

## **AUTOREFERAT**

### **Opis dorobku i osiągnięć naukowych**

---

Dr inż. Krzysztof Różyło

Zakład Ekologii Rolniczej

Katedra Herbologii i Technik Uprawy Roślin

Wydział Agrobiotechnologii

Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie

---

---

Lublin 2018

## SPIS TREŚCI

1. Dane personalne .....	3
2. Posiadane dyplomy i stopnie naukowe .....	3
3. Informacja o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych .....	3
4. Wskazanie osiągnięcia .....	4
4.1. Tytuł osiągnięcia .....	4
4.2. Wykaz publikacji monotematycznych będących podstawą osiągnięcia .....	4
4.3. Omówienie celu naukowego ww. prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania .....	5
- WPROWADZENIE .....	5
- CEL I ZAKRES OSIĄGNIĘCIA .....	7
- MATERIAŁY I METODY BADAŃ .....	9
- WYNIKI BADAŃ .....	13
- PODSUMOWANIE OSIĄGNIĘCIA .....	25
- LITERATURA .....	26
5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych .....	29
5.1. Osiągnięcia przed uzyskaniem stopnia doktora.....	29
5.2. Osiągnięcia po uzyskaniu stopnia doktora.....	30
6. Osiągnięcia dydaktyczne, organizacyjne i popularyzatorskie .....	34
7. Zestawienie liczbowe osiągnięć .....	35

**1. Dane personalne**

Imię i nazwisko Krzysztof Różyło  
 Bystrzejowice Pierwsze 98A; 21-050 Piaski  
 Pesel 75030608957; (tel. 790509779)  
 Miejsce pracy Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie  
 Wydział Agrobioinżynierii  
 Katedra Herbologii i Technik Uprawy Roślin  
 Zakład Ekologii Rolniczej  
 ul. Akademicka 13; 20-950 Lublin  
 krzysztof.rozylo@up.lublin.pl

**2. Posiadane dyplomy i stopnie naukowe (data uzyskania)**

28.06.1999 Akademia Rolnicza w Lublinie, Wydział Rolniczy, Instytut Genetyki i Hodowli Roślin. Tytułu zawodowy: magister inżynier, specjalność: agronomia (wynik bardzo dobry). Tytuł pracy: Struktura plonu i zawartości białka w liniach pszenicy z dodanymi i podstawionymi chromosomami żyta, promotor: dr hab. Maria Chrzęstek

30.08.2000 Akademia Rolnicza w Lublinie, Międzywydziałowe Studium Zarządzania i Agrobiznesu (wynik bardzo dobry)

28.06.2005 Akademia Rolnicza w Lublinie, Wydział Rolniczy, Katedra Ekologii Rolniczej, Stopień naukowy: doktor nauk rolniczych w zakresie agronomii, specjalność: *ekologia rolnicza*. Tytuł rozprawy: Wpływ systemu nawożenia na plonowanie i zachwaszczenie ziemniaka jadalnego na glebie lekkiej i ciężkiej, promotor: prof. dr hab. Edward Pałys

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

01.10.1999 -20.09.2005 Stanowisko: *asystent*  
 Akademia Rolnicza w Lublinie  
 Wydział Rolniczy  
 Katedra Ekologii Rolniczej

21.09.2005 - obecnie Stanowisko: *adiunkt*  
 Akademia Rolnicza w Lublinie - Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie  
 Wydział Rolniczy - Wydział Agrobioinżynierii  
 Katedra Ekologii Rolniczej - Zakład Ekologii Rolniczej  
 Katedra Herbologii i Technik Uprawy Roślin

**4. Wskazanie osiągnięcia wynikającego 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. 2016 r. poz. 882 ze zm. w Dz. U. z 2016 r. poz. 1311.)**

**4.1. Tytuł osiągnięcia naukowego:**

**Ocena potencjału nawozowego odpadu organicznego z biogazowni i mineralnego z przemysłu wydobywczego w kontekście ich toksyczności, oddziaływania na plonowanie, fitochemiczne właściwości oraz bioakumulacje metali ciężkich ziarna pszenicy ozimej i nasion rzepaku ozimego**

**4.2. Wykaz publikacji monotematycznych będących podstawą osiągnięcia**

L.p.	Autorzy, rok wydania, tytuł, czasopismo, numer, strony.
<b>O1</b>	<b>Różyło K.</b> , Oleszczuk P., Joško I., Kraska P., Kwiecińska-Poppe E., Andruszczak S. 2015. An ecotoxicological evaluation of soil fertilized with biogas residues or mining waste. <i>Environmental Science and Pollution Research</i> 22: 7833–7842. ( <b>30 pkt</b> MNiSW, <b>IF = 2,760</b> ; <b>IF<sub>5-years</sub> = 2,876</b> (udział własny 70%))
<b>O2</b>	Stefaniuk M., Bartmiński P., <b>Różyło K.</b> , Dębicki R., Oleszczuk P. 2015. Ecotoxicological assessment of residues from different biogas production plants used as fertilizer for soil. <i>Journal of Hazardous Materials</i> 298: 195–202. ( <b>45 pkt</b> MNiSW, <b>IF = 4,836</b> ; <b>IF<sub>5-years</sub> = 5,641</b> (udział własny 10%))
<b>O3</b>	<b>Różyło K.</b> , Gawlik-Dziki U., Świeca M., Różyło R., Pałys E. 2016. Winter wheat fertilized with biogas residue and mining waste - yielding and the quality of grain. <i>Journal of the Science of Food Agriculture</i> 96: 3454–3461. ( <b>35 pkt</b> MNiSW, <b>IF = 2,463</b> ; <b>IF<sub>5-years</sub> = 2,430</b> (udział własny 70%))
<b>O4</b>	<b>Różyło K.</b> , Świeca M., Gawlik-Dziki U., Andruszczak U., Kwiecińska-Poppe E., Kraska P. 2017. Phytochemical properties and heavy metal accumulation in wheat grain after three years' fertilization with biogas digestate and mineral waste. <i>Agricultural and Food Science</i> 26 (3): 148–159. ( <b>30 pkt</b> MNiSW; <b>IF = 0,580</b> ; <b>IF<sub>5-years</sub> = 1,494</b> (udział własny 75%))
<b>O5</b>	<b>Różyło K.</b> , Andruszczak S., Kwiecińska-Poppe E., Różyło R., Kraska P. 2019. Effect of three years' application to the soil of biogas digestate and mineral waste on phytochemical quality of rapeseeds. <i>Polish Journal of Environmental Studies</i> 28(2): 1–11, DOI: 10.15244/pjoes/85070. ( <b>15 pkt</b> MNiSW, <b>IF = 1,120</b> ; <b>IF<sub>5-years</sub> = 1,144</b> (udział własny 80%))

<b>Łącznie:</b> Punkty MNiSW *	<b>= 155</b>
IF według JCR by Web of Science **	<b>= 11,759</b>
IF <sub>5-years</sub> według JCR by Web of Science **	<b>= 13,585</b>

\* – w roku opublikowania pracy (w przypadku prac z 2017 i 2018 roku przyjęto punktację z listy z dnia 17 grudnia 2016)

\*\* – w roku opublikowania pracy (w przypadku pracy na rok 2019 podano ostatni dostępny w JCR)

Mój bezpośredni wkład w powyższe publikacje (O1, O3-O5) obejmował: autorstwo hipotez i koncepcji badań, zorganizowanie materiałów do badań, przeprowadzenie eksperymentu wazonowego i polowego, wykonanie badań laboratoryjnych (O1, O3, O4, częściowo O5). Ponadto wykonałem obliczenia statystyczne, opracowanie, opis i dyskusję wyników, zajmowałem się pisaniem manuskryptów i ich formatowaniem do wybranych czasopism. Pełniłem również funkcje autora korespondencyjnego (z wyłączeniem O1) oraz wykonywałem korekty i odpowiedzi na uwagi i sugestie recenzentów i redaktorów czasopism.

Udział w publikacji będącej osiągnięciem O2 polegał na uzyskaniu zgody na pobranie i pobraniu materiałów do badań w postaci masy pofermentacyjnej z różnych biogazowni oraz ich przygotowaniu do analiz laboratoryjnych. Ponadto brałem udział w opracowaniu hipotezy badań, procesie korekt i edycji wybranych fragmentów manuskryptu przed i po recenzjach.

### **4.3. Omówienie celu naukowego ww. prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania**

#### **WPROWADZENIE**

Problemy ochrony środowiska, w szczególności wyzwania związane ze zwiększaniem recyklingu biomasy do zwiększenia wydajności produkcji rolniczej skutkują próbami wykorzystania różnych odpadów organicznych i mineralnych. Jedną z metod zwiększania wydajności w produkcji rolnej jest wykorzystanie pozostałości wytworzonych podczas procesu metanogenezy w biogazowni, tj. masy pofermentacyjnej (zwanej również - gnojowicą pofermentacyjną, pozostałością pofermentacyjną lub pofermentem; ang. „biogas digestate – BD” lub „biogas residue – BR”).

Masa pofermentacyjna dodana do gleby poprawia jej właściwości fizyczne i chemiczne, a ponadto zwiększa plon roślin i zmniejsza w nich zawartość azotanów w porównaniu do

syntetycznego nawożenia mineralnego. Z punktu widzenia gleboznawczego, poferment zwiększa również zawartość węgla organicznego w glebie i obniża szybkość jego przemian w porównaniu z nieprzefermentowanymi materiałami organicznymi (Chen i in. 2012, Lopodota i in. 2013). Poferment zawiera więcej azotu mineralnego (60-70% N całkowitego) w porównaniu do innych nawozów organicznych (np. kompost, obornik bydlęcy – 6-30% N całkowitego) (Svensson i in. 2004, Albuquerque i in. 2012). W zależności od surowców wykorzystywanych do produkcji biogazu masa pofermentacyjna może znacznie różnić się pod względem zawartości i proporcji mikro- i makroelementów (Demirel i in. 2013, Solé-Bundó i in. 2017).

Azot mineralny zawarty w masie pofermentacyjnej jest łatwo dostępny dla roślin. Niestety niewykorzystany szybko uwalnia się z gleby, a tym samym może być niebezpieczny dla środowiska. Straty azotu po nawożeniu pofermentem mogą być wyższe w porównaniu z innymi typami nawozów organicznych i mogą być porównywalne do syntetycznych nawozów mineralnych, szczególnie w glebach o małej retencji minerałów. Efektywne nawożenie pofermentem powinno uwzględniać jego właściwości, co oznacza stosowanie małych dawek dostosowanych do wymagań rośliny uprawnej i właściwości gleby (Albuquerque i in. 2012, Lopodota i in. 2013). Spełnienie tego warunku jest jednak trudne a czasami nawet niemożliwe ze względów technicznych i organizacyjnych (gabaryty i masa sprzętu do aplikacji na polu powodujące zależność od warunków pogodowych).

Innym kierunkiem poszukiwań zwiększania agronomicznej wydajności gleb lekkich są odpady mineralne w postaci skał ilastych. Skały ilaste mają stosunkowo dużą zdolność sorpcji związków organicznych i nieorganicznych (Koutsopoulou i in. 2010, Jabłońska 2012). Wprowadzenie tych skał do lekkich gleb bielcowych działa strukturotwórczo, polepsza rozkład, wielkość i gęstość porów, a co za tym idzie napowietrzenie gleby. Zwiększa powierzchnię netto cząstek gleby, zdolność retencji wody i składników odżywczych. W zależności od składu skał ilastych może też zwiększyć się zawartość minerałów i ich biodostępność jako bezpośredni lub pośredni efekt zmian pH (Mader i in. 1997, Sudnitsyn 2015).

Zwiększenie zawartości i biodostępności minerałów dla roślin jest szczególnie ważne w odniesieniu do problemu wyjałowienia gleb. Przekłada się to na ogólny potencjał plonowania. Minerale ilaste mogą również zmieniać ilość i dostępność zanieczyszczeń w glebie, w tym metali ciężkich. Ponadto mobilność i biodostępność metali i metaloidów w glebach zmienia się często w sposób nieprzewidywalny w zależności od modyfikacji gleby (Violante i in. 2010, Lim i in. 2013).

Żywność, oprócz dostarczania głównych składników odżywczych, powinna stanowić źródło biologicznie czynnych substancji regulujących procesy fizjologiczne konsumentów. Pszenica i rzepak są jednymi z najbardziej popularnych źródeł pokarmu i powinny mieć wysoką wartość odżywczą. Pszenica uprawiana w odpowiednich warunkach zawiera wiele mikro- i makroelementów, jak również związki fenolowe o dobrze udokumentowanej aktywności przeciwutleniającej (Hung i in. 2011, Gawlik-Dziki i in. 2012). Olej rzepakowy natomiast stanowi (po oleju palmowym i sojowym) jedno z najważniejszych źródeł endo- i egzogennych lipidów jako najbardziej elementarnych składników odżywczych dla ludzi. Olej rzepakowy ma ponadto najkorzystniejszy dla człowieka stosunek kwasów tłuszczowych nasyconych oraz jednonienasyconych i wielonienasyconych. Olej rzepakowy ma też korzystny udział i proporcje omega-3 do omega-6 w ogólnej zawartości kwasów tłuszczowych. Egzogennymi (niezbędnymi) kwasami tłuszczowymi dla ludzkiego organizmu są kwasy polienowe z podwójnymi wiązaniami w pozycji n3 (omega-3) i n6 (omega-6). Oznacza to, że dla prawidłowego działania procesów metabolicznych muszą być dostarczone z pokarmem (Brenna i in. 2009, Orsavova i in. 2015).

