

Załącznik II

AUTOREFERAT

dr inż. Anita Konieczna
Instytut Technologiczno-Przyrodniczy
- Państwowy Instytut Badawczy
Al. Hrabstwa 3, Falenty, 05-090 Raszyn
Oddział w Warszawie
ul. Rakowiecka 32, 02-532 Warszawa
e-mail: a.konieczna@itp.edu.pl

Warszawa 2025

SPIS TREŚCI

1. DANE PERSONALNE	4
2. POSIADANE DYPLOMY I STOPNIE NAUKOWE	4
3. INFORMACJA O DOTYCHCZASOWYM ZATRUDNIENIU W JEDNOSTKACH NAUKOWYCH	5
4. WSKAZANIE OSIĄGNIĘCIA.....	6
4.1. OKREŚLENIE OSIĄGNIĘCIA	6
4.1.1. Charakterystyka wkładu do nauki z odwołaniem się do najważniejszych publikacji (osiągnięć naukowych).	13
4.2. WPROWADZENIE	16
4.3. PRZEGLĄD LITERATURY Z PODZIAŁEM TEMATYCZNYM.....	18
4.3.1. Produkcja roślinna do energetycznego wykorzystania	18
4.3.1.1. Kukurydza na kiszonkę - efektywność energetyczna technologii produkcji.....	20
4.3.1.2. Pelet z sosny i konopii - aspekt środowiskowy	25
4.3.2. Emisja gazów cieplarnianych na terenach wiejskich i możliwości redukcji	31
4.3.3. Przetwarzanie obornika koziego oraz obornika krowiego w procesach fotofermentacji.....	36
4.3.4. Podsumowanie przeglądu literatury	42
4.4. CEL I ZAKRES OSIĄGNIĘCIA	46
4.5. METODYKA BADAŃ	48
4.5.1. Technologie produkcji kukurydzy na kiszonkę - rezultaty z badań	48
4.5.2. Produkcja energii z biomasy	65
4.5.2.1. Biomasa konopi i sosny do energetycznego wykorzystania.....	66
4.5.2.2. Model pilotażowej instalacji - kocioł z palnikiem zgazowującym.....	68
4.5.2.3. Rezultaty z badań.....	71
4.5.2.4. Ocena modelu bioenergetycznego	80
4.5.3. Ocena modelu redukcji emisji gazów cieplarnianych.....	80
4.5.4. Przetwarzanie substratów (biomasy) w procesach fotofermentacji – rezultaty z badań.....	93
4.6. SYNTETYCZNY OPIS PRAC	111
4.6.1. Praca nr O1.....	111
4.6.2. Praca nr O2.....	116
4.6.3. Praca nr O3.....	118
4.6.4. Praca nr O4.....	122

4.6.5. Praca nr O5.....	126
4.6.6. Praca nr O6.....	129
4.6.7. Praca nr O7.....	133
4.7. PODSUMOWANIE OSIĄGNIĘCIA.....	137
LITERATURA	145

1. DANE PERSONALNE

Imię i Nazwisko: **Anita Elżbieta Konieczna**

Miejsce pracy: Instytut Technologiczno-Przyrodniczy - Państwowy Instytut Badawczy
Al. Hrabka 3, Falenty, 05-090 Raszyn
Oddział w Warszawie
ul. Rakowiecka 32, 02-532 Warszawa

2. POSIADANE DYPLOMY, STOPNIE NAUKOWE – Z PODANIEM PODMIOTU NADAJĄCEGO STOPIEŃ, ROKU ICH UZYSKANIA ORAZ TYTUŁU ROZPRAWY DOKTORSKIEJ:

a) **magister, inżynier**, 1992-1997r. Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego – Akademia Rolnicza w Warszawie; studia dzienne magisterskie, Wydział Rolniczy; kierunek: Ochrona Środowiska Rolniczego, obrona pracy magisterskiej pt. *„Znaczenie użytków zielonych w ochronie środowiska przyrodniczego, ginących i zagrożonych gatunków roślin”*, Warszawa 1997

