrony roślin oraz warunków regionalnych, takich jak rodzaj gleby i klimat. Zwiększone dawki nawozów mineralnych i środków ochrony roślin w intensywnej uprawie powodują wzrost emisji GHG (Gan i in. 2014). Produkcja biomasy na cele energetyczne na terenach rolniczych jest konkurencyjna w stosunku do produkcji żywności. Uprawa surowców do produkcji biopaliw pierwszej generacji, tj. zboża i rośliny oleiste, związana jest z emisją GHG, a szczególnie podtlenku azotu ( $N_2O$ ). Uprawy te mogą niekiedy powodować większe emisje GHG niż benzyna i olej napędowy, które mają zastąpić (Crutzeni in. 2008). Dlatego z mocy dyrektywy 2009/28/WE konieczne jest szacowanie emisji rolniczych i procesowych gazów cieplarnianych ( $CO_2$ ,  $CH_4$  i  $N_2O$ ) oraz porównywanie ich z emisjami powstającymi przy wykorzystywaniu paliw konwencjonalnych. Szczególne znaczenia nabiera szacowanie emisji  $N_2O$ , gazu o najwyższym potencjale ocieplania atmosfery. Zwłaszcza że szacuje się, że około 60% zanieczyszczeń powoduje emisja  $N_2O$  z rolnictwa, w której główny udział ma emisja bezpośrednia z upraw rolniczych (Mosier i in.1998).

W 2009 r. Unia Europejska uchwaliła kryteria zrównoważonego rozwoju, jakie muszą zostać spełnione przy produkcji biopaliw i biopłynów – zatwierdzając dyrektywę w sprawie promowania stosowania energii ze źródeł odnawialnych (Renewable Energy Directive – RED) (Dyrektywa 2009/28/WE) oraz dyrektywę odnoszącą się do specyfikacji benzyny olejów napędowych (Fuel Quality Directive – FQD) (Dyrektywa 2009/30/WE) (WE, 2009a, b). Kryteria zrównoważonego rozwoju zawarte w art. 17 RED określają: (I) wymóg ograniczenia emisji GHG o co najmniej 35%, a od 1.01.2017 o 50%, oraz od 1.01.2018 r. – 60% dla instalacji, które rozpoczną pracę po 1.01.2017 r. (Art. 17 pkt. 2); (II) wykluczenie pozyskiwania biomasy na cele energetyczne z terenów o wysokiej bioróżnorodności (Art.17 pkt. 3); (III) wykluczenie pozyskiwania biomasy z gleb zasobnych w węgiel (Art. 17 pkt. 4). Dyrektywa 2009/28/WE jest obecnie w fazie uzgodnień nowelizacji. Polegać ona będzie na ograniczeniu produkcji biopaliw

z produktów rolniczych, tradycyjnie wykorzystywanych na cele żywnościowe lub paszowe, do 7% wolumenu oraz uwzględnieniu w szacunkach emisji tzw. emisji pośrednich (iLUC).

Zrównoważony rozwój łączy efektywność środowiskową, obejmując wielokryterialne oddziaływanie mierzone na jednostkę powierzchni, produkcji lub wynik gospodarczy (Koeijer i in. 2002). Warunkiem zrównoważonego rozwoju jest efektywne stosowanie środków produkcji, które przyczyniają się do zmniejszenia zanieczyszczenia środowiska. Poprawa efektywności technicznej zawsze budziła zainteresowanie ze względu na finansowe korzyści, ale obecnie jest jeszcze bardziej istotna, biorąc pod uwagę elementy środowiskowe, tj. redukcję emisji GHG (Koeijer i in. 2002). Gospodarstwa poprawiające efektywność techniczną powinny być zdolne do osiągnięcia celów środowiskowych (Bieńkowski 2011).

Do określenia efektywności ekonomicznej i środowiskowej używa się nieparametrycznej metody Analizy Danych Granicznych (Data Envelopment Analysis – DEA) (Lozano i in. 2009). Metoda ta jest stosowana w różnych sektorach gospodarki (Lampe, Hilgers 2015). W ostatnich latach często używana jest do oceny zmian w środowisku (Zhou i in. 2008). Stosowanie metody DEA w analizach wielokryterialnych umożliwia porównanie funkcjonowania gospodarstw pod względem środowiskowym i ekonomicznym (Bieńkowski 2011). W wyniku tego istnieje możliwość zdefiniowania przyczyn różnic ich efektywności oraz określenia dostępnych opcji poprawy funkcji środowiskowych i produkcyjnych. Efektywność ma szczególne znaczenie, gdy odnosi się do nakładów środków produkcji, które mają wpływ na środowisko, tj. nawozy i środki ochrony roślin. Kalkulacja efektywności technicznej umożliwia poprawę stanu środowiska poprzez zmniejszenie tych szkodliwych nakładów (Koeijer i in. 2002).

Gazy cieplarniane (GHG) są składnikiem atmosfery, który absorbując promieniowanie podczerwone, zatrzymuje ciepło i nagrzewa powierzchnię Ziemi. Udział emisji GHG z rolnictwa w Polsce w 2012 r. stanowił 9,9% całkowitej emisji GHG w kraju (KOBIZE 2014). Rachunek ten został wykonany zgodnie z metodyką zalecaną przez Międzyrządowy Zespół do spraw zmian Klimatu (Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC) i uwzględnia emisji związane ze zmianami użytkowania gruntów (Land Use, Land Use Change – LULCEF). Za efekt cieplarniany odpowiadają dwutlenek węgla ( $\text{CO}_2$ ), podtlenek azotu ( $\text{N}_2\text{O}$ ) i metan ( $\text{CH}_4$ ), których wpływ na efekt cieplarniany jest zróżnicowany. W okresie 100-letnim wpływ  $\text{N}_2\text{O}$  i  $\text{CH}_4$  na ocieplenie klimatu jest odpowiednio o 298 i 25 razy większy niż  $\text{CO}_2$  (Forster i in. 2007). Stężenie tych gazów w atmosferze wzrasta szybko i utrzymuje się długo ( $\text{N}_2\text{O}$  do 120 lat, a  $\text{CH}_4$  do 12 lat), dlatego będą one wywierały coraz większy wpływ na zmiany klimatu.  $\text{N}_2\text{O}$  uwalniany jest do atmosfery w wyniku procesów mikrobiologicznych (nityfikacja i denityfikacja) zachodzących w glebie. W ciągu ostatnich 150 lat, w wyniku wzrostu nawożenia azotem (N) emisja tego gazu z rolnictwa wzrosła o 50% (Crutzen i in. 2008). Ilość emitowanego  $\text{N}_2\text{O}$  pochodząca z nawożenia N jest zróżnicowana regionalnie (Snyder i in. 2009), a czynniki, które ją

kształtują dzielą się na: środowiskowe i zarządcze (Eichner 1990). Czynniki środowiskowe obejmują: temperaturę, opady, wilgotność gleby, zawartość materii organicznej (SOC) i tlenu ( $O_2$ ), porowatość gleby, pH, cykle zamarzania i rozmarzania gleby, liczebność i aktywność mikroorganizmów glebowych. Do czynników zarządczych zalicza się: rodzaj i dawkę nawozu, okres i sposób dozowania, stosowanie środków ochrony roślin, rodzaj uprawy i nawodnienie. Emisja  $N_2O$  do atmosfery w zależności od zachodzących procesów można podzielić na bezpośrednią i pośrednią (de Klein i in. 2006). Emisja bezpośrednia następuje w wyniku procesów biogeochemicznych zachodzących w glebie, jako efekt stosowania nawożenia. Pośrednia obejmuje emisje, które powstają w wyniku: (I) ulatniania, wymywania i spływu powierzchniowego N z gleby w wyniku stosowania nawozów oraz (II) produkcji nawozów i ich transportu do gospodarstwa (Dyfosse i in. 2012).

Emisje  $N_2O$  określa się metodami pomiarów polowych, modelowania lub szacowania z wykorzystaniem wskaźników opracowanych przez IPCC, który zaleca charakteryzowanie emisji metodami trzech poziomów: 1, 2 i 3 (Tier 1, 2 i 3). Uzyskane oszacowania wykorzystywane są do porównywania emisji GHG pomiędzy krajami i przedstawienia trendu zmian. Poziom pierwszy (Tier 1) określa wielkość emisji bezpośredniej  $N_2O$  jako 1% zastosowanego azotu w czystym składniku (de Klein i in. 2006). W kategoriach globalnego potencjału ocieplenia (GWP) jest to ekwiwalent 4,65 kg  $CO_2$  na 1 kg zastosowanego N. W metodzie tej wykorzystana jest zależność liniowa między zastosowaną dawką N i wielkością emisji  $N_2O$ . Jest to bardzo uproszczona metoda, ponieważ nie uwzględnia zróżnicowania regionalnego, tj. gleb, klimatu oraz stosowanych praktyk rolniczych. W celu dokładniejszego szacowania emisji i pochłaniania GHG IPCC zachęca do opracowania metod poziomu 2 i 3 (Tier 2 i 3) właściwych dla poszczególnych krajów. Szacunki emisji GHG na poziomie 2 wykonywane są przy użyciu zmodyfikowanych wskaźników emisji IPCC dla poszczególnych krajów. Emisje GHG dla poziomu 3 szacowane są na podstawie symulacji przy użyciu modeli, które umożliwiają nie tylko przedstawienie zachodzących procesów, ale również prezentację potencjalnych zmian, jakie mogą zachodzić w środowisku (Giltrap i in. 2010). Obecnie jednym z dokładniejszych modeli służących do oceny wpływu stosowanych praktyk rolniczych na środowisko na poziomie 3 jest model DeNitrification DeComposition (DNDC) (Ouyang i in. 2013). Został on opracowany w 1992 r. w USA, do oszacowania emisji gazów cieplarnianych z upraw rolniczych i sekwestracji węgla (Li 2007). Od tego czasu naukowcy w celu dostosowania go do swoich potrzeb i celów wielokrotnie modyfikowali model. Jest on wykorzystywany w różnych częściach świata (Gilhespy i in. 2014). Model DNDC został też użyty przez Europejskie Centrum Badawcze (Joint Research Center – JRC) Komisji Europejskiej (KE) dla potrzeb RED, w celu obliczenia standardowych wartości emisji  $N_2O$  dla upraw pszenicy, rzepaku, buraków cukrowych i słonecznika (Edwards i in. 2012).