Podstawową rolę w kształtowaniu jakości produkcji roślinnej odgrywa nawożenie, modelując ilościowe i jakościowe zmiany w składzie biochemicznym ziarna i nasion. Zmiana składu chemicznego i właściwości fizycznych gleby po wprowadzeniu odpadów może zakłócać równowagę jonową gleby. W odpowiedzi na zmieniające się warunki środowiskowe, rośliny modyfikują swój metabolizm i pobieranie elementów, w tym jonów metali ciężkich i innych zanieczyszczeń. Bioakumulacja metali ciężkich jest także powiązana z mechanizmami fizjologii roślin ułatwiającymi pobieranie pierwiastków w warunkach ich niedoboru w glebie (zwłaszcza fosforu i manganu). Niedobór mikro- i makroelementów w glebie powoduje wydzielanie karboksylanów i fenoli przez korzenie roślin (Clemens i in. 2002, Gherardi i Rengel 2004). Związki te zwiększają biologiczną przyswajalność pierwiastków odżywczych i niestety zwiększa się też dostępność metali ciężkich. Dlatego skład i jakość żywności pochodzenia roślinnego może ulegać zmianie w nieprzewidywalny sposób (Świeca i in. 2012, Gawlik-Dziki i in. 2013, Allah i in. 2015).

#### CEL I ZAKRES OSIĄGNIĘCIA

Hipoteza badawcza niniejszych badań zakładała, że modyfikacja lekkiej gleby bielicowej poprzez zastosowanie odpadów organicznych z biogazowni (masa pofermentacyjna) i mineralnych z przemysłu wydobywczego (skała ilasta) umożliwią uzyskanie plonu ziarna pszenicy ozimej i nasion rzepaku ozimego w ilości i jakości istotnie

wyższej od gleby kontrolnej bez nawożenia i porównywalnej z glebą z syntetycznym nawożeniem mineralnym. Wynikać miało to z poprawy właściwości fizycznych i chemicznych gleby po dodaniu badanych materiałów, a co za tym idzie polepszeniem warunków rozwoju roślin uprawnych. Uznanie nawożenia odpadami jako alternatywę dla syntetycznego nawożenia mineralnego pozwoliła by jednocześnie na zagospodarowanie odpadów, zmniejszenie zużycia nawozów syntetycznych i zwiększenie efektywności produkcji roślinnej.

Agronomiczne wykorzystanie materiałów niestandardowych i odpadów wymaga jednak określenia ryzyka wystąpienia niepożądanych skutków i ewentualnie zaproponowania sposobów ich redukcji. Pomimo rosnącego zainteresowania wykorzystaniem odpadów do nawożenia roślin, brakuje kompleksowych badań nad skutecznością tego typu zabiegów i ich wpływem na biochemiczne zmiany uprawianych roślin, a co za tym idzie na wartość odżywczą i prozdrowotną dla człowieka i zwierząt hodowlanych.

Ideą badań przedstawionych w publikacji O1 niniejszego cyklu była ocena toksyczności pofermentu i skały karbońskiej oraz gleby z różnymi dawkami tych odpadów na przedstawicieli flory i fauny glebowej. Celem pracy było również przybliżenie się do określenia optymalnych dawek odpadów w warunkach polowych, które przyniosą maksymalne efekty nawożenia z minimalnym ryzykiem dla bezpieczeństwa agroekosystemów. W pracy O2 cyklu oceniano właściwości ekotoksykologiczne pofermentów pochodzących z różnych biogazowni rolniczych, wyprodukowanych z różnych substratów, w odmiennych warunkach fermentacji (mezofilna i termofilna) oraz z rozdziałem na frakcję ciekłą i stałą.

Głównym celem badań i analiz opartych na eksperymencie polowym opisanych w pracach O3-O5 było przedstawienie wpływu nawożenia badanymi materiałami odpadowymi na plonowanie i wartość głównych składników odżywczych w ziarnie pszenicy ozimej (O3, O4) i nasionach rzepaku ozimego (O5). Punktami odniesienia było nawożenie konwencjonalne i brak nawożenia. Szczególną uwagę zwrócono także na potencjał prozdrowotny w tym: kompozycja kwasów fenolowych (O3), ilościowe i jakościowe zmiany związków z grupy polifenoli oraz zdolności przeciwutleniające ziarna pszenicy (O3, O4), a także skład kwasów tłuszczowych nasion rzepaku (O5). Dodatkowo określono oddziaływanie czynników eksperymentu na zawartość metali ciężkich w glebie oraz stopień ich pobierania i bioakumulacji w ziarnie pszenicy i nasionach rzepaku (O4 i O5).



## MATERIAŁY I METODY BADAŃ

Metodyka badań polegała na przeprowadzeniu dwóch rodzajów eksperymentów: wazonowych (O1 i O2) i polowego (O3, O4 i O5).

### **Eksperymenty wazonowe i testy ekotoksykologiczne**

Badania nad zagadnieniem osiągnięcia O1 rozpoczęto w 2013 roku przeprowadzając eksperyment wazonowy. Wazony z tworzywa sztucznego (16 litrów) napełniono glebą biellicową, do której dodano poferment (biogas digestate - BD) lub mineralne odpady wydobywcze (mudstone - MS) w postaci mułowej skały karbońskiej. Gleba testowa to gleba biellicowa (podzolic soil – PS opisana w części dotyczącej eksperymentu polowego) pochodząca z gospodarstwa Doświadczalnego Bezek (N: 51.200696 E: 23.293073) zlokalizowanego w woj. Lubelskim (powiat chełmski, gmina Siedliszcze). BD dodano do gleby w dawce 1,5 i 3%, co odpowiadało 3,4 i 6,8 t suchej masy BD ha<sup>-1</sup>. MS dodano w ilości 10 i 20%, co odpowiadało 232,5 i 465 t suchej masy MS ha<sup>-1</sup>. Podstawą do ustalenia powyższych stężeń była zawartość makroskładników w badanych materiałach. Doświadczenie realizowano przez 12 miesięcy w temperaturze 20-22 °C i utrzymywano wilgotność na poziomie 50% ppw (polowa pojemność wodna). Po 6 miesiącach glebę napowietrzono przesypując ją do pojemnika, mieszając i wsypując ponownie do wazonu. Próbkę gleby z wazonów pobrano bezpośrednio po rozpoczęciu eksperymentu, a także po 6 i 12 miesiącach od rozpoczęcia badania. Jako kontrolę zastosowano glebę bez dodatków.

Toksyczność gleby kontrolnej oraz gleby z dodatkami oceniano z pomocą testów Microtox® i Daphtoxkit F, wykorzystujących jako organizmy testowe bakterie (*Vibrio fischeri*) i skorupiaki (*Daphnia magna*). Test Microtox® polega na ocenie hamowania bioluminescencji bakterii *Vibrio fischeri*. W teście Daphtoxkit F™ śmiertelność *D. magna* określano po 24 i 48 godzinach (Daphtoxkit 1996). Dodatkowo oceniano fitotoksyczność gleb z dodatkiem odpadów stosując test Phytotoxkit F (Phytotoxkit 2004) z *Lepidium sativum*, jako organizmem testowym. Test polegał na określeniu zahamowania wzrostu korzeni po 72 godzinach ekspozycji roślin na badane gleby.

Materiał do badań będących osiągnięciem O2 został pobrany wiosną 2014 r. z 6 biogazowni rolniczych o różnym sposobie wytwarzania biogazu, zróżnicowanych substratach oraz z podziałem na frakcję ciekłą i stałą (w przypadku 3 biogazowni). Próbkę pofermentu (50 litrów z każdej biogazowni) wysuszone w temperaturze 30-35°C. Wysuszony materiał rozdrobniono, a następnie przesiano przez sito (2 mm) i poddano analizom. Oceniano

podstawowe właściwości fizykochemiczne oraz toksyczność za pomocą rozszerzonego zestawu organizmów testowych.

### **Charakterystyka materiałów odpadowych**

Poferment (biogas digestate BD) użyty w eksperymencie wazonowym (O1) i polowym (O3-O5) pobierano z biogazowni firmy Wikana Bioenergia Sp. z o.o. (Piaski, woj. lubelskie). Do produkcji energii wykorzystywano następujące surowce: kiszonka z kukurydzy (70%), wysłodki buraczane (15%), wytloki owocowe (5%), odpady z mleczarni (5%) i gnojowica z gospodarstw rolniczych (5%). Typ fermentacji: mezofilna (32-42°C). Odpady pofermentacyjne to mieszanina wody i przefermentowanej materii organicznej. Zawartość suchej masy w nieprzetworzonym BD stosowanym w badaniach wynosiła 8-9%. Całkowita zawartość węgla organicznego wynosiła  $633 \text{ g kg}^{-1}$ , a  $\text{pH} = 9,9$ . W kolejnych latach eksperymentu polowego BD pochodził z tej samej biogazowni, z substratami do produkcji biogazu od tych samych dostawców. Ponadto proporcje substratów i warunków fermentacji nie uległy istotnym zmianom, co umożliwiło stosowanie maksymalnie podobnych BD, co potwierdziła wrywkowa analiza podstawowych cech pofermentu w kolejnych latach.

Pofermenty z innych biogazowni (O2) przebadano i opisano pod kątem podstawowych cech fizykochemicznych oraz ekotoksykologicznym z rozdziałem na frakcję stałą i płynną. Wyniki tej pracy należy traktować jako badania charakterystyki pofermentów wytworzonych w innych biogazowniach, używających innego zestawu substratów i innych typów fermentacji.

Źródłem minerałów ilastych (O1, O3-O5) była odpadowa, karbońska skała mułowcowa (carboniferous mudstones – MS), stropowych lub spągowych przerostów obecnie eksploatowanych pokładów węgla kamiennego kopalni należącej do spółki węglowej "Bogdanka" S.A. (woj. lubelskie). Pod względem petrograficznym jest to mieszanina głównie ilowców i mułowców szybko ulegających wietrzeniu. Skład granulometryczny skały karbońskiej to: frakcja 200-120 mm = około 10%, frakcja 120-20 mm = 30-40%, frakcja 20-0,5 mm = 30-40%, a frakcja <0,5 mm = około 20%. Minerale te uzupełniają skupienia substancji organicznej (zawartość całkowitego węgla organicznego =  $281 \text{ g kg}^{-1}$ ;  $\text{pH} = 7,8$ ). Skład mineralny tego odpadu to głównie krzemionka ( $\text{SiO}_2 - 470 \text{ g kg}^{-1}$ ) oraz tlenki glinu ( $\text{Al}_2\text{O}_3 - 220 \text{ g kg}^{-1}$ ). Przez wszystkie lata do nawożenia używano tego samego MS, który został przywieziony przed rozpoczęciem eksperymentu polowego i był przechowywany pod przykryciem, a każdego roku wnoszono odpowiednią porcję na pole.

## **Eksperyment polowy**

Badania polowe prowadzono w latach 2013/2014, 2014/2015 i 2015/2016 w Gospodarstwie Doświadczalnym w Bezku (N: 51.200696 E: 23.293073), należącym do Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie. Eksperyment został założony w modelu bloków losowanych. Blok eksperymentu stanowił czynnik nawożenia. W każdym z bloków stosowano układ zmianowania: rzepak ozimy (odmiana „Chagall”) – pszenica ozima (odmiana „Tonacja”) – owies (nie będący elementem osiągnięcia) w trzech powtórzeniach. Gleba, na której prowadzono eksperyment to gleba bielkowa (podzolic soil - PS) kwaśna (pH = 4,4). Gleba ta miała niską zawartość N i średnią zawartość P, K i Mg a zawartość węgla organicznego wynosiła 9,5 g kg<sup>-1</sup>.