## **Cel 1. Szacowanie powierzchni użytków rolnych pod produkcję biomasy na cele energetyczne**

Powierzchnia gruntów ornych w Polsce, którą należy przeznaczyć pod uprawy roślin na cele żywnościowe i pasze została obliczona na podstawie metodologii, w której porównuje się spożycie z produkcją (4.b.5). Przeprowadzoną analizę wykonano w oparciu o prognozowane zmiany demograficzne i istniejący model konsumpcji żywności w Polsce. W analizie uwzględniono również straty żywności w łańcuchu żywieniowym, dwumiesięczną rezerwę żywności, planowane zalesienia i przekazywanie ziemi na cele nierolnicze. Według pierwszego scenariusza, który zakłada, że wielkości plonów i spożycia nie ulegną zmianie w 2020 i 2030 r. pod uprawy na cele nieżywnościowe będzie można przeznaczyć odpowiednio 14 i 16% użytków rolnych będących w dobrej kulturze rolnej. W drugim scenariuszu założono, że nastąpi wzrost plonów i zmieni się struktura spożycia. Zmiany te obliczono w oparciu o metodę trendu. Pozostałe zmienne były takie same jak w scenariuszu pierwszym. Z przeprowadzonych obliczeń wynika, że w latach 2020 i 2030 na cele produkcji biopaliw można będzie przeznaczyć odpowiednio 21 i 27% użytków rolnych. Wyniki ze scenariusza drugiego są zgodne z analizami wykonanymi przez Simona i Wiegmana oraz de Wita i Faaij, mimo że, zostały wykonane według innej metodologii. (Simon i Wiegmann 2009; de Wit i Faaij 2010). **Pierwszy raz w Polsce wykorzystano metodę szacowania powierzchni użytków rolnych, które można przeznaczyć pod produkcję biomasy na cele energetyczne na podstawie spożycia produktów rolnych.**

## **Cel 2. Ocena wpływu warunków klimatycznych na wielkość produkcji biomasy i emisję gazów cieplarnianych**

W kolejnych pracach, przy użyciu modelu DNDC dokonano oceny wpływu zmian klimatu na potencjał produkcji biomasy wykorzystywanej na cele produkcji biopaliw płynnych (4.b.1, 4.b.2). Symulacje wykonano dla zmianowania obejmującego uprawę kukurydzy, rzepaku, pszenicy jarej i ozimej. Każda z roślin uwzględnionych w płodozmianie może zostać wykorzystana do produkcji biopaliw. Do szacunków wielkości plonów biomasy i emisji wykorzystano 100-letnie serie danych meteorologicznych: aktualnych oraz prognozowanych, które uwzględniały zmiany klimatu do 2030 i 2050 roku. Uprawa każdej rośliny była symulowana dla okresu 25 lat. Model został skalibrowany dla Polski w stosunku do wielkości plonów ze ścisłych doświadczeń polowych prowadzonych w Stacji Doświadczalnej IUNG-PIB w Grabowie. Względny błąd średniokwadratowy symulacji (RRMS) w odniesieniu do biomasy wynosił 15%. Przyjęto założenie, że warunki agroklimatyczne, glebowe i zastosowany płodozmiar są reprezentatywne dla wschodniej Polski. Rok 2000 był referencyjnym do opracowanej projekcji zmian. Według przeprowadzonych symulacji w scenariuszach na 2030 i 2050 rok zmiany temperatury i wielkości opadów w ciągu roku będą zróżnicowane. Największe średniomiesięczne wzrosty temperatury prognozowane były w miesiącach zimowych, a najmniejsze w maju i kwietniu. Średnioroczne wzrosty temperatury wynosiły 1,0 i 1,7<sup>0</sup>C odpowiednio dla 2030 i 2050

roku w stosunku do roku referencyjnego. Dla 2030 i 2050 r. prognozowano średnioroczne zmniejszenie opadów odpowiednio o 1,0 i 0,4% w stosunku do 2000 roku. Dla obu scenariuszy przewidywano 10% wzrost opadów w kwietniu, a w miesiącu sierpniu prawie 10% redukcję. W wyniku przeprowadzonych symulacji stwierdzono, że w zastosowanym czteroletnim płodozmianie wzrost temperatury i spadek opadów wpłynie na wielkość produkcji biomasy uprawianych roślin niezależnie od stosowanego systemu uprawy (4.b.1). **Zachodzące zmiany spowodują wzrost plonów rzepaku i pszenicy jarej, a redukcję plonów pszenicy ozimej i kukurydzy (4.b.2).**

Zgodnie z zaleceniem IPCC do dokładniejszego i rzetelniejszego oszacowania emisji na poziomie 3 przy użyciu modelu DNDC obliczono GWP oraz zmiany wielkości emisji N<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub> i CH<sub>4</sub> pod wpływem zachodzących zmian klimatu (4.b.1, 4.b.2). Wzrost temperatury i redukcję opadów w odniesieniu do roku referencyjnego wpłynął na obniżenie emisji N<sub>2</sub>O i CO<sub>2</sub> oraz wzrost absorpcji CH<sub>4</sub>. W badanym płodozmianie wielkość emisji N<sub>2</sub>O z poszczególnych roślin przedstawiała się następująco: rzepak > kukurydza > pszenica ozima > pszenica jara. Największe emisje z uprawy rzepaku są następstwem stosowania wyższych dawek nawozów azotowych. Poziom absorpcji CH<sub>4</sub> dla każdej z roślin występujących w płodozmianie utrzymywał się na zbliżonym poziomie. Obniżenie emisji N<sub>2</sub>O i wzrost pochłaniania CH<sub>4</sub> wpłynęły na obniżenie GWP w badanym 4-letnim płodozmianie. **Z przeprowadzonych symulacji wynika, że uprawa roślin jarych, tj. pszenicy jarej i kukurydzy, zwiększała efekt cieplarniany, a uprawa roślin ozimych zmniejszała ten efekt. Uzyskane wyniki wskazują, że poprzez stosowanie właściwego płodozmiaru istnieje możliwość obniżenia efektu cieplarnianego. Model DNDC został użyty do szacowania emisji nie tylko dla poszczególnych roślin, ale również dla 4-letniego płodozmiaru. W literaturze przedmiotu brak jest badań dla kilkuletnich płodozmiarów. Większość badaczy prezentuje dane dla pojedynczych roślin.**

W dalszych badaniach dokonano: (I) oszacowania wielkości i struktury emisji rolniczych w produkcji etanolu z pszenicy ozimej, (II) określono optymalne dawki nawożenia N, w którym wykorzystano asortymenty nawozów o możliwie najmniejszej emisji GHG powstającej przy ich produkcji (4.b.4). Oszacowania wielkości emisji gazów cieplarnianych dokonano stosując, tzw. ocenę cyklu życia produkcji (Life Cycle Assessment – LCA) przy użyciu kalkulatora BioGrace wariant Eth-W (BioGrace 2012). Narzędzie to zostało opracowane w ramach projektu sfinansowanego z funduszy Unii Europejskiej (UE) (<http://www.biograce.net>) i zatwierdzono go do obliczania emisji gazów cieplarnianych w UE (WE 2013). Do obliczeń emisji w arkuszu kalkulacyjnym BioGrace nie są wymagane dane meteorologiczne. Materiały wykorzystane do badań zostały zebrane z 272 gospodarstw wybranych z bazy Polskiego FADN (Farm Accountancy Data Network prowadzonej przez Instytut Ekonomiki Rolnictwa i Gospodarki Żywnościowej – Państwowy Instytut Badawczy (IERiGŻ-PIB). Kryterium wyboru gospodarstwa do badań było stosowanie prawidłowego płodozmiaru z udziałem roślin przydatnych do celów energetycznych. Losowego doboru próby