### Schemat eksperymentu polowego

Czynnik eksperymentu (Blok)	Rok (sezon wegetacyjny)		
	2013/2014	2014/2015	2015/2016
K	PS + 0 (kontrola – gleba bielkowa bez dodatków)		
NPK	PS + NPK	PS + NPK	PS + NPK
MS	PS + MS (155 t DW ha <sup>-1</sup> )	PS + MS (155 t DW ha <sup>-1</sup> )	PS + MS (155 t DW ha <sup>-1</sup> )
BD	PS + BD (5,1 t SM ha <sup>-1</sup> )	PS + BD (5,1 t SM ha <sup>-1</sup> )	PS + BD (5,1 t SM ha <sup>-1</sup> )
MS+BD	PS + MS+BD (155 t SM ha <sup>-1</sup> + 5,1 t SM ha <sup>-1</sup> )	PS + MS+BD (155 t SM ha <sup>-1</sup> + 5,1 t SM ha <sup>-1</sup> )	PS + MS+BD (155 t SM ha <sup>-1</sup> + 5,1 t SM ha <sup>-1</sup> )

SM – sucha masa; K = kontrola (podzolic soil (PS) bez nawożenia); NPK (dla pszenicy i rzepaku: 120\* N, 100 P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, 120 K<sub>2</sub>O, 40 MgO, 60 Ca, 30 SO<sub>2</sub> kg ha<sup>-1</sup>); \* - w przypisach tabel pracy O3 widnieje omyłkowo „80 kgN ha<sup>-1</sup>”, które zastosowano dla owsa jako trzeciego elementu zmianowania

### **Metody oceny plonowania oraz analizy gleby i odpadów**

Próbki całych roślin z każdego poletka pobierano z trzech losowo wybranych miejsc o powierzchni 1 m<sup>2</sup>. Kłosa pszenicy i łuszczyzny rzepaku młócono za pomocą młocarni laboratoryjnej WINTERSTEIGER LD 180. Ziarno/nasiona i resztki poźniwne ważono oddzielnie, przeliczano ich plony na hektar oraz obliczano stosunek masy ziarna/nasion do biomasy całkowitej (harvest index - HI = ziarno / pozostałości poźniwne + ziarno).

Parametry gleby i odpadów były analizowane z użyciem standardowych procedur laboratoryjnych: rozkład i wielkości cząstek oznaczono metodą hydrometryczną; pH w roztworze 1mol KCl – potencjometrycznie; całkowity azot oznaczono metodą Kjeldhal’a bez

użycia stopu Devarda. Całkowitą zawartość węgla organicznego (total organic carbon - TOC) określono metodą grawimetryczną. Stężenie form dostępnych P i K określono metodą Egner-Riehma, mikroelementy - metodą atomowej spektrometrii absorpcyjnej (AAS).

### **Metody oceny wartości odżywczej i prozdrowotnej ziarna pszenicy ozimej**

Podstawowymi analizami próbek ziarna było określenie zawartości białka, glutenu mokrego i skrobi. Białko całkowite (total protein – TP) obliczono na podstawie całkowitej zawartości azotu (przelicznik – 5,7). Całkowitą zawartość azotu (total nitrogen – TN) określono dla zmielonych całych ziaren (mąka pełnoziarnista) metodą Kjeldahla. Zawartość glutenu mokrego i skrobi określono za pomocą analizatora na podczerwień "OmegAnalyzer G" firmy Bruins Instruments.

Ekstrakcję do pomiaru zawartości fenoli, flawonoidów i właściwości przeciwutleniających wykonano za pomocą trzykrotnego wmywania mąki pszennej pełnoziarnistej roztworem aceton/woda/kwas chlorowodorowy (70:29:1). Oszacowano: całkowitą zawartość fenoli (total phenolic content – TPC), całkowitą zawartość flawonoidów (total flavon. cont. – TFC), zdolność do neutralizacji wolnych rodników (ABTS), właściwości redukcyjne (reducing power – RP) i chelatowania (chelating power - CP). Trzy uzupełniające się metody oceny właściwości przeciwutleniających (ABTS, RP, CP) zintegrowano w celu uzyskania całkowitego wskaźnika zdolności przeciwutleniającej (antioxidant capacity index (ACI). Dodatkowo po pierwszym roku eksperymentu polowego uzyskane ziarniaki pszenicy poddano ilościowej i jakościowej analizie wolnych kwasów fenolowych z zastosowaniem chromatografii cieczowej (HPLC-DAD (High-Performance Liquid Chromatography with Diode-Array Detection) (O3).

### **Metody analizy zawartości i bioakumulacji metali ciężkich**

Analizę ilościową i jakościową zawartości metali i innych pierwiastków przeprowadzono stosując technikę optycznej spektrometrii emisyjnej (ICP-OES, Thermo Scientific, ICAP 7000 Series, USA). Indeks bioakumulacji (BAI) obliczono zgodnie z wzorem:

$$BAI_x = \frac{SEC_x}{SOC_x}$$

gdzie: x – dany pierwiastek, SEC - stężenie całkowite w nasionach, SOC - stężenie całkowite w glebie).

## WYNIKI BADAŃ

**Zmiany podstawowych fizyko-chemicznych właściwości gleby po wprowadzeniu odpadów (O1)**

Wyniki badań wazonowych prezentowanych w pracy O1 wykazały, że zastosowanie masy pofermentacyjnej (BD) lub skały karbońskiej (MS) zwiększało wartości pH gleby proporcjonalnie do dawki tych materiałów. Zaobserwowano, że skała karbońska zwiększyła pH gleby w większym stopniu niż poferment, co wynikało z innych proporcji dawki do odczynu skały karbońskiej w odniesieniu do pofermentu.

Dodanie skały karbońskiej do gleby istotnie zwiększyło całkowitą zawartość węgla organicznego w glebie (total organic carbon – TOC) (o 90 % w przypadku dawki 10% i o 133% w przypadku dawki 20% w odniesieniu do gleby kontrolnej). Zaobserwowano również istotne zwiększenie zawartości N odpowiednio o 89 i 100%. Po zastosowaniu pofermentu zwiększenie zawartości TOC nie było tak wysokie jak w przypadku skały karbońskiej i wynosiło 25 i 37% odpowiednio dla dawek 1,5 i 3%. Natomiast zawartość N wzrosła o 34 i 60% co spowodowało zmniejszenie stosunku C/N w porównaniu z glebą kontrolną. Należy podkreślić, że pomimo zmniejszenia stosunku C/N po zastosowaniu pofermentu stosunek ten nadal był wysoki (25,3-22,1) przyczyniając się prawdopodobnie do unieruchomienia N.

Dodanie pofermentu do gleby zwiększyło istotnie (w niektórych przypadkach nawet kilkukrotnie) zawartość K i P w zmodyfikowanej glebie, co wynikało z dużej zawartości tych pierwiastków w pofermentu. Po aplikacji skały karbońskiej do gleby zaobserwowano istotne zwiększenie w niej zawartości K, natomiast zawartość P nie zmieniała się istotnie. Gleba z dodatkiem zarówno skały karbońskiej, jak i pofermentu zawierała istotnie więcej pozostałych pierwiastków (Fe, Mg, Ca, S, B, Mn, Cu, Zn, Na) w porównaniu do gleby kontrolnej. Należy podkreślić, że po dodaniu pofermentu do gleby zaobserwowano zmniejszenie ilości dostępnego Al. Analizy chemiczne przeprowadzone po 6 i 12 miesiącach od rozpoczęcia eksperymentu nie wykazały znaczących zmian kierunkowych podstawowych cech chemicznych gleby w odniesieniu do analiz przeprowadzonych bezpośrednio po modyfikacji gleby odpadami.

**Wpływ badanych odpadów na toksyczność gleby**

Gleba wzbogacona odpadami jak również gleba bez dodatków istotnie stymulowały wzrost elongacyjny korzeni *L. sativum* L. w odniesieniu do podłoża referencyjnego. Wyjątkiem była gleba z 3% dodatkiem pofermentu, która istotnie hamowała wydłużanie się korzeni. Może to być związane z efektem przenawożenia potasem, który był obecny w

nadmiernej ilości w pofermencie. Działanie stymulujące pofermentu w mniejszej dawce i skały karbońskiej w obu dawkach prawdopodobnie związane było ze wzrostem pH, a także zwiększeniem ilości i dostępności mikro- i makroelementów (Cramer i in. 1991). Ponadto oba odpady zawierały duże ilości węgla organicznego, który może stabilizować biodostępność składników ograniczając negatywny wpływ ich nadmiernych ilości na organizmy glebowe (Domene i in. 2010).

Wyciągi z gleby bez dodatków powodowały 11% zahamowanie luminescencji *V. fischeri* w odniesieniu do roztworu referencyjnego. Dodanie do gleby pofermentu w dawkach 1,5 i 3% nie miało istotnego wpływu na aktywność metaboliczną *V. fischeri* w porównaniu do gleby kontrolnej. Gleba z dodatkiem 10% i 20% skały karbońskiej zmniejszyła luminescencję odpowiednio o 15% i 4% w porównaniu do roztworu referencyjnego.

Trzecią grupę testów stanowiły obserwacje śmiertelności *D. magna* po 24 i 48 godzinach ekspozycji w roztworach z gleb z badanymi odpadami. Zastosowanie pofermentu, niezależnie od dawki, doprowadziło do dwukrotnego wzrostu śmiertelności po 24 h w porównaniu do gleby bez dodatków. Po 48 godzinach obserwowany efekt zależał od dawki. W odniesieniu do gleby bez dodatków mniejsza dawka pofermentu (1,5%) istotnie zmniejszała, podczas gdy większa dawka (3%) istotnie zwiększała śmiertelność *D. magna*. Dodanie skały karbońskiej do gleby wyeliminowało całkowicie toksyczny wpływ roztworów po 24 h obserwowany w glebie kontrolnej. Zaobserwowano również istotne zmniejszenie toksyczności po 48 h.

Zmniejszenie toksyczności (lub stymulacja) po dodaniu badanych materiałów może wiązać się ze wzrostem zawartości pierwiastków oraz zwiększeniem pH kwaśnej gleby kontrolnej. W warunkach kwaśnych zwiększa się rozpuszczalność i biodostępność wielu zanieczyszczeń (Wang 2009). Innym czynnikiem, zwłaszcza w przypadku dużej toksyczności gleby kontrolnej jest efekt "rozcieńczenia" gleby mniej szkodliwym materiałem (Malara i Oleszczuk 2013). Przyczyną zwiększenia toksyczności gleb po dodaniu pofermentu może być też duża zawartość Na i innych pierwiastków (K, S-SO<sub>4</sub> i N) zwiększających zasolenie gleby (Mäser i in. 2002).

### **Zmiany właściwości ekotoksykologicznych w czasie**

Masa pofermentacyjna w dawce 3% był jedynym wariantem eksperymentu, w którym obserwowano dużą toksyczności na początku badań w stosunku do *L. sativum*. Po 6 miesiącach stwierdzono istotne zmniejszenie tej toksyczności. W przypadku skały karbońskiej stymulacja wzrostu korzeni obserwowana na początku badania zmniejszyła się, ale nadal była większa niż gleby bez dodatków. Po 12 miesiącach nie stwierdzono istotnych

różnic między toksycznością gleby kontrolnej a poszczególnymi wariantami gleby modyfikowanej odpadami. Podsumowując efekt inhibicji jak i stymulacji *L. sativum* ulegał osłabieniu z czasem trwania eksperymentu, zwłaszcza w okresie pierwszych 6 miesięcy.

W wszystkich wariantach eksperymentu zarówno po 6 jak i 12 miesiącach obserwowano istotne sukcesywne zmniejszenie toksyczności odpadów także dla *V. fischeri*.

Po 6 miesiącach w większości wariantów nawożenia stwierdzono zwiększenie śmiertelności *D. magna*. Po 12 miesiącach zaobserwowano istotne zmniejszenie toksyczności wszystkich wariantów modyfikacji gleby w odniesieniu do śmiertelności po 6 miesiącach. Wyjątkiem była gleba z 20% dodatkiem MS, gdzie wystąpił wzrost toksyczności dla *D. magna*.

Obniżenie toksyczności po 6 i 12 miesiącach było prawdopodobnie związane z degradacją toksycznego czynnika lub zniwelowaniem zaburzeń równowagi anionowo-kationowej. Natomiast zmniejszenie efektu stymulacji dodanych materiałów na *L. sativum* może być spowodowane zmniejszeniem dostępności składników odżywczych (w niektórych przypadkach) lub przekształceniami związków węgla organicznego. Istotny wzrost toksyczności odpadów dla *D. magna* po 6 miesiącach może wiązać się z aktywacją zanieczyszczeń w wyniku mineralizacji materii organicznej (Oleszczuk 2006).

### **Podsumowanie wyników O1**

W większości przypadków dodanie badanych materiałów do gleby miało pozytywny wpływ na organizmy testowe w stosunku do gleby kontrolnej. W przypadkach, w których zaobserwowano wpływ negatywny badanych materiałów, zmniejszał się on stopniowo po 6 i po 12 miesiącach.

### **Charakterystyka toksykologiczna masy pofermentacyjnej z różnych biogazowni (O2)**

Właściwości pofermentów zależały od stosowanego materiału wejściowego, warunków fermentacji metanowej oraz obecności systemu rozdzielania ich na frakcje ciekłą i stałą. Analiza fizyko-chemiczna badanych materiałów wykazała, że wszystkie pofermenty charakteryzowały się wysokim poziomem ogólnego węgla organicznego i azotu całkowitego, co może mieć pozytywny wpływ na potencjał produkcyjny gleby, a pośrednio na plonowanie roślin. Największe różnice we właściwościach fizykochemicznych obserwowano między frakcją ciekłą a stałą. Nerozdzielone pofermenty (na frakcję ciekłą i stałą) zasadniczo charakteryzowały się właściwościami pośrednimi pomiędzy frakcjami ciekłymi a stałymi. Nie

zaobserwowano natomiast wyraźnych różnic między materiałami o różnych warunkach fermentacji (mezofilne, termofilne) zarówno w przypadku frakcji stałych, jak i ciekłych. Frakcje stałe pofermentów miały bardzo dobre właściwości fizykochemiczne i niską toksyczność a w niektórych przypadkach obserwowano efekt stymulujący na organizmy testowe, który jednak zmniejszał się wraz ze wzrostem dawek pofermentów. Pofermenty nieseparowane i fazy ciekłe pofermentów istotnie hamowały wzrost korzeni *L. sativum* i *Sinapis alba*, jak również rozmnażanie się *Folsomia candida*.

Negatywne oddziaływanie pofermentów zwłaszcza fazy ciekłej na organizmy roślinne jest związane przede wszystkim z wysokim pH tych materiałów (Salminen i in. 2001, Gell i in. 2011). Negatywny wpływ frakcji ciekłej na rośliny także jest powiązany z wysoką zawartością rozpuszczalnych w wodzie soli mierzoną przewodnością elektryczną (electrical conductivity - EC mS cm<sup>-1</sup>). Tolerancja zasolenia *L. sativum* wynosi około 7,5 mS cm<sup>-1</sup> (Muhammad i Hussain 2010). W badaniach własnych EC dla faz ciekłych pofermentów wynosiła 20,7–23,9 mS cm<sup>-1</sup>, dla faz stałych - 2,7–5,7 mS cm<sup>-1</sup>, zaś dla nieseparowanych - 12,9–15,6 mS cm<sup>-1</sup>.

Testy toksyczności dla bakterii *V. fischeri* pokazały, że wszystkie badane pofermenty były toksyczne, a najbardziej toksyczne okazały się frakcje stałe. Zaobserwowano również większą toksyczność wobec *V. fischeri* pofermentów z biogazowni termofilnej niż z mezofilnych. Podobnie jak w przypadku innych organizmów toksyczność w stosunku do *V. fischeri* była istotnie skorelowana z pH, zawartością N ogólnego i EC pofermentów.

## **Podsumowanie wyników O2**

Wyniki pracy O2 pokazały, że pomimo toksyczności pofermentów w niezmienionej postaci z różnych biogazowni można stwierdzić, że po dodaniu ich do gleby w odpowiednich dawkach nie będą mieć istotnego zagrożenia toksykologicznego dla przedstawicieli głównych grup organizmów.

## **Plonowanie i jakość pszenicy ozimej w pierwszym roku stosowania odpadów w warunkach polowych (O3)**

### **Struktura plonu i wartość odżywcza**

Wprowadzenie odpadów do badanej gleby (PS) znacząco zmieniło strukturę plonu pszenicy ozimej. Po zastosowaniu zarówno pofermentu jak i skały karbońskiej plon ziarna pszenicy istotnie zwiększył się w porównaniu z plonem pszenicy uprawianej na glebie



niezmienionej. Masa ziarna, jaką można uzyskać dzięki odpadom stosowanym oddzielnie była jednak istotnie mniejsza w porównaniu do konwencjonalnego nawożenia mineralnego (NPK). Najwyższą wydajność ziarna uzyskano stosując odpady w połączeniu (MS+BD). Niemniej jednak różnica w plonie pomiędzy MS+BD a NPK była statystycznie nieistotna.

Masa resztek poźniwnych (słoma, plewy, kłosy itp.) w poszczególnych wariantach eksperymentu różniła się od masy ziarna, co przełożyło się na zmianę relacji masy ziarna do masy resztek poźniwnych (harvest index – HI = masa ziarna / masa resztek poźniwnych + masa ziarna). Najmniej korzystny HI uzyskano po zastosowaniu NPK i na glebie nienawożonej. Prawdopodobnie było to spowodowane wyczerpaniem dużej części składników odżywczych we wcześniejszych etapach wzrostu pszenicy i ich deficytem w fazie napełniania ziarna w kłosie. Najkorzystniejszy HI uzyskano po zastosowaniu MS+BD. Przyczyn takiego rozkładu struktury plonu można się dopatrywać w sorpcyjnych właściwościach skały karbońskiej, a co za tym idzie retencji składników pokarmowych (Koutsopoulou i in. 2010; Jabłońska 2012).

Czynniki doświadczalne nie miały statystycznie udowodnionego wpływu na zawartość skrobi w ziarnie pszenicy. Pomimo tego zaobserwowano, że najwięcej skrobi zawierało ziarna pszenicy nawożonej NPK (55,6 %), zaś najmniej - nawożonej pofermentem (54,1%). Jednocześnie ziarno pszenicy nawożonej pofermentem zawierało istotnie więcej białka (10,1%) i glutenu (18,2%) niż ziarna pszenicy nienawożonej (odpowiednio 9,2% i 16,3%). Najmniej białka i glutenu zawierało ziarno w wariantach NPK i MS (odpowiednio 8,6%; 15,8% i 8,3%; 15,3%). Zmiany powyższych parametrów związane są prawdopodobnie z formą i dawką N, gdyż jest to powszechnie uważane za czynniki, które w największym stopniu oddziałują na zawartość białka i glutenu oraz inne parametry jakościowe ziarna pszenicy (Lin i in. 2015; Mayer i in. 2015).

### **Potencjał antyoksydacyjny**

Analizując potencjał przeciwutleniający ziarna pszenicy wykazano, że nawożenie odpadami powodowało nieistotne zmniejszenie zdolności do chelatowania żelaza (chelating power – CP) w porównaniu do braku nawożenia. Jednak najmniej korzystne pod tym względem było nawożenie konwencjonalne. CP ziarna pszenicy wahał się od 74,71 do 88,49  $\mu\text{g EDTA g}^{-1}$  suchej masy (SM). Dla porównania CP ziarna sześciu odmian orkisz może mieć wartość w zakresie od 29,8 do 91,4  $\text{mg SM mL}^{-1}$  (Gawlik-Dziki i in. 2012).

Wszystkie rodzaje nawożenia zwiększyły siłę redukcji (reducing power – RP) w stosunku do kontroli. Najwyższą wartość RP zanotowano w wariantach nawożenia pofermentem. Ten materiał spowodował również, że ziarniaki wykazywały największą

aktywność antyrodnikową (ABTS). Ziarno pszenicy nawożonej NPK wykazało najniższą aktywność antyrodnikową, które było porównywalne z wartością ABTS w kontroli. Generalnie ABTS zależy głównie od odmiany pszenicy. ABTS u odmian pszenic tzw. czerwonych może być nawet kilkakrotnie większy niż u odmian uprawianych komercyjnie (Sumczyński i in. 2015). Znaczenie dla potencjału antyoksydacyjnego ma także system nawożenia. Przykładem mogą być badania Mazzoncini i wsp. (2015), którzy wykazali, że pełnoziarnista mąka z ziarna pszenicy nawożonej nawozami organicznymi ma istotnie większą aktywność antyrodnikową niż nawożonej syntetycznymi nawozami mineralnymi. Nie dotyczy to jednak mąki białej z tej pszenicy, gdzie nie wykazano istotnych różnic pomiędzy systemami nawożenia. Znaczny wpływ na moc przeciwutleniającą mają również dawki nawozów w tym szczególnie dawki azotu. Najczęściej zwiększenie dawek N zmniejsza wartość antyoksydacyjną ziarna (Ma i in. 2015).

### **Skład związków z grupy polifenoli**

Całkowita zawartość związków polifenolowych (total phenolic content – TPC) w badanym ziarnie pszenicy wynosiła od 4,20 do 4,89 mg g<sup>-1</sup>. Jest to niska zawartość w porównaniu do pszenicy orkisz, która w zależności od odmiany może zawierać od 13,31 do 15,45 mg g<sup>-1</sup> (Świeca i in. 2014). Nawożenie pofermentem i MS+BD istotnie zwiększyło TPC zaś nawożenie NPK i MS istotnie zmniejszyło TPC w ziarnie pszenicy w porównaniu z kontrolą. Odmienne kształtowała się zawartość flawonoidów w ziarnie pszenicy. Nawożenie konwencjonalne i skałą karbońską zwiększyło, a nawożenie MS+BD istotnie zmniejszyło ich zawartość w porównaniu do kontroli.

Ze względu na istotny wpływ nawożenia odpadami na całkowitą zawartość związków z grupy polifenoli w ziarnie pszenicy przeprowadzono dalsze badania z użyciem techniki HPLC-DAD (High-Performance Liquid Chromatography with Diode-Array Detection) w celu uzyskania dokładniejszych danych jakościowych i ilościowych dotyczących składu kwasów fenolowych. Sumaryczna zawartość wszystkich kwasów fenolowych, w zależności od materiału wprowadzonego do gleby, wahała się od 214,9 µg g<sup>-1</sup> (kontrola) do 343,0 µg g<sup>-1</sup> (NPK). Niezależnie od czynnika eksperymentu dominującym kwasem fenolowym obecnym w badanym ziarnie był kwas syringowy następnie ferulowy, synapinowy i p-kumarynowy. Według literatury największy udział w ziarnie pszenicy ma kwas ferulowy, natomiast drugie miejsce zajmuje kwas syringowy (Hung i in. 2011; Gawlik-Dziki i in. 2012). Są jednak doniesienia gdzie dominującym jest kwas syringowy (Mazzoncini i in. 2015).

W badaniach własnych wszystkie warianty nawożenia zwiększyły zawartość kwasu syringowego w porównaniu do kontroli. W przypadku skały karbońskiej i pofermentu

różnice były statystycznie nieistotne. Największą ilość kwasu syringowego w ziarnie uzyskano stosując nawożenie konwencjonalne ( $241.7 \mu\text{g g}^{-1}$ ) i MS+BD ( $214.5 \mu\text{g g}^{-1}$ ). W badaniach przeprowadzonych przez Mazzoncini i wsp. (2015) nawożenie organiczne zwiększyło zawartość kwasu syringowego w porównaniu do nawożenia konwencjonalnego.

### **Podsumowanie wyników O3**

Stosowanie odpadów osobno jest mniej efektywne w zwiększaniu plonowania pszenicy w porównaniu do nawożenia konwencjonalnego. Jednakże odpady zastosowane w połączeniu (MS+BD) pozwoliły na uzyskanie większego plonu ziarna niż w nawożeniu konwencjonalnym. Wykazano, że nawożenie pofermentem może być uznane za czynnik zwiększający całkowitą zawartość białka i glutenu w ziarnie pszenicy. W porównaniu do nawożenia NPK, odpady miały wyraźny pozytywny wpływ na ogólną zdolność antyoksydacyjną ziarna. Ziarno pszenicy nawożonej konwencjonalnie zawierało znacznie więcej flawonoidów, kwasu syringowego, p-kumarynowego i synapinowego niż ziarno pszenicy nawożonej odpadami i bez nawożenia. Wyniki pokazały, że w odniesieniu do badanych cech pszenica ozima może być uprawiana na glebie bielcowej rekultywowanej odpadami bez istotnego ryzyka pogorszenia a w niektórych przypadkach z wyraźnym polepszeniem wartości odżywczej i prozdrowotnej ziarna w porównaniu do nawożenia konwencjonalnego i braku nawożenia.

### **Plonowanie, właściwości fitochemiczne i akumulacja metali ciężkich w ziarnie pszenicy po trzyletnim nawożeniu pofermentem i skałą karbońską (O4)**

Przedstawienie wyników plonowania i jakości pszenicy ozimej uzyskanych w kolejnych latach (O4) spowodowało w niektórych przypadkach konieczność powtórnego zamieszczenia wyników uzyskanych po pierwszym roku badań znajdujących się w pracy O3. Opis w przypadku tych wyników jednak dotyczy innego kontekstu wynikającego z odmiennego celu a mianowicie interakcyjnego oddziaływania czynników w kolejnych latach.

### **Struktura plonowania**

Wprowadzenie odpadów do gleby znacząco zmieniło plonowanie pszenicy ozimej. Ko-aplikacja odpadów (MS+BD) istotnie zwiększyła plon ziarna w porównaniu z brakiem nawożenia we wszystkich latach badań i z nawożeniem konwencjonalnym (NPK) w drugim roku. Największy plon ziarna uzyskano w drugim roku badań na glebie nawożonej MS+BD, jednak w trzecim roku MS+BD nieistotnie zmniejszyło plonu ziarna pszenicy w odniesieniu

do NPK. Największą masę słomy i resztek poźniwnych obserwowano na poletkach z nawożeniem NPK. Najlepszy stosunek ziarna do słomy (harvest index – HI) uzyskano w 2014 roku stosując nawożenie MS+BD i skałę karbońską w porównaniu z pozostałymi wariantami. Kolejne dawki MS+BD w następnych latach doprowadziły do pogorszenia HI.

Najbardziej wydajne pod względem całkowitej zawartości białka i zawartości glutenu mokrego w ziarnie było nawożenie pofermentem w pierwszym roku oraz MS+BD w drugim i trzecim roku.

Przyczyn opisanego ułożenia struktury plonu można dopatrywać się w sorpcyjnych właściwościach skały karbońskiej. Minerale ilaste, do których należy skała karbońska, mają stosunkowo dużą zdolność do sorbowania związków organicznych i nieorganicznych (Koutsopoulou i in. 2010, Jabłońska 2012). Zastosowanie skały karbońskiej poprawia strukturę gleby, zmniejsza wymywanie minerałów z gleby oraz może stabilizować procesy przekształcania związków nawozowych w glebie (zwłaszcza  $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$  pochodzących z pofermentu).