dokonał Zakład Rachunkowości Rolnej IERiGŻ-PIB. Wielkość próby stanowiła 3% ogółu gospodarstw uprawiających pszenicę, która mogłyby zostać przeznaczona na cele energetyczne. Liczba gospodarstw w poszczególnych województwach odzwierciedlała udział pszenicy w strukturze zasiewów. Dane na temat produkcji pszenicy w tych gospodarstwach zebrano na podstawie wywiadu bezpośredniego przeprowadzonego przez pracowników ośrodków doradztwa rolniczego w poszczególnych województwach. Badania ankietowe dostarczyły danych na temat rodzaju gleby, powierzchni uprawy, plonu nasion ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ), ich wilgotności (%), dawek zastosowanych nawozów N, CaO,  $\text{P}_2\text{O}_5$ ,  $\text{K}_2\text{O}$ , środków ochrony (w  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  czystego składnika) oraz zużytego oleju napędowego ( $\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}$ ). Plony słomy zostały wyszacowane według wielkości plonów nasion. Uprawa pszenicy w badanych gospodarstwach zlokalizowana była na wszystkich kategoriach agronomicznych gleb. Udział ten przedstawiał się następująco: gleby bardzo lekkie – 11%, lekkie – 31%, średnie – 35% i ciężkie – 22%. Porównując technologię produkcji pszenicy ozimej w Polsce z danymi dla Europy zaczerpniętymi z opracowania JRC, odnotowano, że w badanej próbie gospodarstw w Polsce norma wysiewu nasion była o 84% większa, większe też były dawki nawozów w czystym składniku odpowiednio o: 7% – N, 131% –  $\text{P}_2\text{O}_5$ , 241% –  $\text{K}_2\text{O}$  (JRC). Wilgotność zbieranego zboża w Polsce wynosiła 15%, a według JRC 13,5%. W analizowanych polskich gospodarstwach mniejsze o 8% było zużycie oleju napędowego i o 21% środków ochrony roślin. Zróżnicowane nakłady czynników produkcji wpłynęły na wielkość plonów i emisję  $\text{N}_2\text{O}$ . Plon z 1 ha w Polsce wynosił 5,95 t, i był o 14% wyższy niż wartość podawana przez JRC. Niestety oszacowana wielkość polowej emisji  $\text{N}_2\text{O}$  wynosiła  $3,04\cdot\text{kg ha}^{-1}$  i była aż o 65% wyższa od stwierdzanej w UE. **Struktura emisji rolniczych GHG, przy przyjęciu średniej ważonej emisji powstałej przy produkcji nawozów ( $3414,2 \text{ g CO}_2 \text{ eq kg}^{-1} \text{ N}$ ) wykazała, że największy wpływ na emisję rolniczą miały emisje związane ze stosowaniem i produkcją nawozów azotowych, ponieważ stanowiły one aż 51%. Uzyskane wielkości emisji są zgodne z wynikami badań przeprowadzonych w Danii (Elsgaard i in. 2013).**

**W bliskiej perspektywie czasowej dalsze ograniczenie emisji GHG w produkcji nawozów azotowych może być trudne do osiągnięcia w Polsce. Teoretycznie możliwe jest ograniczenie emisji rolniczych poprzez optymalizację dawki N oraz dobór asortymentów nawozów o niższej emisji powstającej przy ich produkcji. Na podstawie regresji wielorakiej wyznaczono dla badanych gospodarstw optymalne dawki N, które wynosiły od 90 do  $160 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ . Obliczono, że w systemie uprawy tradycyjnej przy średnim plonie pszenicy  $5,95 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$  i zastosowaniu nawożenia N w ilości  $90 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  (dawka niższa o  $27\cdot\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$  niż średnia dla próby) można osiągnąć następujące redukcję emisji GHG: 50% – dla nawozu Salmag, 52% – dla Saletr amonowej i Saletrzaku oraz 53% – dla RSM i wieloskładnikowego nawozu NPK. Zwiększając dawki do  $160 \text{ kg ha}^{-1}$ , można ograniczyć emisje o: 39% (Salmag), 42% (Saletrzak), 43% (Saletra amonowa i nawóz wieloskładnikowy) i 44% przy zastosowaniu RSM. W uprawie tradycyjnej**

przy stosowanej dawce azotu w wielkości  $160 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  nie zostaną spełnione wymogi dyrektywy RED dotyczące ograniczenia emisji o co najmniej 50% od 2017 r.

### **Cel 3. Ocena efektywności ekonomicznej i środowiskowej produkcji biomasy**

Do oceny efektywności ekonomicznej i środowiskowej uprawy pszenicy wykorzystano metodę DEA i kalkulator BioGrace (4.b.6). Analizę przeprowadzono dla 55 gospodarstw z regionu Wielkopolski i Śląska, które podzielono na trzy grupy (małe, średnie i duże) w zależności od powierzchni uprawy pszenicy. W gospodarstwach małych (A) powierzchnia uprawy pszenicy była mniejsza niż 10 ha, w średnich (B) – od 11 do 20 ha, a w dużych (C) – powyżej 20 ha. Wielkość emisji GHG obliczona przy użyciu kalkulatora BioGrace, w przeliczeniu na kg wyprodukowanego ziarna, przedstawiała się dla badanych gospodarstw następująco: A – 0,448, B – 0,481 i C – 0,441  $\text{kg CO}_2 \text{ eq}$ . Następnie dokonano oceny efektywności technicznej gospodarstw przy zastosowaniu metody DEA ukierunkowanego na nakłady. Po stronie nakładów analizowano zużycie następujących środków produkcji: nasion, nawozów azotowych (N), fosforowych ( $\text{P}_2\text{O}_5$ ), potasowych ( $\text{K}_2\text{O}$ ), środków ochrony roślin, oleju napędowego i pracy. Przeprowadzona analiza wykazała, że tylko 55% badanych gospodarstw było zarządzanych efektywnie. Wskaźnik efektywności technicznej dla nieefektywnych małych gospodarstw wynosił 0,72, zaś dla średnich i dużych po 0,84. **Oznacza to, że w celu osiągnięcia pełnej efektywności technicznej małe gospodarstwa powinny zmniejszyć poziom nakładów o 28%, a średnie i duże o 16%, utrzymując jednocześnie tę samą wielkość produkcji. Niższa efektywność techniczna gospodarstw jest wynikiem niestosowania właściwej agrotechniki, braku maszyn oraz nieterminowości stosowania zabiegów uprawowych. Poprawa efektywności gospodarowania w tych gospodarstwach spowoduje ograniczenie emisji GHG odpowiednio o 25,7; 29,0 i 28,6%. Wynikiem tego będzie średnie zmniejszenie GWP od 7 do 11% w zależności od wielkości gospodarstwa.**

Poprawę ekonomicznej i środowiskowej efektywności uprawy pszenicy można przedstawić w postaci finansowej (4.b.7). Poprawę oceniono, wykorzystując metodę DEA ukierunkowaną na nakłady, dokonując szacunków emisji według poziomu 1 IPCC oraz wykorzystując ceny na poszczególne środki produkcji z 2014 r. W metodzie DEA ukierunkowanej na nakłady zakłada się minimalizację nakładów przy zachowaniu niezmiennego poziomu plonów. W wyniku przeprowadzonej analizy dla grupy 17 gospodarstw stwierdzono, że w celu przekształcenia gospodarstw nieefektywnych w efektywne należy zmniejszyć średnie nakłady poszczególnych czynników produkcji o: 32% – nasion, 33% – azotu, 24% – fosforu, 48% – potasu, 27% – środków ochrony roślin i 32% – oleju napędowego. Poprawa efektywności technicznej gospodarstw zarządzanych nieefektywnie wpłynie na zmniejszenie kosztów produkcji średnio o 673 zł na ha, co odpowiada 0,11 zł na kg ziarna. Największa redukcja kosztów mogłaby dotyczyć zużycia oleju napędowego i nawożenia azotowego. Poprawa efektywności technicznej spowoduje, że w grupie badanych gospodarstw zużycie N w czystym składniku może być mniejsze o  $508,8 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ , co ograniczy emisję o  $5,1 \text{ kg N}_2\text{O}\cdot\text{ha}^{-1}$ . Mniejsze nakłady nie spowodują strat w plonach.

Z przeprowadzonych obliczeń wynika, że optymalizacja produkcji przy zachowaniu właściwej agrotechniki może zmniejszyć poziom emisji GHG. Stwierdzono, że intensyfikacja produkcji na jednostkę we właściwie dobranym płodozmianie nie powoduje wzrostu emisji GHG. Wprowadzenie nowych technologii w uprawie roślin może wpłynąć na wzrost produkcji i zapobiec konkurencji między produkcją przeznaczoną na cele żywnościowe i przemysłowe.

#### **Cel 4. Ocena wpływu systemów uprawy na emisję gazów cieplarnianych**

Jednym z czynników mających wpływ na emisję GHG są systemy uprawy, które w różny sposób wpływają na zasoby węgla organicznego w glebie, przyczyniając się do jego strat lub sekwestracji. Dodatkowo, na wielkość emisji GHG ma wpływ również liczba wykonywanych zabiegów agrotechnicznych. W uprawie konserwującej (uproszczonej) liczba tych zabiegów jest mniejsza niż w uprawie tradycyjnej (płużnej) (Lahmar 2010). Wpływ uprawy konserwującej na środowisko zależy od klimatu i rodzaju gleby (Smith i in. 2008). Na podstawie przeprowadzonych symulacji przy użyciu modelu DNDC dla pełnego płodozmienu stwierdzono, że emisja  $N_2O$  jest mniejsza w uprawie uproszczonej niż w uprawie tradycyjnej (**4.b.1**). Mniejsza emisja  $N_2O$  była wynikiem zmniejszonej aktywności mikrobiologicznej gleb. W uprawie tradycyjnej wierzchnia warstwa gleby jest naruszona, w wyniku czego zwiększa się ilość tlenu, który przyspiesza procesy mineralizacji substancji organicznej w glebach (Grant i in. 2004). Wzrost temperatury i mniejsza ilość opadów wpłynęły na jednakowe zmniejszenie emisji  $N_2O$  w obu systemach uprawy. W scenariuszu bazowym pochłanianie  $CH_4$  było większe w uprawie uproszczonej niż w tradycyjnej. **Zmieniające się warunki klimatyczne spowodowały jednakowy wzrost potencjału absorpcji  $CH_4$  w obu systemach uprawy. Na podstawie przeprowadzonych symulacji stwierdzono, że przy zastosowaniu uprawy uproszczonej, w której resztki poźniwne były przyorywane, występuje dwukrotnie mniejsza emisja  $CO_2$  w porównaniu z uprawą tradycyjną. Przewidywany wzrost temperatury i redukcja opadów obniży emisje  $CO_2$  w obu systemach uprawy. GWP przy zastosowaniu uprawy uproszczonej jest prawie trzykrotnie mniejszy niż w uprawie tradycyjnej. Otrzymane wyniki są zgodne z wynikami badań przeprowadzonymi w Europie.**

W pracy (**4.b.4**) dokonano oceny wpływu różnych systemów uprawy, wielkości dawek nawożenia azotowego oraz rodzaju nawozu na wielkość emisji GHG w celu spełnienia wymogów redukcji emisji określonych w dyrektywie RED. Na podstawie przeprowadzonych symulacji przy użyciu kalkulatora BioGrace stwierdzono, że od 2017 r. ograniczanie emisji o co najmniej 50% w uprawie pszenicy ozimej przy dawce azotu  $90 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  jest możliwe w systemie uprawy płużnej, uproszczonej i bez orkowej przy zastosowaniu każdego rodzaju nawozu azotowego. Spełnienie wymogu ograniczenia emisji przy dawce w wysokości  $160 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$  jest tylko zapewnione w systemie uprawy bez orkowej przy zastosowaniu wszystkich rodzajów nawozów azotowych. Oszacowano również, że od 2018 r. ograniczenie emisji GHG o co najmniej 60% będzie możliwe dla każdego rodzaju nawozu tylko dla dawki azotu w ilości  $90 \text{ kg ha}^{-1}$  w uprawie bez orkowej oraz dla dawki  $160 \text{ kg} \cdot \text{N} \cdot \text{ha}^{-1}$  przy zastosowaniu RSM

w uprawie bez orkowej. **Otrzymane wyniki wskazują na konieczność wdrażania postępu technologicznego w rolnictwie, ponieważ tylko w ten sposób będzie można ograniczyć wielkość emisji GHG.**

#### **Cel 5. Ocena wpływu płodozmianu i agrotechniki na straty azotu, emisję gazów cieplarnianych sekwestrację węgla**

Rolnictwo może zwiększać potencjał ograniczenia emisji GHG poprzez stosowanie odpowiednich praktyk zwiększających pochłanianie CO<sub>2</sub> (Faber 2014). Intensyfikacja rolnictwa poprzez zastosowanie właściwej agrotechniki (Best Management Practices – BMP) może wpłynąć korzystnie na środowisko (Lal 2011). Efektem stosowania BMPs jest zwiększona zawartość węgla organicznego (C) w glebie (SOC), poprawa jakości gleby, zwiększenie plonów, odbudowa ekosystemów oraz łagodzenie zmian klimatu (Snyder i in. 2009). Azot (N) jest podstawowym czynnikiem kształtującym wielkość plonów. Wpływa on nie tylko na wzrost plonów ziarna, ale również słomy i korzeni w glebie, które dostarczają dodatkowe ilości C. Jednakże, mniej niż połowa N pochodząca zarówno z nawożenia mineralnego jak i organicznego wykorzystywana jest efektywnie w produkcji roślinnej, pozostała część rozprzestrzenia się w środowisku (Tilman i in. 2002; Oenema i in. 2009). Pozytywny wpływ nawożenia azotem na sekwestrację węgla może zostać zmniejszony przez emisje N<sub>2</sub>O, jeśli nie będą stosowane odpowiednie zabiegi agrotechniczne. Poprawa efektywności i skuteczności wykorzystania N przez rośliny może potencjalnie zwiększyć sekwestrację C i zmniejszyć poziom emisji N<sub>2</sub>O, przez obniżenie zawartości NO<sub>3</sub>-N w profilu glebowym (Snyder i in. 2009). Szacuje się, że w 2020 r. w 27 krajach Unii Europejskiej poprzez stosowanie planów nawozowych i ulepszonych odmian roślin efektywność wykorzystania azotu może wzrosnąć do 53% (Oenema i in. 2009).

W pracy (4.b.3) dokonano oceny wpływu 2 płodozmianów i 2 dawek N na wielkość emisji GHG i akumulację węgla w glebie. W płodozmianie pierwszym (A) uprawiano rośliny, które zmniejszają w glebie zawartość węgla (ziemniak, pszenicę ozimą, jęczmień jary i kukurydzę na kiszonkę). Drugi płodozmian (B) obejmował uprawę roślin wzbogacających glebę w próchnicę (ziemniak, pszenica ozima, jęczmień jary i mieszanka koniczyny z trawami). Dla każdego płodozmianu zastosowano dwa rodzaje nawożenia: podstawowe, które obejmowało nawożenie mineralne oraz to samo nawożenie mineralne i dodatkowe nawożenie obornikiem. Symulacje przeprowadzono na przy użyciu modelu DNDC dla 4 pełnych płodozmianów (16 lat). Do analizy wyników symulacji wykorzystano jednoczynnikową analizę wariancji ANOVA i test Tukey'a. Na podstawie dokonanych symulacji dla pełnego cyklu płodozmianu A stwierdzono wzrost emisji N<sub>2</sub>O i CH<sub>4</sub>. Różnice w wielkości obu emisji były istotnie statystycznie. W płodozmianie B przy zastosowaniu nawożenia mineralnego i obornika emisja N<sub>2</sub>O była większa, ale różnica nie była istotna statystycznie w porównaniu z emisją N<sub>2</sub>O przy nawożeniu podstawowym. Przy obu rodzajach nawożenia w płodozmianie B występowała absorpcja CH<sub>4</sub> w glebie. Zastosowanie dodatkowej dawki azotu pochodzącej z obornika w obu płodozmianach zwiększyło emisje N<sub>2</sub>O i zawartość węgla w glebie. Stwierdzono również, że stosowanie obu płodozmianów

przez dłuższy okres czasu (4 pełne rotacje) powoduje akumulację N i C w glebie. Akumulacja obu tych składników była większa, gdy zastosowano dodatkowe nawożenie obornikiem.

W kolejnej pracy (**4.b.8**) dokonano oceny efektywności czynników środowiskowych, które obejmowały: nadwyżkę N, wymywanie N, efektywność wykorzystania azotu (NUE), sekwestrację węgla w glebie (SOC) i ocenę potencjału globalnego ocieplenia (GWP). Symulacje przeprowadzono przy użyciu modelu DNDC dla 7 pełnych płodozmianów (28 lat). Analizę wykonano dla 2 płodozmianów i 2 dawek N. W płodozmianie pierwszym (A) uprawiano: ziemniaka, pszenicę ozimą, jęczmień jary i kukurydzę na kiszonkę. Drugi płodozmian (B) obejmował uprawę: ziemniaka, pszenicy ozimej, jęczmienia jarego i mieszanki koniczyny z trawami. Dla każdej rotacji zastosowano dwa rodzaje nawożenia: podstawowe, które obejmowało nawożenie mineralne oraz to samo nawożenie mineralne i dodatkowe nawożenie obornikiem. Na podstawie przeprowadzonych symulacji stwierdzono, że płodozmiany A i B inaczej reagowały na zastosowaną dawkę obornika. Różnice w oddziaływaniu na środowisko płodozmianu A i B wystąpiły nie tylko w roku, w którym zastosowano obornik, ale w ciągu całego płodozmianu. W obu rotacjach dodatkowa dawka obornika spowodowała wzrost emisji N<sub>2</sub>O, nadwyżki N, wymywania N oraz wzrost wielkości plonów zarówno dla każdego pełnego płodozmianu, jak i dla wartości skumulowanych dla całego okresu trwania doświadczenia. Wszystkie te wielkości były wyższe dla płodozmianu A niż B. Stwierdzono, że przy dodatkowym nawożeniu obornikiem wartości NUE były niższe zarówno dla płodozmianu A i B w porównaniu do nawożenia mineralnego. Jednakże, porównując oba płodozmiany, odnotowano że efektywność wykorzystania N była większa dla płodozmianu A niż B. Świadczy to o tym, że dodatkowe dawki N zawarte w oborniku były zbyt duże dla obu płodozmianów w odniesieniu do potrzeb nawozowych uprawianych roślin, a w płodozmianie B były wyższe niż w A. W wyniku przeprowadzonych symulacji stwierdzono że dodatkowe nawożenie N w obu płodozmianach zwiększyło potencjał akumulacji węgla w glebie. Wzrost ten był większy dla płodozmianu w którym uprawiano ziemniaka, pszenicę ozimą, jęczmień jary i kukurydzę na kiszonkę (A) niż dla płodozmianu bez kukurydzy (B). Dodatkowe dawki N pochodzące z nawożenia organicznego powodowały zmiany SOC, która w wyniku procesów nityfikacji i denityfikacji dostarczała więcej materii powodującej wzrost emisji N<sub>2</sub>O. W wyniku przeprowadzonych symulacji stwierdzono, że płodozmian A oddziałuje pozytywnie na środowisko, ponieważ nie powoduje emisji GHG podczas gdy przy stosowaniu płodozmianu B emisje występują. Zastosowanie nawożenia organicznego wpłynęło na zmiany GWP; w płodozmianie A nastąpił znaczący jego wzrost, a w płodozmianie B – niewielki. Przeprowadzone badania wskazują, że straty N i wielkość GWP może być kontrolowana poprzez zastosowanie właściwej dawki N na podstawie planu nawozowego