Zmniejszenie plonu ziarna pszenicy w 2016 r. w porównaniu z poprzednimi latami, spowodowany nawożeniem MS+BD sugeruje, że optymalny czas stosowania badanych materiałów wynosi dwa lata. Zastosowanie trzeciej dawki MS+BD w ostatnim roku badań prawdopodobnie zakłóciło równowagę jonów w glebie (nadmiar P i K) i zmniejszyło plonowanie pszenicy.

Istotnie wyższe zawartości białka i glutenu w nawożeniu BD (2014) i MS+BD (2015 i 2016) mogą być spowodowane lepszym rozkładem pobierania N przez rośliny. Azot z mineralnych nawozów syntetycznych w glebie bielcowej jest swobodnie dostępny i prawdopodobnie jest zbyt intensywnie pobierany w celu zwiększenia wegetatywnego wzrostu pszenicy, przez co może wystąpić jego deficyt w fazach napełniania kłosa. Zwiększona intensywność odwracalnych mechanizmów sorpcji (Taghizadeh-Toos i in., 2012) może zmniejszać straty azotu i innych pierwiastków oraz przyczyniać się do zrównoważonej ich konsumpcji we wszystkich fazach rozwoju roślin. Efekt ten potwierdza najkorzystniejszy HI (większa masa ziarna w stosunku do słomy i resztek poźniwnych) po zastosowaniu nawożenia MS+BD.

### **Fenole, flawonoidy i potencjał antyoksydacyjny**

W pierwszym roku istotnie wzrosła zawartość fenoli (PC) w ziarnie pszenicy nawożonej pofermentem i pofermentem wraz z skałą karbońską (MS+BD) w porównaniu do braku nawożenia, nawożenia konwencjonalnego (NPK) i skałą karbońską. Podobne relacje miały miejsce w drugim roku, ale różnice były statystycznie nieistotne. W trzecim roku

wszystkie kombinacje nawożenia odpadami istotnie zwiększyły poziom PC w porównaniu z brakiem nawożenia i NPK. Czynniki doświadczenia zmieniały zawartość flawonoidów (FC) w ziarnie pszenicy inaczej niż fenoli, a mianowicie w pierwszym roku otrzymano istotnie wyższą FC stosując nawożenie konwencjonalne i skałę karbońską w porównaniu z pozostałymi wariantami. W drugim i trzecim roku istotnie najwyższą zawartością FC charakteryzowało się ziarno pszenicy nawożonej pofermentem.

Czynniki eksperymentu istotnie zmieniały właściwości przeciwutleniających ziarna, jednak nie miały one charakteru kierunkowego zależnego od rodzaju nawożenia w żadnym z trzech lat badań. Wyliczenie ogólnego wskaźnik zdolności przeciwutleniającej (ACI - total antioxidant capacity index) wykazało, że najlepszym sposobem nawożenia był poferment w pierwszym i drugim roku. W trzecim roku najwyższy ACI zaobserwowano dla skały karbońskiej. Nawożenie pofermentem i MS+BD w kolejnych latach sukcesywnie zmniejszało ACI ziarna pszenicy. Pomimo tego ziarno pszenicy nawożonej odpadami miało wyższy poziom ACI w odniesieniu do kontroli i nawożenia konwencjonalnego we wszystkich latach.

Podobnie jak w pierwszym roku badań (O3) potencjał antyoksydacyjny wyrażony ACI ziarna pszenicy w drugim i trzecim roku badań (O4) w większości przypadków pokrywał się z całkowitą zawartością fenoli.

Sukcesywne zmniejszenie ACI w kolejnych latach po zastosowaniu pofermentu i MS+BD był prawdopodobnie skutkiem wprowadzenia do gleby nadmiernych ilości K, P, Mg i Na (obecnych w dużych ilościach w tych materiałach) lub innej formie zakłócenia równowagi jonowej w glebie. Zależności potencjału antyoksydacyjnego ziarna od nawożenia opisano w rozdziale dotyczącej opisu osiągnięcia O3. Niektóre doniesienia naukowe pokazują, że znaczne zwiększenie aktywności enzymów antyutleniających w roślinie może również wynikać z mechanizmu obronnego wywołanego reakcją roślin na stres związany z toksycznością metali ciężkich (Belhaj i in. 2016). Nie znajduje to jednak potwierdzenia w badaniach własnych, gdzie ACI nie jest powiązane z zawartością metali ciężkich.

### **Zawartość metali ciężkich i indeks ich bioakumulacji (BAI – bioaccumulation index)**

Zawartość metali ciężkich w ziarnie pszenicy oraz w glebie nie przekraczała dopuszczalnych norm międzynarodowych (w odniesieniu do WHO [1996]), za Ogundele i in. (2015) i Nazir i in. (2015) oraz w odniesieniu do rozporządzenia Komisji Europejskiej nr 1275/2013 z 6-FAOLex (UE 2013), nawet po trzeciej dawce odpadów w trzecim roku uprawy pszenicy. Zawartość metali w glebie i ziarnie pszenicy nie miała wyraźnych kierunkowych zmian w zależności od rodzaju nawożenia, a wyniki były trudne do interpretacji, dlatego obliczano indeks bioakumulacji (BAI) dzieląc całkowitą zawartość metali ciężkich w ziarnie

przez całkowitą zawartość metali ciężkich w glebie. Wyższa wartość BAI oznaczała większą akumulację metali w ziarnach pszenicy. Pierwiastkami o największym BAI były Zn i Cu, których stężenia w ziarnie było istotnie większe niż w glebie. W obu latach nawożenie konwencjonalne (NPK) istotnie zmniejszyło indeks akumulacji dla Zn, B, Cd i Mn w porównaniu do braku nawożenia i do nawożenia odpadami. Zaś nawożenie MS+BD zmniejszało akumulację Cu, Sr, Pb, Co, Ba i Cr w porównaniu z pozostałymi wariantami.

Uśrednienie indeksu akumulacji dla wszystkich analizowanych pierwiastków pokazało, że w 2014 r. najmniejsza ich akumulacja wystąpiła na poletkach z konwencjonalnym nawożeniem, zaś najwyższa na poletkach bez nawożenia. W 2016 r. najmniejsza akumulacja pierwiastków była na poletkach, gdzie stosowano MS+BD, natomiast najwyższa na poletkach nawożonych pofermentem.

Właściwości gleby, które decydują o biodostępności pierwiastków są głównym czynnikiem modelującym pobieranie i ich akumulację w roślinie (niezależnie od gatunku rośliny). Podstawowym parametrem regulującym zdolność buforowania gleby (zatrzymywanie metali ciężkich) jest jej pH, co jest skorelowane z potencjałem redoks (pE) oraz zawartością Ca i Mn w glebie (Eshel i in. 2015). Wzrost akumulacji metali ciężkich jest ponadto związany z mechanizmami fizjologii roślin, ułatwiającymi pobieranie elementów w warunkach ich niedoboru w glebie (zwłaszcza P i Mn). Niedobór mikro- i makroelementów w glebie powoduje wydzielanie karboksylanów i fenoli przez korzenie roślin. Związki te zwiększają biologiczną dostępność minerałów dla rośliny, niestety zwiększają też biodostępność metali ciężkich (Clemens i in. 2002, Gherardi i Rengel 2004). Dlatego bardzo ważna jest dbałość o prawidłowo zbilansowane nawożenie szczególnie w warunkach gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi.

#### **Podsumowanie wyników O4**

Wyżej opisane rezultaty trzyletnich badań sugerują, że poferment i skała karbońska mogą być alternatywą dla konwencjonalnego nawożenia, zwłaszcza gdy są stosowane jednocześnie (MS+BD). Trzyletnie wykorzystanie odpadów nie spowodowało przekroczenia polskich i międzynarodowych norm dotyczących zawartości metali ciężkich w glebie i ziarnie pszenicy. Jednak wskazane jest stosowanie skały karbońskiej przez okres do dwóch kolejnych lat, gdyż w trzecim roku powoduje zakłócenia w strukturze plonu i jakości ziarna pszenicy.

## **Plonowanie i właściwości fitochemiczne nasion rzepaku ozimego po trzech latach nawożenia odpadami (O5)**

### **Struktura plonowania i wartość odżywcza**

We wszystkich latach badań skała karbońska i poferment istotnie zwiększały plon nasion rzepaku w porównaniu do kontroli bez nawożenia. Jednak największą wydajność nasion rzepaku uzyskano stosując nawożenie konwencjonalne w 2014 i 2015 roku i nawożenie odpadami w połączeniu (MS+BD) w 2016 roku.

Największą masę pozostałości poźniwnych (słoma, łuszczyzny, liście) odnotowano na poletkach z nawożeniem konwencjonalnym we wszystkich latach (nieznacznie mniejszą na poletkach z nawożeniem MS+BD). Zwiększenie masy resztek poźniwnych w większym stopniu niż masy nasion po zastosowaniu nawożenia konwencjonalnego pogorszyło stosunek masy nasion do całkowitej biomasy nadziemnej roślin rzepaku (harvest index - HI).

Najmniej korzystny HI w nawożeniu konwencjonalnym był prawdopodobnie spowodowany zbyt wysoką dostępnością azotu, którego większość zostało zużyte przez rośliny do rozwoju wegetatywnego. Podobne zależności obserwowano w równoległym doświadczeniu z pszenicą ozimą (O4).

Istotne zmiany w zawartości tłuszczu w nasionach rzepaku pod wpływem badanych czynników ujawniły się dopiero w drugim i trzecim roku badań. W 2015 r. nawożenie pofermentem zmniejszyło zawartość tłuszczu w porównaniu z pozostałymi wariantami, natomiast w 2016 r. nawożenie odpadami oddzielnie zwiększyło koncentrację tłuszczu w odniesieniu do nawożenia NPK i MS+BD. Przeliczenie zawartości tłuszczu na jego ilość uzyskaną z jednego hektara pokazuje, że statystycznie najskuteczniejsze pod względem całkowitej wydajności tłuszczu było nawożenie NPK i MS+BD we wszystkich latach badań.

Podobnie jak w przypadku zawartości tłuszczu także zawartość glukozyolanów w nasionach istotnie zmieniła się dopiero po drugim i trzecim roku. Obserwowano istotne zwiększenie ich stężenia po nawożeniu samym BD i MS+BD. Było to prawdopodobnie spowodowane wysoką zawartością S-SO<sub>4</sub> w pofermencie i akumulacją tego związku w glebie w kolejnych latach stosowania nawożenia odpadami. Potwierdzają to badania Ahmada i wsp. (2007), w których S też zwiększało zawartość glukozyolanów w nasionach.

Malhi i wsp. (2013) i Ma i wsp. (2015) wskazują, że najbardziej efektywnymi czynnikami plonotwórczymi dla rzepaku są N i S połączone w stosunku 10:2 najlepiej w warunkach dostatku Zn, B i Cu (dodatkowo te mikroelementy przyczyniają się do zwiększenia zawartości oleju w nasionach) (Wanga i in. 2014). Te zależności znajdują potwierdzenie w badaniach własnych, gdzie plon nasion i zawartość w nich tłuszczu i

glukozynolanów korespondowały w większości przypadków z zawartością w.w. pierwiastków w stosowanych materiałach nawozowych.

### **Kompozycja kwasów tłuszczowych (fatty acids – FA)**

Tłuszcz nasion rzepaku zawierał głównie kwas oleinowy. Istotnie najwyższą zawartość kwasu oleinowego zawierały nasiona rzepaku bez nawożenia (62,7%) i nawożonego MS+BD (62,5%) w porównaniu do nawożenia konwencjonalnego (60,3%) i nawożenia skałą karbońską (60,4%).

Ważnym parametrem w kontekście ewolucyjnych aspektów diety człowieka jest stosunek FA n6 do n3. Wzrost zawartości n6 w odniesieniu do n3 w diecie w ostatnich latach uważany jest za niekorzystne zjawisko cywilizacyjne (Orsavova i in. 2015). Zawartość n6, n3 i innych FA jest głównie determinowana genetycznie. Jednak nasze badania wskazują na istotny wpływ nawożenia na wartości procentowe n3 i n6. Naturalny stosunek n6/n3 wynosił 1 (1/1). W naszych badaniach poferment i MS+BD oddziaływały niekorzystnie w porównaniu z nawożeniem konwencjonalnym i skałą karbońską zmniejszając procentowy udział kwasów n3 bardziej niż n6. W wyniku tego stosunek kwasów n6 do n3 zwiększał się co uznajemy za zjawisko negatywne. Zależności te jednak zmieniały się w wąskim zakresie (n6/n3 wynosił od 2.15 do 2.21). Relacja n6/n3 dla nasion różnych odmian rzepaku i warunków uprawy zazwyczaj wynosi od 0,5 do 2,6 ale może spaść do 16,3 (Onemli 2014, Bauer i in. 2015).

Stosunek kwasów nienasyconych (UFA – unsaturated) do nasyconych (SFA - saturated) tłoczonego na zimno oleju z nasion granatu właściwego (uznawanego za jedno z najzdrowszych owoców) wahał się między 12,4 a 13,1 (Khoddami i in. 2014). W niniejszych badaniach wskaźnik ten dla nasion rzepaku wynosił od 13,2 (skała karbońska) do 13,9 (kontrola). Najlepszy stosunek UFA/SFA spośród kombinacji nawożeń uzyskano w nawożeniu MS+BD (13,6).

### **Zawartość metali ciężkich i indeks bioakumulacji (BAI)**

Podobnie jak w przypadku badań z pszenicą ozimą po trzech latach nawożenia konwencjonalnego lub nawożenia odpadami zawartość metali ciężkich w nasionach rzepaku ozimego, jak również w glebie nie przekraczała międzynarodowych dopuszczalnych limitów stężenia metali ciężkich w glebie i materiale roślinnym. W odróżnieniu od ziaren pszenicy w nasionach rzepaku odnotowano kilka wyjątków. Tymi wyjątkami były Al, Fe, Cr i Cd, których stężenie było powyżej rygorystycznych limitów ustalonych przez WHO (1996) dla surowców i produktów żywnościowych. Nie miało to jednak związku z wykorzystaniem odpadów do nawożenia, ponieważ nawożenie konwencjonalne i nawożenie odpadami



wyraźnie obniżało zawartość tych pierwiastków w nasionach w porównaniu z kontrolą bez nawożenia.

Zawartość innych pierwiastków w glebie i nasionach OSR nie miała wyraźnych różnic związanych z rodzajem nawożenia i była trudna do interpretacji, dlatego obliczono indeks bioakumulacji (BAI) czyli stosunek minerałów zgromadzonych w nasionach do minerałów zawartych w glebie. Najwyższy BAI (niezależnie od nawożenia) stwierdzono w przypadku Cu, Zn, B i Sr. Najkorzystniejszą formą nawożenia w redukcji akumulacji metali ciężkich było nawożenie MS+BD i nawożenie konwencjonalne. Największa kumulacja metali w nasionach rzepaku wystąpiła na poletkach bez nawożenia.

Opis mechanizmów glebowych warunkujących dostępność metali ciężkich i innych pierwiastków, a co za tym idzie ich bioakumulację w materiale roślinnym zamieściłem w opisie dotyczącym bioakumulacji metali ciężkich w ziarnie pszenicy ozimej (O4). Innym mechanizmem zmian biodostępności metali ciężkich nie opisanym w O4 jest aktywność mikroorganizmów glebowych. Stosując odpowiednie kombinacje szczepów bakterii korzeniowych (*Bacteroidetes bacterium*, *Pseudomonas fluorescens* and *Variovorax* sp.) można kontrolować w pewnym zakresie fitoremediację metali ciężkich przez rośliny rzepaku selektywnie zwiększając ich ekstrakcję lub stabilizację w ryzosferze (Dąbrowska i in. 2017).

## PODSUMOWANIE OSIĄGNIĘCIA

Przeprowadzone badania potwierdziły hipotezę, że modyfikacje lekkiej gleby biellicowej za pomocą pofermentu z biogazowni i mułowej skały karbońskiej istotnie poprawiają jej fizyko-chemiczne właściwości, a co za tym idzie warunki rozwoju roślin uprawnych i mogą być alternatywą dla nawożenia konwencjonalnego w podnoszeniu efektywności agronomicznej na tego typu glebach.

Ponadto realizując cele badań wykazano, że badane materiały w odpowiednich dawkach i proporcjach nie stanowią zagrożenia dla podstawowych grup organizmów agrobiocenozy. Badane odpady zwiększają plonowanie głównych reprezentantów roślin uprawnych tj. pszenicy ozimej i rzepaku ozimego porównywalnie do nawożenia konwencjonalnego nie zmniejszając przy tym ich wartości odżywczej i prozdrowotnej. Tym samym nawożenie badanymi odpadami można uznać jako alternatywę dla syntetycznego nawożenia mineralnego. Jednak wskazane jest stosowanie skały karbońskiej przez okres do dwóch kolejnych lat, gdyż w trzecim roku powoduje zakłócenia w strukturze plonu i jakości ziarna pszenicy.

Wyniki tych badań są zatem naukową podstawą dla praktyki potwierdzającą możliwość ich agronomicznego wykorzystania jednocześnie jako sposób zagospodarowania odpadów (aspekt ochrony środowiska), zmniejszenie zużycia nawozów syntetycznych (aspekt społeczny) i zwiększenie efektywności produkcji roślinnej (aspekt ekonomiczny). Dlatego wyniki tych badań mają dużą wartość poznawczą i aplikacyjną w zakresie nauk stosowanych.

#### LITERATURA

1. Ahmad G., Jan A., Arif M., Jan M.T., Khattak R.A. 2007. Influence of nitrogen and sulfur fertilization on quality of canola (*Brassica napus* L.) under rainfed conditions. *J. Zhejiang Univ-Sc. B.*, 8 (10): 731-737.
2. Albuquerque J.A., de la Fuente C., Campoy M.M., Carrasco L., Nájera I., Baixauli C., Caravaca F., Roldán A., Cegarra J., Bernal M.P. 2012. Agricultural use of digestate for horticultural crop production and improvement of soil properties. *Eur. J. Agron.* 43: 119–128.
3. Allah M.M. -SA, Eldin M.M., Selim S.M. 2015. Effect of nitrogen and sulfur on yield, yield components, some chemical composition and nutritional quality of canola plant grown in saline soil condition. *Res. J. Pharm., Biol. Chem. Sci.* 6: 1055–1064.
4. Bauer B., Kostik V., Gjorgeska B. 2015. Fatty acid composition of seed oil obtained from different canola varieties. *Farmaceutski glasnik* 71 (1): 1–7.
5. Belhaj D., Elloumi N., Jerbi B., Zouari M., Abdallah F.B., Ayadi H., Kallel M. 2016. Effects of sewage sludge fertilizer on heavy metal accumulation and consequent responses of sunflower (*Helianthus annuus*). *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 23 (20): 20168–20177.
6. Brenna J.T., Salem J.N., Sinclair A.J., Cunnane S.C. 2009.  $\alpha$ -Linolenic acid supplementation and conversion to n-3 long-chain polyunsaturated fatty acids in humans. *Prostaglandins Leukot. Essent. Fatty Acids*, 80 (2-3), 85–91.
7. Chen R., Blagodatskaya E., Senbayram M., Blagodatsky S., Myachina O., Dittert K., Kuzyakove Y. 2012. Decomposition of biogas residues in soil and their effects on microbial growth kinetics and enzyme activities. *Biomass Bioenergy* 45: 221–229.
8. Clemens S., Palmgren M.G., Krämer U. 2002. A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. *Trends Plant Sci.* 7: 309–315.
9. Cramer G.R., Epstein E., Läuchli A. 1991. Effects of sodium, potassium and calcium on salt-stressed barley. *Physiol. Plant* 81: 197–202.
10. Daphtoxkit FTM (1996) Crustacean toxicity screening test for freshwater. Standard operational procedure. MicroBioTests Inc., Nazareth.
11. Dąbrowska G., Hryniewicz K., Trejgell A., Baum C. 2017. The effect of plant growth-promoting rhizobacteria on the phytoextraction of Cd and Zn by *Brassica Napus* L. *Int. J. Phytoremediat.* 19 (7): 597–604.
12. Demirel B., Göl N.P., Onay T.T. 2013. Evaluation of heavy metal content in digestate from batch anaerobic co-digestion of sunflower hulls and poultry manure. *J. Mater. Cycles Waste Manag.* 15: 242–246.
13. Domene X., Alcañiz J.M., Andrés P. 2008. Comparison of solid-phase and eluate assays to gauge the ecotoxicological risk of organic wastes on soil organisms. *Environ. Pollut.* 151: 549–558.

14. Domene X., Colón J., Uras M.V., Izquierdo R., Àvila A., Alcaniz J.M. 2010. Role of soil properties in sewage sludge toxicity to soil collembolans. *Soil Biol. Biochem.* 42: 1982–1990.
15. Eshel G., Lin Ch., Baninc A. 2015. Novel approach for quantitatively estimating element retention and material balances in soil profiles of recharge basins used for wastewater reclamation. *Sci. Total Environ.* 502: 517–525.
16. EU 2013. Commission Regulation (EU) No 1275/2013. *The Official Journal of the EU*, L 328: 86–92.
17. Gawlik-Dziki U., Świeca M., Dziki D. 2012. Comparison of phenolic acids profile and antioxidant potential of six varieties of spelt (*Triticum spelta* L.). *J. Agric. Food Chem.* 60: 4603–4612.
18. Gawlik-Dziki U., Świeca M., Dziki D., Sugier D. 2013. Improvement of nutraceutical value of broccoli sprouts by natural elicitors. *Acta Sci. Pol. Hortorum Cultus* 12: 129–140.
19. Gell K., van Groenigen J., Cayuela M.L. 2011. Residues of bioenergy production chains as soil amendments: immediate and temporal phytotoxicity. *J. Hazard. Mater.* 186: 2017–2025.
20. Gherardi M., Rengel Z. 2004. The effect of manganese supply on exudation of carboxylates by roots of lucerne (*Medicago sativa*). *Plant Soil* 260: 271–282.
21. Hung P.V., Hatcher D.W., Barker W. 2011. Phenolic acid composition of sprouted wheats by ultra-performance liquid chromatography (UPLC) and their antioxidant activities. *Food Chem.* 126: 1896–1901.
22. Jabłońska B. 2012. Sorption of phenol on rock components occurring in mine drainage water sediments. *Int J. Miner. Process* 104–105:71–79.
23. Khoddami A., Man Y.B.C., Roberts T.H. 2014. Physico-chemical properties and fatty acid profile of seed oils from pomegranate (*Punica granatum* L.) extracted by cold pressing. *Eur. J. Lipid Sci. Tech.* 116 (5): 553–562.
24. Koutsopoulou E., Papoulis D., Tsolis-Katagas P., Kornaros M. 2010. Clay minerals used in sanitary landfills for the retention of organic and inorganic pollutants. *Appl. Clay Sci.* 49: 372–382.
25. Lim J.E., Ahmad M., Usman A., Lee S.S., Jeon W.T., Oh S.E., Yang J.E., Ok Y.S. 2013. Effects of natural and calcined poultry waste on Cd, Pb and As mobility in contaminated soil. *Environ. Earth Sci.* 69: 11–20.
26. Lin, Z., Chang, X., Wang, D., Zhao, G. & Zhao, B. 2015. Long-term fertilization effects on processing quality of wheat grain in the North China Plain. *Field Crops Res.* 174: 55–60.
27. Lopodota O., Leogrande R., Fiore A., Debiase G., Montemurro F. 2013. Yield and soil responses of melon grown with different organic fertilizers. *J. Plant Nutr.* 36: 415–428.
28. Mader B.T., Goss K.U., Eisenreich S.J. 1997. Sorption of nonionic, hydrophobic organic chemicals to mineral surfaces. *Environ. Sci. Technol.* 31: 1079–1086.
29. Malara A., Oleszczuk P. 2013. Application of a battery of biotests for the determination of leachate toxicity to bacteria and invertebrates from sewage sludge-amended soil. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 20: 3435–3446.
30. Ma B-L, Biswas D.K., Herath A.W., Whalen J.K., Ruan S.Q., Caldwell C., Earl H., Vanasse A., Scott P., Smith D.L. 2015. Growth, yield, and yield components of canola as affected by nitrogen, sulfur, and boron application. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 178(4): 658–670.
31. Malhi S.S., Vera C.L., Brandt S.A. 2013. Relative effectiveness of organic and inorganic nutrient sources in improving yield, seed quality and nutrient uptake of canola. *Agricultural Sci.* 4 (12A): 1–18.
32. Mäser P., Gierth M., Schroeder J.I. (2002) Molecular mechanisms of potassium and sodium uptake in plants. *Plant Soil* 247:43–54.