Sekwestracja C w glebie była analizowana również w płodozmianie obejmującym uprawę kukurydzy, rzepaku, pszenicy jarej i ozimej w systemie uprawy uproszczonej i tradycyjnej (**4.b.1**). W wyniku przeprowadzonych symulacji stwierdzono,

że średnia akumulacja C w pełnym płodozmianie w uprawie uproszczonej była dwukrotnie większa niż w uprawie tradycyjnej. W zastosowanym płodozmianie roślinami wzbogacającymi glebę w C były rośliny ozime, tj. rzepak i pszenica ozima. Uprawa kukurydzy i pszenicy jarej powodowała zmniejszenie zawartości C. Zaobserwowano, że zmieniający się klimat wpłynie na zubożenie gleby w C w stosunku do obecnych warunków klimatycznych w obu systemach uprawy roślin. Spadek ten będzie znacznie większy w systemie z uprawą płuźną niż uproszczoną. **Przeprowadzona analiza wskazywała jak ważny jest dobór roślin w płodozmianie i zastosowanie odpowiedniej dawki azotu. Przez właściwy płodozmiian można zwiększyć sekwestrację C w wyniku czego można wpływać na GWP co stwierdzano również w literaturze (Koga i in. 2006). Wprowadzenie do płodozmiianu roślin ozimych (np. pszenicy ozimej) zapobiega w miesiącach zimowych startom azotu, a przez to ogranicza emisję N<sub>2</sub>O.**

Do najważniejszych osiągnięć ww. prac zaliczam:

1. Opracowanie metody szacowania powierzchni użytków rolnych, które można przeznaczyć pod uprawę biomasy na cele energetyczne uwzględniającej obecne i prognozowane zapotrzebowanie na żywność. Metoda respektuje wielofunkcyjne wykorzystywanie rolniczej przestrzeni produkcyjnej bez obniżenia bezpieczeństwa żywnościowego.
2. Zastosowanie do szacowanie emisji GHG z upraw rolnych najdokładniejszej i zgodnej z zaleceniami IPCC metody poziomu 3, do której zalicza się model DNDC.
3. Wykorzystanie modelu DNDC do określenia wpływu zmian klimatu na wielkość plonów i środowisko w różnych systemach uprawy. Analizę wykonano dla 4-letniego płodozmiianu często stosowanego w Polsce. W literaturze przedmiotu brak jest badań dla kilkuletnich płodozmiianów. Większość badaczy prezentuje dane dla pojedynczych gatunków.
4. Zgodnie ze wskazaniem dyrektywy RED wykorzystanie metody LCA (BioGrace) do oszacowania emisji GHG z uprawy pszenicy przeznaczonej do produkcji etanolu. Osiągnięcie polega na wskazaniu jak poprzez optymalizację dawki N, dobór asortymentu nawozów i systemu uprawy można obniżyć emisję GHG.
5. Wykorzystanie modelu DNDC do scharakteryzowania wpływu różnych systemów uprawy, płodozmiianu i dawek azotu na sekwestrację węgla w glebie. Po raz pierwszy w Polsce wykorzystanie połączonej metody DEA i LCA do ekonomicznej i środowiskowej oceny produkcji pszenicy ozimej.

## Literatura:

1. BioGrace (2012): BioGrace calculation rules - version 4c. <http://biograce.net/home>.
2. Crutzen P.J., Mosier A.R., Smith K.A., Winiwarter W. (2008): N<sub>2</sub>O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 8: 389-395.
3. de Klein C., Novoa R.S.A., Ogle S., Smith K.A., Rochette P., Wirth T.C., McConkey B.G., Mosier A., Rypdal K., Walsh M., Williams, S.A. (2006): N<sub>2</sub>O Emissions from managed soils, and CO<sub>2</sub> emissions from lime and urea application. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. IPCC.
4. de Wit M., Faaij A. (2010): European biomass resource potential and costs. *Biomass and Bioenergy*, 34: 188-202.
5. Dufossé K., Gabrielle B., Drouet J.L., Bessou C. (2012): Using Agroecosystem Modelling to Improve the Estimates of N<sub>2</sub>O Emissions in the Life-Cycle Assessment of Biofuels. *Waste and Biomass Valorization*, 4: 593-606.
6. Edwards R., Mulligan D., Giuntoli J., Agostini A., Boulamanti A., Koeble R., Marelli L., Moro A., Padella M. (2012): Assessing GHG default emissions from biofuels in EU legislation. In: Commission., J.R.C.o.t.E. (Ed.), Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2012.
7. Eichner M.J. (1990): Nitrous oxide emissions from fertilized soils: Summary of available data. *Journal of Environmental Quality*, 19: 272-280.
8. Elsgaard L., Olesen J.E., Hermansen J.E., Kristensen I.T., Børgesen C.D. (2013): Regional greenhouse gas emissions from cultivation of winter wheat and winter rapeseed for biofuels in Denmark. *Acta Agricultura Scandinavica Section B Soil Plant Science*, 63: 219-230.
9. Faber A. (2014): Bilanse emisji gazów cieplarnianych oraz ekonomia węgla w rolnictwie. Z badań nad rolnictwem społecznie zrównoważonym (23). IERiGŻ-PIB, Warszawa, 100(23): pp. 39-72.
10. Forster P., Ramaswamy V., Artaxo P., Berntsen T., Betts R., Fahey D.W., Haywood J., Lean J., Lowe D.C., Myhre G., Nganga J., Prinn R., Raga G., Schulz M., Dorland V. (2007): Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Solomon S., D. Qin M., Manning Z., Chen M., Marquis K.B., Averyt M., Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, United Kingdom and New York, USA., pp. 131-234.
11. Gan Y., Liang C., Chai Q., Lemke R.L., Campbell C.A., Zentner R.P. (2014): Improving farming practices reduces the carbon footprint of spring wheat production. *Nature communications*, 5: 1-13.
12. Gilhespy S.L., Anthony S., Cardenas L., Chadwick D., del Prado A., Li C., Misselbrook T., Rees R.M., Salas W., Sanz-Cobena A., Smith P., Tilston E.L., Topp C.F.E., Vetter S., Yeluripati J.B. (2014): First 20 years of DNDC (DeNitrification DeComposition): Model evolution. *Ecological Modelling*, 292: 51-62.