33. Mazzoncini M., Antichi, D., Silvestri N., Ciantelli G., Sgherri C. 2015. Organically vs conventionally grown winter wheat: effects on grain yield, technological quality, and on phenolic composition and antioxidant properties of bran and refined flour. *Food Chem.* 175: 445–451.
34. Muhammad Z., Hussain F. 2010. Vegetative growth performance of five medicinal plants under NaCl salt stress. *Pak. J. Bot.* 42: 303–316.
35. Nazir R., Khan M., Masab M., Ur Rehman H., Ur Rauf N., Shahab S., Ameer N., Sajed M., Ullah M., Rafeeq M., Shaheen Z. 2015. Accumulation of heavy metals (Ni, Cu, Cd, Cr, Pb, Zn, Fe) in the soil, water and plants and analysis of physico-chemical parameters of soil and water collected from Tanda Dam kohat. *J. Pharm. Sci. & Res.* 7: 89–97.
36. OECD (1984) Guideline for testing of chemicals 208. Terrestrial Plants, Growth Test. Organisation for Economic Co-operation and Development.
37. Ogundele D.T., Adio, A.A. Oludele O.E. 2015. Heavy Metal Concentrations in Plants and Soil along Heavy Traffic Roads in North Central Nigeria. *J. Environ. Anal. Toxicol.* 5: 334–339.
38. Oleszczuk P. 2006. Persistence of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sewage sludge-amended soil. *Chemosphere* 65: 1616–1626.
39. Oleszczuk P., Malara A., Joško I., Lesiuk A. 2012. The phytotoxicity changes of sewage sludge-amended soils. *Water Air Soil Pollut.* 223: 4937–4948.
40. Onemli F. 2014. Fatty Acid Content of Seed at Different Development Stages in Canola on Different Soil Types with Low Organic Matter. *Plant Prod. Sci.* 17 (3): 253-259.
41. Orsavova J., Misurcova L., Ambrozova J.V., Vicha R., Mlcek J. 2015. Fatty Acids Composition of Vegetable Oils and Its Contribution to Dietary Energy Intake and Dependence of Cardiovascular Mortality on Dietary Intake of Fatty Acids. *Int. J. Mol. Sci.* 16: 12871–12890.
42. Phytotoxkit FTM (2004) Seed germination and early growth microbiotest with higher plants. Standard operation procedure. MicroBioTests Inc., Nazareth.
43. Salminen E., Rintala J., Härkönen J., Kuitunen M., Högmander H., Oikari A. 2001. Anaerobically digested poultry slaughterhouse wastes as fertiliser in agriculture. *Bioresour. Technol.* 78: 81–88.
44. SDI (1992) Microtox Manual. Microbics Corporation, Carlsbad, CA.
45. Solé-Bundó M., Cucina M., Folch M., Tàpias J., Gigliotti G., Garfí M., Ferrer I. 2017. Assessing the agricultural reuse of the digestate from microalgae anaerobic digestion and co-digestion with sewage sludge. *Sci. Total Environ.* 586: 1–9.
46. Sudnitsyn I.I. 2015. Effect of the size of elementary soil particles on the soil moisture characteristic curve. *Eurasian Soil Sci.* 48: 735–741.
47. Sumczynski D., Bubelova Z., Sneyd J., Erb-Weber S., Mlcek J., 2015. Total phenolics, flavonoids, antioxidant activity, crude fibre and digestibility in non-traditional wheat flakes and muesli. *Food Chem.* 174: 319–325
48. Svensson K., Odlare M., Pell M. 2004. The fertilizing effect of compost and biogas residues from source separated household waste. *J. Agric. Sci.* 142: 461–467.
49. Świeca M., Dziki D., Gawlik-Dziki U., Różyło R., Andruszczak A., Kraska P., Kowalczyk D., Pałys E., Baraniak B. 2014. Grinding and nutritional properties of six spelt (*Triticum aestivum* ssp. *spelta* L.) cultivars. *Cereal Chem.* 91: 247–254.

50. Taghizadeh-Toos I.A., Clough T.J., Sherlock R.R., Condon L.M. 2012. A wood based low-temperature biochar captures NH<sub>3</sub>-N generated from ruminant urine-N, retaining its bioavailability. *Plant and Soil* 353: 73–84.
51. Violante A., Cozzolino V., Perelomov L., Caporale A.G., Pigna M. 2010. Mobility and bioavailability of heavy metals and metalloids in soil environments. *J. Soil Sci. Plant Nutr.* 10: 268–292.
52. Wang L.K. 2009. Heavy metals in the environment. CRC Press, Boca Raton
53. Wang Y., Li J., Gao X., Li X., Ren T., Cong R., Li J. 2014. Winter Oilseed Rape Productivity and Nutritional Quality Responses to Zinc Fertilization. *Agron. J.* 106 (4): 1349-1357.

## **5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych (wykaz publikacji i aktywności w załączniku 5)**

### **5.1. Osiągnięcia przed uzyskaniem stopnia doktora**

Moja aktywność naukowa rozpoczęła się wraz z podjęciem pracy na stanowisku asystenta w Katedrze Ekologii Rolniczej na Wydziale Rolniczym, Akademii Rolniczej w Lublinie (obecnie Wydział Agrobiotechnologii, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie) pod kierunkiem prof. dr hab. Leszka Malickiego. Moje pierwsze zainteresowania naukowe dotyczyły aspektów związanych z oddziaływaniem agrotechniki na jakość ziemniaka jadalnego. W pierwszym etapie przygotowania do badań naukowych przeprowadziłem przegląd literatury z zakresu kierunków hodowli jakościowych odmian ziemniaka i wymagań w ich uprawie. To pozwoliło mi na optymalne zaprojektowanie i rozpoczęcie w roku 2000 eksperymentu polowego będącego podstawą mojej rozprawy doktorskiej. Pierwszym efektem eksperymentu polowego i badań nad jakością ziemniaka jadalnego było streszczenie i poster pt.: „Wstępna ocena walorów konsumpcyjnych odmiany *Irga* różnie nawożonej na glebie lekkiej i ciężkiej” na II Konferencji Naukowej – „Ziemniak spożywczy i przemysłowy oraz jego przetwarzanie” Polanica Zdrój 13-16 maja 2002 roku (**K1**).

Po czterech latach trwania eksperymentu polowego i badań laboratoryjnych uzyskane wyniki stały się podstawą rozprawy doktorskiej, której celem było zbadanie oddziaływania systemu nawożenia w interakcji z kategorią agronomiczną gleby na plonowanie, jakość bulw i zachwaszczenie ziemniaka jadalnego. Podczas wykonywania badań do pracy doktorskiej przygotowałem 3 artykuły przeglądowe do popularno-naukowego czasopisma „Agrochemia” („Międzyplony na zielony nawóz”, *Agrochemia*, 07.2000 i „Jak przygotować pole do siewu zbóż jarych”, *Agrochemia*, 03. 2001) oraz do Informatora Polskiego Towarzystwa Rolnictwa Ekologicznego (poz. 3) pt: „Międzyplony jako źródło biomasy”, 1 (13), 2004.

## 5.2. Osiągnięcia po uzyskaniu stopnia doktora

W pierwszym okresie działalności naukowej po obronie doktoratu i uzyskaniu stopnia doktora moje prace badawcze stanowiły kontynuację i rozszerzenie problematyki podjętej w rozprawie doktorskiej. Prace z tego okresu były prezentowane na konferencjach i sympozjach naukowych oraz zostały opublikowane jako oryginalne prace twórcze. Opisywałem w nich wpływ nawożenia (mineralnego, organicznego i mineralno-organicznego) i warunków glebowych (gleba lekka i ciężka – rędzina) na plon bulw ziemniaka i jego strukturę (**B2**), skład chemiczny bulw i ich stan zdrowotny (**B1**), zachwaszczenie (**B3**), zależności korelacyjne pomiędzy strukturą plonowania a zachwaszczeniem (**B4**) oraz korelacje pomiędzy składem chemicznym bulw a zachwaszczeniem (**B5**). W międzyczasie wyniki cząstkowe tych badań były prezentowane na konferencjach naukowych (**K2-K4**).

Analiza wyników osiągnięć **B1-B5** pozwoliła stwierdzić, iż największy plon bulw ziemniaka uzyskano w systemie z łącznym zastosowaniem obornika i nawozów mineralnych, istotnie mniejszy w wariancie z obornikiem, a najmniejszy na poletkach bez nawożenia. Nie odnotowano istotnych różnic w plonie bulw na poszczególnych glebach. Istotnie największy udział masy bulw frakcji konsumpcyjnej uzyskano na poletkach nawożonych nawozami mineralnymi wraz z obornikiem a najmniejszy na poletkach bez nawożenia. Na rędzinie udział frakcji bulw konsumpcyjnych był istotnie wyższy niż na glebie bielcowej (**B2**).

Bulwy ziemniaka pochodzące z obiektów nawożenia mineralno-organicznego zawierały istotnie więcej N i K niż bulwy z pozostałych obiektów. Istotnie więcej Ca i Na oraz istotnie mniej N, K i Mg zawierały bulwy ziemniaka uprawianego na rędzinie aniżeli na glebie lekkiej. Systemy nawożenia nie zmieniały istotnie porażenia bulw ziemniaka patogenami chorobotwórczymi. Decydowały o tym właściwości poszczególnych gleb. Na glebie lekkiej odnotowano istotnie większe porażenie bulw ziemniaka przez *Streptomyces scabies* i istotnie mniejsze porażenie przez *Phytophthora infestans* niż na rędzinie (**B1**).

Liczba chwastów dwuliściennych i powietrznie sucha masa chwastów przed zwarciem rzędów ziemniaka i przed zbiorem bulw była większa na glebie ciężkiej niż na lekkiej. Największa liczba chwastów jednoliściennych była na glebie lekkiej zwłaszcza przed zbiorem bulw. Na rędzinie w obu terminach oceny dominowały *Amaranthus retroflexus*, *Sonchus arvensis* i *Eqisetum arvense*, natomiast na glebie lekkiej – *Echinochloa crus-galli*. Przed zbiorem bulw licznie występowały także *Galium aparine* na glebie ciężkiej i *Matricaria maritima* subsp. *inodora* – na glebie lekkiej (**B3**).

Wyliczone współczynniki korelacji pozwoliły stwierdzić istotne ujemne zależności pomiędzy wielkością plonu bulw a liczbą i masą chwastów. Plon ogólny bulw ziemniaka na glebie ciężkiej był też istotnie ujemnie skorelowany z liczbą chwastów jednoliściennych w obu terminach obserwacji zachwaszczenia, zaś na glebie lekkiej zależności te wystąpiły jedynie przed zwarciem rzędów ziemniaka. Powietrznie sucha masa chwastów i ogólna liczba chwastów zwiększała plon bulw najdrobniejszych kosztem plonu bulw frakcji najcenniejszych od 50 do 60 i powyżej 60 mm (**B4**).

Bulwy ziemniaka nawożonego nawozami mineralnymi wraz z obornikiem zawierały istotnie więcej białka ogólnego, mniej zaś skrobi w porównaniu z pozostałymi wariantami nawożenia. Bulwy ziemniaka uprawiane na glebie lekkiej zawierały istotnie więcej białka, włókna, witaminy C i substancji popielnych, mniej zaś suchej masy niż na rędzinie. Niezależnie od czynników doświadczenia i terminu obserwacji zachwaszczenia stwierdzono istotne dodatnie zależności liniowe pomiędzy powietrznie suchą masą chwastów w łanie ziemniaka a zawartością skrobi i suchej masy w bulwach. Wysokie ujemne korelacje udowodniono pomiędzy powietrznie suchą masą chwastów a zawartością P, Mg, białka i popiołu – na glebie lekkiej oraz K – na ciężkiej (**B5**).

W 2009 roku efektem mojego kilkuletniego zainteresowania rolnictwem ekologicznym była monografia pt. „Produkcja owoców w gospodarstwie ekologicznym” (**M1**). Brałem też udział w badaniach związanych z tematyką rolnictwa ekologicznego. Zaowocowało to współautorstwem rozdziałów w raportach z badań opisujących wpływ wsiewek międzyplonowych na wybrane właściwości gleby, plonowanie i zachwaszczenie, odporność na poziomie molekularnym na mączniaka prawdziwego i rdzę brunatną zbóż jarych w warunkach ekologicznego gospodarowania (**R1-R3**) a także traktujących o metodach ochrony naturalnych wrogów szkodników oraz zależności występowania chorób, szkodników i chwastów od płodozmianu, agrotechniki i występowania roślin sąsiadujących w ekologicznych uprawach polowych (**R4, R5**). Uczestniczyłem też w pracy nad zmiennością morfologiczną nasion wybranych gatunków flory segetalnej Polski, której wyniki zebrano, opracowano w postaci monografii w języku polskim (**M2**).

Następny okres mojego rozwoju naukowego poświęcony został badaniom nad rzepakiem ozimym. Badania te trwały 6 lat i były podzielone na dwa etapy po 3 lata. Celem pierwszego etapu było zbadanie efektu uprawy rzepaku w zmianowaniu z różnym jego udziałem (33%, 66% i 100%) i w różnej rozstawie rzędów (25 i 33 cm) na strukturę plonu nasion rzepaku ozimego i zachwaszczenie jego łanu (**B6-B7**).

Uzyskane wyniki pokazały, że rzepak ozimy na obiektach z jego 33% udziałem w zmianowaniu charakteryzował się istotnie większą wysokością roślin i masą nasion, mniejszą zaś masą tysiąca nasion w porównaniu do zmianowania z udziałem 66 % i 100 % rzepaku. Uprawa w warunkach monokultury (100%) spowodowała istotne zwiększenie liczby rozgałęzień roślin rzepaku w porównaniu do pozostałych obiektów. Stwierdzono też istotnie mniejszą zawartość glukozyolanów w nasionach rzepaku oraz istotnie większą zawartość w nich tłuszczu na obiektach z 33% udziałem rzepaku niż na pozostałych obiektach doświadczenia. Rozstawa rzędów miała istotny wpływ jedynie na liczbę rozgałęzień i liczbę łuszczyn na roślinie. W szerszej rozstawie rzędów wartości tych parametrów były istotnie większe (**B7**). Dodatkowo wykazano, iż powietrznie sucha masa chwastów w łanie rzepaku ozimego nie była istotnie modyfikowana przez czynniki doświadczenia. Odnotowano natomiast istotnie większą liczbę chwastów jednoliściennych i ogółem w rzepaku uprawianym w szerszej rozstawie rzędów. Taksonem dominującym i stanowiącym główną masę zachwaszczenia był *Papaver rhoeas* L. Liczba roślin tego gatunku była większa w rzepaku uprawianym w szerszej rozstawie rzędów (33 cm) i bez zmianowania w porównaniu do pozostałych obiektów doświadczenia (**B6**).