13. Giltrap D., Li C., Saggar S.(2010): DNDC: A process-based model of greenhouse gas fluxes from agricultural soils. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 136: 292-300.
14. Grant B., Smith W.N., Desjardins R., Lemke R., Li C. (2004): Estimated N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emissions as influenced by agricultural practices in Canada. *Climatic Change*, 65: 315-332.
15. JRC, Excel file with input data relevant to calculating default GHG emissions from biofuels according to RED Methodology ([http://re.jrc.ec.europa.eu/biof/html/input\\_data\\_ghg.htm](http://re.jrc.ec.europa.eu/biof/html/input_data_ghg.htm)).
16. KOBiZE (2014): Krajowy raport inwentaryzacyjny 2014. Inwentaryzacja gazów cieplarnianych w Polsce dla lat 1988-2012. In: IOŚ-PIB (Ed.), Warszawa.
17. Kasimir Klemetsson Å., Smith K.A. (2011): The significance of nitrous oxide emission due to cropping of grain for biofuel production: a Swedish perspective. *Biogeosciences*, 8: 3581-3591.
18. Koeijer T.J., Wossink G.A.A., Struik P.C., Renkema J.A. (2002): Measuring agricultural sustainability in term of efficiency: the case of Dutch sugar beet growers. *Journal of Environmental Management*, 66: 9-17.
19. Koga N., Sawamoto T., Tsuruta H. (2006): Life cycle inventory-based analysis of greenhouse gas emissions from arable land farming systems in Hokkaido, northern Japan. *Soil Science and Plant Nutrition*, 52: 564-574.
20. Lahmar R. (2010): Adoption of conservation agriculture in Europe. *Land Use Policy*, 27: 4-10.
21. Lal R. (2011): Sequestering carbon in soils of agro-ecosystems. *Food Policy*, 36: S33-S39.
22. Lampe H.W., Hilgers D. (2015): Trajectories of efficiency measurement: A bibliometric analysis of DEA and SFA. *European Journal of Operational Research*, 240: 1-21.
23. Li C. (2007): Quantifying greenhouse gas emissions from soils: Scientific basis and modelling approach. *Soil Science and Plant Nutrition*, 53: 344-352.
24. Lozano S., Iribarren D., Moreira M.T., Feijoo G. (2009). The link between operational efficiency and environmental impacts. A joint application of Life Cycle Assessment and Data Envelopment Analysis. *The Science of the Total Environment*, 407: 1744-1754.
25. Oenema O., Witzke H.P., Klimont Z., Lesschen J.P., Velthof G.L. (2009): Integrated assessment of promising measures to decrease nitrogen losses from agriculture in EU-27. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 133: 280-288.
26. Ouyang W., Qi S., Hao F., Wang X., Shan Y., Chen S. (2013): Impact of crop patterns and cultivation on carbon sequestration and global warming potential in an agricultural freeze zone. *Ecological Modelling*, 252: 228-237.
27. Simon S., Wiegmann K. (2009): Modelling sustainable bioenergy potentials from agriculture for Germany and Eastern European countries. *Biomass and Bioenergy*, 33: 603-609.
28. Smith P., Martino D., Cai Z., Gwary D., Janzen H., Kumar P., McCarl B., Ogle S., O'Mara F., Rice C., Scholes B., Sirotenko O., Howden M., McAllister T., Pan G., Romanenkov V., Schneider U., Towprayoon S., Wattenbach M., Smith J. (2008):



Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, 363: 789-813.

29. Snyder C.S., Bruulsema T.W., Jensen T.L., Fixen P.E. (2009): Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 133: 247-266.
30. Sørensen C.G., Halberg N., Oudshoorn F.W., Petersen B.M., Dalgaard R. (2014). Energy inputs and GHG emissions of tillage systems. *Biosystems Engineering*, 120: 2-14.
31. Tilman D., Cassman K.G., Matson P.A., Naylor R., Polasky S. (2002): Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418: 671-677.
32. WE (2009a). Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/28/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r. w sprawie promowania stosowania energii ze źródeł odnawialnych zmieniająca i w następstwie uchylająca dyrektywy 2001/77/WE oraz 2003/30/WE. *Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej*, (52)140: 16-62.
33. WE (2009b). Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/30/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r. zmieniająca dyrektywę 98/70/WE odnoszącą się do specyfikacji benzyny i olejów napędowych oraz wprowadzającą mechanizm monitorowania i ograniczania emisji gazów cieplarnianych oraz zmieniającą dyrektywę Rady 1999/32/WE odnoszącą się do specyfikacji paliw wykorzystywanych przez statki żeglugi śródlądowej oraz uchylająca dyrektywę 93/12/EWG. *Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej*, (52)140: 88-113.
34. WE (2013). Decyzja Wykonawcza Komisji z dnia 30 maja 2013 r. w sprawie zatwierdzenia systemu „narzędzie do obliczania emisji gazów cieplarnianych Biograce” w odniesieniu do wykazania zgodności z kryteriami zrównoważonego rozwoju zgodnie z dyrektywami Parlamentu Europejskiego i Rady 98/70/WE oraz 2009/28/WE(2013/256/UE). *Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej*, (56)147: 46-47.
35. Zhou P., Ang B.W., Poh K.L. (2008): A survey of data envelopment analysis in energy and environmental studies. *European Journal of Operational Research*, 189: 1-18.

## 5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych

Oprócz 8 publikacji składających się na „osiągnięcie naukowe” opisanych w punkcie 4 Autoreferatu, w dotychczasowym dorobku posiadam **23** dodatkowe oryginalne publikacje naukowe. **Jedenaście** z nich opublikowano się w czasopismach znajdujących się w bazie Journal Citation Reports, **dziewięć** w innych czasopismach naukowych oraz **trzy** w wydawnictwach książkowych (w tym 2 rozdziały monografii).

Moją działalność naukowo-badawczą ogniskowała się głównie wokół następującej tematyki:

1. Oszacowanie wpływu uprawy wieloletnich roślin energetycznych na środowisko oraz ocena potencjału technicznego uprawy tych roślin w Polsce.
2. Oszacowanie emisji GHG w uprawach roślin jednorocznych w zależności od wielkości nawożenia azotowego, rodzaju nawozu i sposobu uprawy.

3. Opracowywanie projekcji plonów pszenicy, kukurydzy i wydajności mlecznej krów.

#### **Ad. 1. Oszacowanie wpływu uprawy wieloletnich roślin energetycznych na środowisko oraz ocena potencjału technicznego tych roślin w Polsce**

Literatura przedmiotu podaje, że rośliny wieloletnie, takie jak miskant i wierzba (*Salix viminalis*), wykorzystywane na cele energetyczne emitują mniejsze ilości GHG niż rośliny jednoroczne. Wykorzystując metodę LCA (zał. 4 poz. II.A.1), dokonano oszacowania wielkości emisji GHG z uprawy wierzby, miskanta, pszenicy ozimej, rzepaku i ziemniaka w Polsce. Dane na temat produkcji wierzby i miskanta pochodziły z doświadczeń polowych przeprowadzonych na glebach ciężkich. Uprawa wierzby charakteryzowała się najniższymi wielkościami emisji GHG i najwyższą efektywnością energetyczną w porównaniu z uprawą miskanta, pszenicy ozimej, rzepaku i ziemniaka. Było to wynikiem wysokiej wydajności energetycznej oraz niskich nakładów energii w stosowanym systemie uprawy. Wielkość emisji GHG w uprawie miskanta była dwukrotnie większa niż wierzby, a efektywność energetyczna o 44% mniejsza. Wyższe emisje GHG oszacowane w uprawie miskanta są wynikiem ponad dwukrotnie większego zużycia energii w procesie uprawy tej rośliny. Niższa efektywność energetyczna wynika z tego, że wysoka wartość energii uzyskana w produkcji miskanta nie jest w stanie zrównoważyć poniesionych nakładów na jednostkę uprawy. Szacowana emisja GHG dla uprawy miskanta była wyższa niż dla ziemniaka, pszenicy ozimej i wierzby. Przeprowadzona analiza wykazała, że uprawa rzepaku powoduje największe emisje GHG i charakteryzuje się niską efektywnością energetyczną. Wysokie wartości emisji GHG są następstwem stosowania dużych dawek nawozów azotowych. Efektywność energetyczna rzepaku jest sześciokrotnie mniejsza niż wierzby oraz czterokrotnie mniejsza niż miskanta. Jest to wynikiem dużej ilości energii zużytej w procesie produkcji i plonów o małej wartości energetycznej w porównaniu z wierzbą i miskantem. **Oszacowane dane, zgodne z wynikami innych prac, potwierdzają pozytywny wpływ uprawy wierzby i miskanta na środowisko.**

W ramach zadania Programu Wieloletniego „Ocena możliwości i wykorzystania odnawialnych źródeł energii pochodzenia rolniczego oraz ich wpływ na środowisko i bezpieczeństwo żywnościowe Polski” (PIB 1.4) oszacowano przy użyciu modelu DNDC wielkość emisji GHG z uprawy miskanta w Polsce z uwzględnieniem jakości gleb (zał. 4 poz. II.A.4). Szacunki wykonano dla gleby ciężkiej (czarna ziemia – kompleks zbożowo-pastewny) i średniej (kompleks żytni bardzo dobry). Plony biomasy uzyskane z uprawy miskanta na glebach średnich były większe o 6% w porównaniu z plonami z gleb ciężkich. Na obu rodzajach gleb absorpcja  $\text{CH}_4$  przez glebę była zbliżona. Na podstawie przeprowadzonych symulacji stwierdzono, że na glebach ciężkich emisja  $\text{N}_2\text{O}$  wynosiła  $3,48 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ , podczas gdy na glebach średnich  $1,33 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ . Gleby kompleksu żytniego w uprawie miskanta posiadały o 77% większy potencjał sekwestracji węgla niż gleby kompleksu zbożowo-pastewnego. Duża możliwość wiązania węgla w glebie ma wpływ na wielkość potencjału globalnego ocieplenia. Z przeprowadzonych symulacji wynika, że uprawa miskanta wpływa

pozytywnie na środowisko, ponieważ powoduje zmniejszenie GWP o 502 kg eq. CO<sub>2</sub>·ha<sup>-1</sup> na glebach ciężkich i o 3224 kg eq. CO<sub>2</sub>·ha<sup>-1</sup> na glebach średnich. Oszacowane wielkości emisji GHG wskazują, że uprawa mискanta na glebach średnich wpływa korzystniej na środowisko niż uprawa na glebach ciężkich. **Uzyskane wyniki potwierdzają wyniki innych badano pozytywnym wpływie uprawy roślin wieloletnich na środowisko.**