Drugi etap badań nad rzepakiem także trwał 3 lata i miał na celu ocenę roli zagęszczenia roślin rzepaku (odstępy między rzędami 33, 44 i 55 cm) trzech odmian rzepaku ozimego (populacyjnej, hybrydowej i hybrydowej pół-karłowej) na strukturę plonowania, architekturę łanu, współczynnik zacienienia powierzchni przez rośliny rzepaku (canopy area index - CAI) (**A1**) i zachwaszczenie (**B10**). Wykazano, że w większych rozstawach rzędów rośliny rzepaku charakteryzowały się silnym wzrostem CAI w kolejnych etapach wzrostu, tym samym niepełne wykorzystanie powierzchni produkcyjnej w początkowych fazach rozwoju zostało zrekompensowane w fazie rozwoju łuszczyn. Różnice w CAI między rozstawami rzędów były istotne do końca kwitnienia, podczas gdy różnice w CAI między odmianami były istotne do fazy rozwoju pąków kwiatowych. W następnych fazach rozwoju rzepaku CAI był podobny na wszystkich poletkach. Analiza parametrów plonowania pokazała, że plon nasion i biomasy (łuszczyn i masy słomy) zmniejszał się wraz ze wzrostem odstępów między rzędami. Różnice te były jednak statystycznie nieistotne. Pozytywnym aspektem zwiększonego odstępów między rzędami było istotne zmniejszenie zawartości glukozyolanów w nasionach. Różnice w zawartości tłuszczu w nasionach były nieistotne. Odmiany hybrydowe rzepaku najwyższy plon nasion dały w rozstawie rzędu 33 cm, podczas gdy populacyjna – w rozstawie 44 cm. Zależności te potwierdzają istotne dodatnie korelacje pomiędzy masą nasion a CAI.



Czynniki opisywanych badań nie miały istotnego wpływu na parametry zachwaszczenia łąn rzepaku. Wykazano jedynie tendencje mniejszej liczby chwastów w łąnie rzepaku wysianego w rozstawie rzędów 33 cm w porównaniu do rozstawy 44 i 55 cm. Potwierdzają to istotne ujemne korelacje pomiędzy liczbą chwastów a CAI.

Wyniki miały i nadal mają ważny aspekt wdrożeniowy, ponieważ pokazują, że możliwe jest zmniejszenie liczby roślin rzepaku ozimego na jednostce powierzchni, zmniejszając tym samym zapotrzebowanie na nasiona do siewu. Jednak zbyt daleko idące zmniejszenie gęstości roślin (większa rozstawa - 44 i 55 cm dla odmian hybrydowych i 55 cm dla odmiany populacyjnej) wiąże się z ryzykiem obniżenia plonu nasion.

W czasie badań nad rzepakiem wykonałem dodatkowe prace badawcze powiązane z allelopatycznymi właściwościami tej rośliny (**B8**, **B9**). Celem tych badań była ocena wpływu ekstraktów wodnych z różnych części roślin rzepaku ozimego oraz wyciągów glebowych z gleby pobranej z pola po jego uprawie na energię i zdolność kiełkowania oraz początkowy wzrost pszenicy ozimej (toksyczność następcza, **B8**) i rzepaku ozimego (autotoksyczność, **B9**) w warunkach laboratoryjnych. Czynnikiem I serii doświadczenia były rodzaje wodnych wyciągów: z łodyg, łuszczyn i młodych roślin rzepaku ozimego oraz ich stężenia: 0,25%; 0,5% i 1%. Obiekt kontrolny podlewany był wodą destylowaną. W II serii badano wyciągi glebowe z gleby z pól o różnym udziale rzepaku ozimego w zmianowaniu: 0%, 33%, 66% i 100% (3 letnia monokultura rzepaku).

Ziarniaki pszenicy ozimej podlewane wyciągami z młodych roślin rzepaku wykazywały tendencje (statystycznie nieistotne) słabszej energii i zdolności kiełkowania, a jej siewki miały nieco mniejszą długość pierwszego liścia, liczbę korzeni zarodkowych oraz powietrznie suchą masę w porównaniu z obiektami podlewanymi wyciągiem z łuszczyn i wyciągiem z łodyg rzepaku. Niezależnie od rodzaju wyciągu istotnie gorsze wyniki kiełkowania ziarniaków i początkowego wzrostu siewek pszenicy ozimej stwierdzono pod wpływem roztworu o najwyższym stężeniu (1%) w odniesieniu do roztworu o stężeniu 0,25% i obiektów kontrolnych (0%). W drugiej serii badań, gdzie oceniano wpływ wodnych wyciągów z gleby spod rzepaku ozimego o różnym jego udziale w zmianowaniu nie stwierdzono istotnych różnic kiełkowania i początkowego wzrostu pszenicy ozimej (**B8**).

Nasiona rzepaku ozimego podlewane wyciągiem z młodych roślin rzepaku charakteryzowały się znacznie gorszą energią i zdolnością kiełkowania w porównaniu do wyciągu z łodyg i wyciągu z łuszczyn. Dodatkowo badane siewki rzepaku podlewane wyciągiem z młodych roślin rzepaku miały istotnie mniejszą wysokość i krótsze korzenie niż siewki podlewane wyciągiem z łodyg i wyciągiem z łuszczyn. Niezależnie od rodzaju

ekstraktu obserwowano istotnie gorsze wyniki kiełkowania nasion i początkowego wzrostu siewek rzepaku ozimego wraz ze wzrostem stężenia ekstraktów. Stwierdzono, że ekstrakty glebowe po 3-letniej monokulturze rzepaku ozimego (100%) istotnie zmniejszają energię kiełkowania i długość korzeni siewek rzepaku, a także powodują tendencje (statystycznie nieistotne) mniejszej zdolności kiełkowania i wysokości siewek w porównaniu z pozostałymi obiektami i obiektem kontrolnym (**B9**).

### **Osiągnięcia wynikające ze współpracy międzywydziałowej i międzyuczelnianej**

Współpraca z Katedrą Eksploatacji Maszyn Przemysłu Spożywczego Wydziału Inżynierii Produkcji UP Lublin zaowocowała trzema publikacjami w czasopismach z listy JCR (**A2-A4**), których tematem jest zastosowanie dodatków do pieczywa pszenno-żytniego w podnoszeniu jego wartości żywieniowej i prozdrowotnej. Ponadto efektem współpracy między i wewnątrz katedralnej był mój udział w badaniach nad parametrami fitochemicznymi jakości plonu roślin uprawnych jako surowców do produkcji żywności w zależności od czynników ekologicznych i agrotechnicznych (**A5-A8, A12**).

Zainteresowania w temacie badań nad biowęglem skłoniły mnie do udziału jako wykonawca w projekcie Sonata Bis (DEC-2012/07/E/ST10/00572) finansowanym przez Narodowe Centrum Nauki realizowanym w Zakładzie Chemii Środowiskowej, Wydziału Chemii UMCS w Lublinie. Efektem tej współpracy są dwie publikacje (**A9** i **A10**). Prace te opisują wpływ biowęgla w ograniczaniu negatywnego oddziaływania zanieczyszczeń glebowych na fitochemiczne cechy i akumulację metali ciężkich ziarna pszenicy jarej (**A9**) oraz zmniejszaniu zawartości wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w glebie nawożonej osadem ściekowym w długoterminowym doświadczeniu polowym (**A10**). Dodatkowo w ramach współpracy z Instytutem Gleboznawstwa, Inżynierii i Kształtowania Środowiska UP Lublin uczestniczyłem w badaniach, których tematem było oddziaływanie biowęgla na właściwości fizyczne gleby biellicowej (**A11**).

## **6. Osiągnięcia dydaktyczne, organizacyjne i popularyzatorskie**

Ważnym elementem mojej pracy zawodowej jest realizowanie procesu dydaktycznego. Doświadczenie zawodowe obejmuje ponad 18 lat pracy dydaktyczno-naukowej (z bardzo dobrymi i dobrymi ocenami ankietowymi od studentów i dziekanów) poprzedzonej Podyplomowym Studium Pedagogicznym. W toku pracy dydaktycznej prowadziłem zajęcia w tym wykłady i ćwiczenia z wielu przedmiotów na różnych kierunkach i wydziałach UP Lublin oraz Wyższej Szkoły Zawodowej w Chełmie. Między innymi były to przedmioty:

Ekologia (ogólna i agroekologia); Ekologia i propedeutyka leśnictwa; Agroekologiczne uwarunkowania plonowania roślin; Ekologiczne uwarunkowania produktywności lasu; Ekologia lasów; Ochrona środowiska; Rolnictwo ekologiczne; System kontroli i certyfikacji w rolnictwie ekologicznym; Ekologiczne uwarunkowania gospodarki leśnej; Certyfikacja produktów ekologicznych; Gospodarka wodna; Historia wsi i rolnictwa.

Moje kompetencje zawodowe poparte są uczestnictwem w projekcie KSI-POKL.04.01.01.-00-232/08 pt. „Program unowocześniania kształcenia w SGGW dla zapewnienia konkurencyjności oraz wysokiej kompetencji absolwentów” współfinansowany w ramach EFS – wykonawca/współautor treści merytorycznych wykładów z „Agroekologii i ochrony środowiska” a także zagranicznym szkoleniem zawodowym z zakresu struktury i działalności edukacyjnej (w tym nauczania internetowego „e-learning”) oraz naukowej w University of Natural Resources and Applied Life Sciences in Vienna. Center for International Relations, Peter Jordan Strasse 82A, 1190 Vienna/Austria

Ponadto pełniłem obowiązki promotora w 36 pracach dyplomowych (13 magisterskich i 23 inżynierskich) oraz recenzowałem 30 prac dyplomowych. Kilkukrotnie byłem także formalnym opiekunem kierunku/roku studentów.

Inna aktywność zawodowa obejmowała pracę w Wydziałowej Komisji Wyboru Dziekana (zdarzeń 2) i Komisji Egzaminacyjnej Zaliczenia Praktyk (zdarzeń 6).

Od 2000 do 2016 roku byłem członkiem Polskiego Towarzystwa Agronomicznego.

## 7. Zestawienie liczbowe osiągnięć

Całkowita liczba punktów MNiSW za publikacje w czasopismach z listy A i B *	<b>526</b>
Sumaryczny IF według JCR by Web of Science **	<b>29,992</b>
Sumaryczny średni 5 letni IF według JCR by Web of Science **	<b>34,774</b>
Liczba cytowań według bazy Web of Science (dnia 17.09.2018r.)	<b>51</b>
- bez cytowani własnych	<b>45</b>
Liczba cytowań według bazy Scopus	<b>57</b>
Indeks Hirsha według bazy Web of Science	<b>5</b>
Indeks Hirsha według bazy Scopus	<b>5</b>

\* – w roku opublikowania pracy (w przypadku prac z 2017 i 2018 roku przyjęto punktację z listy z dnia 17 grudnia 2016)

\*\* – w roku opublikowania pracy (w przypadku prac z 2018 podano ostatni dostępny w JCR)

**Tabela 1. Dane bibliometryczne dorobku naukowego**

Rodzaj publikacji	Całkowita liczba publikacji	Sumaryczny IF	Suma punktów (w roku wydania)
Czasopisma posiadające współczynnik wpływu IF, wyróżnione w JCR (lista A)*	18	29,992	480
Czasopisma nie posiadające współczynnika wpływu IF (lista B)	10		46
Monografie naukowe w j. polskim	2		43
Raporty z badań	5		
Materiały konferencyjne	17		
Artykuły popularno-naukowe	3		
<b>Razem</b>	<b>57</b>	<b>29,992</b>	<b>569</b>
- w tym osiągnięcie	5	11,759	155
- w tym przed doktoratem	3		
- w tym po doktoracie bez osiągnięcia	49	18,233	414
Realizowane projekty badawcze (wykonawca)	5		

W uznaniu osiągnięć w działalności naukowej zostałem wyróżniony przez Rektora Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie nagrodą indywidualną II stopnia za lata 2014-2015, nagrodą indywidualną III stopnia za lata 2016-2017 oraz dodatkiem specjalnym za wyróżniające się osiągnięcia w pracy naukowej, które miały znaczący wpływ na wyniki oceny parametrycznej wydziału Agrobioinżynierii za lata 2013-2016. Dodatkowo otrzymałem wyróżnienie od Dziekana Wydziału Agrobioinżynierii za jeden z najwyższych sumarycznych wyników punktowych za publikacje w czasopismach JCR spośród pracowników tego wydziału w 2015 roku i **za najwyższy** sumaryczny wynik punktowy za publikacje w czasopismach JCR w 2017 roku.



Lublin 18.09.2018 r.