Model DNDC został również użyty do oszacowania emisji N<sub>2</sub>O, zawartości węgla w glebie oraz weryfikacji hipotezy, że akumulacja węgla w glebie może zwiększyć ryzyko wymywania azotu w uprawie wierzby w Polsce (**zał. 4 poz. II.A.9**). Oszacowane wielkości emisji N<sub>2</sub>O były większe niż obliczone według poziomu 1 IPCC, ale różnica nie była istotna statystycznie. Oszacowana według modelu DNDC wielkość emisji odpowiadała 1,35% zastosowanej dawki azotu. Wyższe wielkości emisji N<sub>2</sub>O wynikały z uwzględnienia w przeprowadzonych symulacjach warunków meteorologicznych (temperatury i opadów). Na podstawie przeprowadzonych symulacji stwierdzono, że uprawa wierzby powoduje absorbcję 2,86 Mg eq. CO<sub>2</sub>·ha<sup>-1</sup>, co odpowiada sekwestracji 0,76 Mg C·ha<sup>-1</sup>. Wielkość ta mieści się w przedziale podawanym przez innych autorów (Smith 2004, Styles i Jones 2007). Przeprowadzone symulacje wykazały brak statystycznej istotności zależności między wzrostem zawartości węgla w glebie a stratami azotu. Na podstawie przeprowadzonej analizy wrażliwości modelu stwierdzono, że opady mają największy wpływ (99,6% zmienności) na wymywanie azotanów (NO<sub>3</sub>) z gleby. Temperatura zaś w 45,2% wyjaśniała zmienność emisji N<sub>2</sub>O. Wzrost temperatury powodował większe emisje N<sub>2</sub>O jako wynik wzmożonej aktywności bakterii w glebie. **Symulacje wykonane przy użyciu modelu DNDC potwierdziły istnienie zależności pomiędzy temperaturą, opadami i wielkością emisji N<sub>2</sub>O. Model DNDC jest dobrym narzędziem do oceny wpływu uprawy wierzby na środowisko.**

W wielu publikacjach można znaleźć oszacowania potencjału technicznego uprawy roślin energetycznych dla Europy Wschodniej, w tym Polski. Oszacowana powierzchnia użytków rolnych, którą można przeznaczyć pod uprawę biomasy na cele energetyczne waha się od 2,2 do 4,1 mln ha. Szacunki te zostały wykonane przy użyciu modeli ekonomicznych, które nie uwzględniały warunków agroklimatycznych, rodzaju gleb, zasobów wodnych i uwarunkowań organizacyjnych polskiego rolnictwa. Dlatego też dokonano oceny potencjału technicznego uprawy tych roślin uwzględniając zasady dobrej praktyki rolniczej oraz kryteria zrównoważonej produkcji określone przez RED (**zał. 4 poz. II.A.2**). Analizę wykonano wykorzystując system informacji geograficznej (GIS). Z wykonanej analizy wynika, że w Polsce po uprawę roślin energetycznych można przeznaczyć około 1,59 mln ha użytków rolnych. Potencjał techniczny uprawy roślin energetycznych w Polsce jest zróżnicowany regionalnie. **Wykonana analiza uzupełniła szacunki potencjału produkcji biomasy w Polsce, jakie były wykonywane wcześniej.**

W kolejnej pracy w ramach zadania PIB 1.4 dokonano oszacowania ceny biomasy, która powinna być płacona rolnikom (**zał. 4 poz. II.A.3**). W wyniku

przeprowadzonej analizy stwierdzono, że uprawa roślin energetycznych jest mało konkurencyjna w stosunku do pozostałych upraw. Ceny uzyskane z produkcji biomasy nie pokrywają kosztów założenia i prowadzenia plantacji. Dlatego też, wykorzystując model stochastyczny, oszacowano jednostkową cenę, jaką powinien otrzymać rolnik, aby uprawa roślin energetycznych była opłacalna. Skalkulowana cena uwzględniała ryzyko związane z uprawą roślin energetycznych, jakie ponosi rolnik.

## **Ad. 2. Oszacowanie emisji GHG w uprawach roślin jednorocznych w zależności od wielkości nawożenia azotowego, rodzaju nawozu i sposobu uprawy**

W ostatnich latach znacząco zwiększył się areal uprawy kukurydzy, co wynika z jej wykorzystania nie tylko na paszę ale też do produkcji biopaliw. Dlatego, dokonano oceny wpływu uprawy tej rośliny na środowisko. Szacunki zostały wykonane przy użyciu metody LCA i kalkulatora BioGrace na podstawie danych z 275 gospodarstw uprawiających kukurydzę wybranych z bazy Polskiego FADN (**zał. 4 poz. II.A.10**). Liczba gospodarstw w poszczególnych województwach odzwierciedlała udział kukurydzy w strukturze zasiewów i stanowiła 3% ogółu gospodarstw uprawiających kukurydzę na cele paliwowe. Technologia uprawy kukurydzy jest taka sama niezależnie od jej finalnego wykorzystania. W wyniku przeprowadzonych badań ankietowych zebrano dane dotyczące plonu nasion ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ), ich wilgotności (%), dawek zastosowanych nawozów (N, CaO,  $\text{P}_2\text{O}_5$ ,  $\text{K}_2\text{O}$ ), środków ochrony ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) oraz zużytego oleju napędowego ( $\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}$ ). Na podstawie analizy regresji wielorakiej stwierdzono, że optymalne dawki N w uprawie kukurydzy wynoszą od 120 do 140 kg azotu w czystym składniku przy średnim plonie dla całej próby wynoszącym  $6,68 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ . Analizy wykazały, że zgodnie z dyrektywą RED ograniczenie emisji GHG o 35% jest możliwe przy dawkach 120 i 140  $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ , zastosowaniu każdego rodzaju nawozu azotowego w uprawie płuznej. Wymóg ograniczenia emisji GHG w uprawie kukurydzy, o co najmniej 50% od 2017 r. zostanie spełniony tylko po wdrożeniu uproszczonego systemu uprawy. Od 2018 r. dalsze ograniczenie wielkości emisji GHG o 60% jest możliwe tylko przy zastosowaniu technologii uprawy opartej na siewie bezpośrednim.

Podobna analiza została wykonana dla uprawy rzepaku (**zał. 4 poz. II.A.7**). Dane do analizy pochodziły z 1217 gospodarstw. Wybrana próba stanowiła 3% populacji gospodarstw uprawiających rzepak na cele energetyczne. Na podstawie analizy regresji wielorakiej stwierdzono, że optymalne dawki N w uprawie rzepaku wynosiły od 150 do 180 kg azotu w czystym składniku przy średnim plonie dla całej próby wynoszącym  $3,28 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ . Analizy wykazały, że zgodnie z dyrektywą RED ograniczenie emisji GHG o 35% jest możliwe przy dawkach 150 i 180  $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ , zastosowaniu każdego rodzaju nawozu azotowego w uprawie płuznej. Wymóg ograniczenia emisji GHG w uprawie rzepaku o co najmniej 50% od 2017 r. zostanie spełniony tylko przy dawce azotu  $150 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  i zastosowaniu RSM lub mieszanki Saletraku i Saletry amonowej w uprawie uproszczonej. Redukcja emisji GHG o co najmniej 60% będzie możliwa tylko przy dawce  $150 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  dla każdego pełnego asortymentu nawozów w uprawie siewu bezpośredniego. **Otrzymane wyniki wskazują na pilną potrzebę zmiany technologii uprawy kukurydzy i rzepaku. Poprawa**

## **agrotechniki wpłynie na ograniczenie wielkości emisji GHG i wypełnienie wymogów dotyczących ochrony środowiska.**

W kolejnych pracach przedstawiono optymalizację nawożenia N oraz analizy ryzyka ograniczenia emisji GHG w zależności od wielkości plonu i zastosowanej dawki nawożenia azotowego (**zał. 4 poz. II.A.8, zał. 4 poz. II.A.11**). W wyniku przeprowadzonych analiz oszacowano, że przy dawkach azotu z zakresu 150-180 kg N·ha<sup>-1</sup> w produkcji rzepaku redukcja emisji o 2 g CO<sub>2</sub> eq·MJ<sup>-1</sup> może zostać osiągnięta tylko przy średniorocznym wzroście plonu rzepaku o 7,1% w odniesieniu do średniego plonu z GUS. Wielkość oszacowanej redukcji emisji dla pszenicy ozimej dla dawek azotu od 90 do 160 kg·ha<sup>-1</sup> wynosi 1,7 g CO<sub>2</sub> eq·MJ<sup>-1</sup> przy wzroście plonów o 7,9% w porównaniu ze średnim plonem z rocznika statystycznego. Notowane w ostatniej dekadzie średnioroczne wzrosty statystycznych plonów pszenicy ozimej kształtują się na poziomie 2,5%, a dla rzepaku są mniejsze niż 2%.

### **Ad. 3. Opracowywanie projekcji plonów pszenicy, kukurydzy i wydajności mlecznej krów**

W związku z obawami dotyczącymi zapewnienia bezpieczeństwa żywności wzrasta znaczenie długoterminowych analiz w rolnictwie. Do sporządzania projekcji prognoz wykorzystuje się metody ekonometryczne i modele. Istnieje wiele modeli wykorzystywanych do badania wpływu zmian klimatu na rolnictwo. Jednym z nich jest model CAPRI (The Common Agricultural Policy Regional Impact), który prognozuje zmiany w ujęciu globalnym i regionalnym w zależności od typu i wielkości gospodarstw. Dane wykorzystywane w modelu dotyczące zmian w wielkości produkcji pochodzą z baz EUROSTAT, FAO, OECD i FADN i zawierają dane dla 27 krajów członkowskich UE, Norwegii, Turcji oraz krajów bałkańskich. W ramach projektu Modelling European Agriculture with Climate Change for Food Security dokonałam projekcji zmian wielkości wydajności mlecznej krów oraz zmian wielkości plonów pszenicy i kukurydzy (**zał. 4 poz. II.B.16, II.B.17, poz. II.B.18**). Analizy sporządziłam z użyciem modelu CAPRI dla referencyjnego scenariusza socjoekonomicznego. Założenia przyjęte w tym scenariuszu na lata 2030 i 2050 były następujące: ceny, plony, wielkość produkcji, wykorzystanie ziemi, konsumpcja, wzrost PKB oraz handel są zgodne z makro wskaźnikami będącymi kontynuacją dotychczasowych trendów. Rokiem bazowym przyjętym do analiz był rok 2010. Z przeprowadzonych analiz wynika, że utrzyma się trend wzrostowy w wydajności mlecznej krów. Będzie to następstwem kontynuacji wdrażania postępu genetycznego w hodowli zwierząt, stosowania nowoczesnych technologii zadawania pasz, specjalizacji i koncentracji produkcji. Symulacje wykonane w modelu CAPRI prognozują, że w Polsce wzrosty wydajności mlecznej będą większe niż średnia dla UE 27 i UE 15, co sugeruje, że zmiany zachodzące w sektorze mleczarskim w Polsce będą zachodzić szybciej niż w pozostałych krajach UE. W Polsce też większe będą wzrosty plonów pszenicy. Wzrost plonowania będzie możliwy poprzez wdrożenie nowych odmian pszenicy przystosowanych do niekorzystnych warunków glebowo-klimatycznych oraz wskutek zmian organizacyjno-ekonomicznych w gospodarstwach. Pszenica jest podstawowym

zbożem, a wielkość uzyskiwanych plonów stanowi główny czynnik wpływający na opłacalność uprawy. Kolejną rośliną o dużym znaczeniu gospodarczym jest kukurydza, która wykorzystywana jest jako składnik pasz w nowoczesnej technologii żywienia zwierząt, a w ostatnich latach również jako surowiec energetyczny wykorzystywany do produkcji etanolu i biogazu. W latach 2000–2013 produkcja kukurydzy w Polsce wzrosła z 9,23 do 40,4 mln ton. Było to wynikiem zwiększenia powierzchni zasiewów o ponad 400%. W 2010 roku średni plon kukurydzy w Polsce wynosił  $60 \text{ dt}\cdot\text{ha}^{-1}$  i był mniejszy o 12% niż średni plon dla 27 krajów UE. Według modelu CAPRI, w 2030 roku w 27 krajach UE prognozuje się średnio 27% wzrost plonów kukurydzy w porównaniu z 2010 rokiem. W Polsce przewidywany jest wzrost na poziomie 26%, czyli do  $76 \text{ dt}\cdot\text{ha}^{-1}$ . Wzrost plonowania będzie możliwy dzięki wdrożeniu nowych odmian kukurydzy przystosowanych do zmieniających się warunków klimatycznych oraz zastosowaniu właściwej agrotechniki.

Do najważniejszych osiągnięć w zakresie pozostałego dorobku naukowego należy zaliczyć:

1. Wykorzystanie uproszczonej metody LCA do oszacowania wielkości emisji GHG i efektywności energetycznej dla roślin jednorocznych i wieloletnich, które mogą być uprawiane na cele energetyczne.
2. Wykorzystanie modelu DNDC do oszacowania wielkości emisji GHG z uprawy miskanta na glebach ciężkich i średnich.
3. Wykorzystanie modelu DNDC do oszacowania wielkości emisji  $\text{N}_2\text{O}$  i sekwestracji węgla w uprawie wierzby.
4. Oszacowanie z potencjału technicznego uprawy wieloletnich roślin energetycznych w Polsce z uwzględnieniem zasad dobrej praktyki rolniczej i kryteriów zrównoważonej produkcji rolniczej określonej w dyrektywie RED.
5. Określenie warunków spełnienia ograniczeń emisji GHG zawartych w dyrektywie RED przy uprawie roślin jednorocznych.
6. Wykorzystanie modelu CAPRI do przygotowania projekcji zmian plonów pszenicy, kukurydzy i wydajności mlecznej krów na lata 2030 i 2050, oraz zdefiniowania czynników które będą je kształtować.

## **6. Zestawienie dorobku naukowo-badawczego**

Mój dotychczasowy dorobek naukowy łącznie z pracami stanowiącymi Osiągnięcie obejmuje:

Liczba publikacji z listy JCR – 17

Liczba publikacji poza międzynarodowymi bazami danych – 11

Raporty z realizacji projektów – 7

Sumaryczny Impact Factor publikacji – 8,765

Liczba punktów według listy MNiSW – 377 (liczonych według lat wydania)

Liczba cytowań publikacji według bazy Web of Science – 25

Liczba cytowań publikacji według bazy Scopus – 38

Indeks Hirscha opublikowany według bazy Web of Science – 3

Indeks Hirscha opublikowany według bazy Scopus – 4

Spośród 31 prac naukowych 19 prac napisanych jest w języku angielskim, z czego 17 opublikowano w czasopiśmie z Impact Factor.

Tabela 1. Syntetyczne zestawienie dorobku naukowego

Lp.	Rodzaj publikacji	Język	Prace po doktoracie		Łącznie
			indywidualne	zbiorowe	
1	W czasopiśmie z Impact Factor	A	0	17	17
2	Prace oryginalne opublikowane w czasopiśmie recenzowanych	A	0	1	1
		P	5	5	10
3	Rozdziały w monografiach	A	0	1	1
		P	0	1	1
4	Monografie	A	0	0	0
		P	0	1	1
<i>Razem I</i>			5	26	31
<i>Inne prace</i>					
5	Raporty	A	0	7	7
		P	0	2	2
6	Referaty na konferencjach, warsztatach naukowych oraz spotkaniach projektowych	A	14	8	22
		P	8	1	9
7	Publikacje w wydawnictwach konferencyjnych	A	0	8	8
		P	0	4	4
8	Postery	A	0	16	16
		P	1	0	1
<i>Razem II</i>			24	45	67
<i>Łącznie I+II</i>			28	72	100

Tabela 2. Zestawienie dorobku z uwzględnieniem oceny punktowej czasopism wg MNiSW oraz IF za rok publikacji.

Lp.	Nazwa czasopisma	Liczba publikacji	Liczba punktów wg MNiSW za dany rok <sup>a</sup>	Sumaryczna ilość punktów wg MNiSW	Sumaryczny IF za rok wydania
<i>A. Publikacje naukowe w czasopismach znajdujących się w bazie Journal Citation Reports (JRC)</i>					
1	Polish Journal of Environmental Studies	1	13	13	0,508
2	Polish Journal of Environmental Studies	1	15	15	0,871
3	Journal of Food, Agriculture & Environment	14	15	210	6,160
4	Plant, Soil and Environment	1	30	30	1,226
<i>Razem A</i>		17		268	8,765
<i>B. Publikacje naukowe w czasopismach międzynarodowych lub krajowych innych niż znajdujące się w bazie, o której mowa w pkt. A</i>					
5	Roczniki Naukowe Stowarzyszenia Ekonomistów Rolnictwa i Agrobiznesu	1	6	6	-
6	Roczniki Naukowe Stowarzyszenia Ekonomistów Rolnictwa i Agrobiznesu	1	7	7	-
7	Roczniki Naukowe Stowarzyszenia Ekonomistów Rolnictwa i Agrobiznesu	6	8	48	-
8	Woda-Środowisko- Obszary Wiejskie	1	5	5	-
9	Zagadnienia Doradztwa Rolniczego	1	2	2	-
10	Monografie w języku polskim	1	20	20	-
11	Rozdziały monografii w języku polskim	1	4	4	-
12	Rozdziały monografii w języku angielskim	1	7	7	-
13	Journal of Food, Agriculture & Environment	1	-	10	-
<i>Razem B</i>		14		109	-
<i>Razem A+B</i>		31		377	8,765

<sup>a</sup> - Liczba punktów za publikacje zgodnie z rokiem opublikowania według Wykazu Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego

*Alina Syp*