Praca wykonana pod kierunkiem dr Zofii Dębskiej-Kalinowskiej

b) **doktor nauk inżynieryjno-technicznych**, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie – Rada Dyscypliny Inżynieria Mechaniczna - publiczna obrona pracy doktorskiej pt. *„Efektywność energetyczna technologii produkcji kukurydzy z przeznaczeniem na cele energetyczne”*. Stopień naukowy doktora w dziedzinie nauk inżynieryjno-technicznych w dyscyplinie inżynieria mechaniczna nadany przez Senat Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie 29.11.2019 r.

Promotor: dr hab. inż. Piotr Pasyniuk

Promotor pomocniczy: dr inż. Aleksander Muzalewski

c) **studia podyplomowe**: Szkoła Główna Handlowa w Warszawie, Kolegium Zarządzania i Finansów, Podyplomowe Studia Rachunkowości, obrona pracy dyplomowej pt. *„Należności w rachunkowości i w analizie finansowej”*, Warszawa 2000

Praca napisana pod kierunkiem dr Anny Karmańskiej

3. INFORMACJE O DOTYCHCZASOWYM ZATRUDNIENIU W JEDNOSTKACH NAUKOWYCH:

01.2025 r. – nadal	Instytut Technologiczno-Przyrodniczy – Państwowy Instytut Badawczy Oddział w Warszawie, na stanowisku Adiunkt
01.2022 r. – 12.2024 r.	Instytut Technologiczno-Przyrodniczy – Państwowy Instytut Badawczy Oddział w Warszawie, Zakład Technologiczny, na stanowisku Adiunkt
03.2020 r. – 12.2021 r.	Instytut Technologiczno-Przyrodniczy Oddział w Warszawie, Zakład Analiz Ekonomicznych i Energetycznych, na stanowisku Adiunkt
03.2014 r. – 02.2020 r.	Instytut Technologiczno-Przyrodniczy Oddział w Warszawie, Zakład Analiz Ekonomicznych i Energetycznych, na stanowisku Asystent
10.2012 r. – 02.2014 r.	Instytut Technologiczno-Przyrodniczy Oddział w Warszawie, Zakład Analiz Ekonomicznych i Energetycznych, na stanowisku Starszy specjalista ds. administracyjno – technicznych
12.2009 r. – 07.2012 r.	Instytut Budownictwa, Mechanizacji i Elektryfikacji Rolnictwa/Instytut Technologiczno – Przyrodniczy, Dział Finansowo – Księgowy, na stanowisku Specjalista ds. finansowo – księgowych (w zakresie obowiązków m.in. rozliczanie projektów z Norweskiego Mechanizmu Finansowego, Programu Operacyjnego Innowacyjna Gospodarka – Europejski Fundusz Rozwoju Regionalnego, 6 Programu Ramowego)

4. WSKAZANIE OSIĄGNIĘCIA WYNIKAJĄCEGO Z ART. 219 UST. 1 PKT. 2B USTAWY Z DNIA 20 LIPCA 2018 R. PRAWO O SZKOLNICTWIE WYŻSZYM I NAUCE (DZ. U. Z 2021 R. POZ. 478 Z PÓŻN. ZM.)

4.1. OKREŚLENIE OSIĄGNIĘCIA

a) tytuł osiągnięcia naukowego:

**„ZASTOSOWANIE WYBRANYCH RODZAJÓW BIOMASY DO PRODUKCJI
BIOENERGII – ASPEKT ENERGETYCZNO-ŚRODOWISKOWY”**

Osiągnięcie dokumentuje cykl 7 publikacji powiązanych tematycznie, wydanych po uzyskaniu przez wnioskodawcę stopnia naukowego doktora.

b) wykaz prac dokumentujący osiągnięcie naukowe:

- O1. **Konieczna, A.**; Roman, K.; Roman, M.; Śliwiński, D.; Roman, M. Energy Efficiency of Maize Production Technology: Evidence from Polish Farms. *Energies* **2021**, 14(1), 170, <https://doi.org/10.3390/en14010170>
(140 pkt wg MNiSW^{c,d}; IF₂₀₂₁ = 3,252^a; IF_{5-year} = 3,0^b; CiteScore₂₀₂₃ (Scopus) = 6,2; SJR₂₀₂₃ = 0,65)

Mój wkład w opublikowanie tej pracy polegał na:

- opracowaniu: koncepcji artykułu, koncepcji badań i ich wykonaniu, metodyki badań, zbioru i archiwizacji,
- analizie i zinterpretowaniu danych i wyników,
- wykonaniu analizy badań,
- użyciu odpowiedniego oprogramowania,
- nadzorowaniu, walidacji, wizualizacji,
- napisaniu manuskryptu oraz opracowaniu/redagowaniu odpowiedzi dla Recenzentów i Redakcji czasopisma.

Dokonałam również we współudziale korekty artykułu po jego recenzjach.

Oświadczam, że mój udział w publikacji (osiągnięcie naukowe) w ujęciu ilościowym równy jest 95%.

Model, według którego obliczono udział % to składowa ilości współautorów + składowa ilości działań merytorycznych, dwie wartości stanowią sumę.

Obliczenia dla O1:

- 5 współautorów; wkład stanowi 100%, dla 1 współautora składowa wynosi 20%;
- 12 działań merytorycznych stanowi 100%, 1 działanie stanowi 8,33% - ponieważ zaangażowana byłam w 9 działań merytorycznych (Author Contributions) składowa wynosi 74,9%;
- suma składowych wynosi 94,9%, w zaokrągleniu 95%.

O2. **Konieczna, A.**; Roman, K.; Borek, K.; Grzegorzewska, E. GHG and NH₃ Emissions vs. Energy Efficiency of Maize Production Technology: Evidence from Polish Farms; a Further Study. *Energies* **2021**, 14, 5574, <https://doi.org/10.3390/en14175574> (140 pkt wg MNiSW^{c,d}; IF₂₀₂₁ = 3,252^a; IF_{5-year} = 3,0^b; CiteScore₂₀₂₃ (Scopus) = 6,2; SJR₂₀₂₃ = 0,65)

Mój wkład w opublikowanie tej pracy polegał na:

- opracowaniu: koncepcji artykułu, koncepcji badań i ich wykonaniu, metodyki badań, zbioru i archiwizacji danych,
- analizie i zinterpretowaniu danych i wyników,
- wykonaniu analizy badań,
- użyciu odpowiedniego oprogramowania,
- nadzorowaniu, walidacji, wizualizacji,
- napisaniu manuskryptu oraz opracowaniu/redagowaniu odpowiedzi dla Recenzentów i Redakcji czasopisma.

Dokonałam również we współudziale korekty artykułu po jego recenzjach.

Oświadczam, że mój udział w publikacji (osiągnięcie naukowe) w ujęciu ilościowym równy jest 95%.

Model, według którego obliczono udział % to składowa ilości współautorów + składowa ilości działań merytorycznych, dwie wartości stanowią sumę.

Obliczenia dla O2:

- 4 współautorów stanowi 100%, dla 1 współautora składowa wynosi 25%;
- 12 działań merytorycznych stanowi 100%, 1 działanie stanowi 8,33% - ponieważ zaangażowana byłam w 9 działań (Author Contributions) składowa wynosi 74,9%;
- suma składowych wynosi 94,9%, w zaokrągleniu 95%.

O3. **Konieczna, A.**; Mazur, K.; Koniuszy, A.; Gawlik, A.; Sikorski, I. Thermal Energy and Exhaust Emissions of a Gasifier Stove Feeding Pine and Hemp Pellets. *Energies* **2022**, 15(24), 9458, <https://doi.org/10.3390/en1524945>

(140 pkt wg MNiSW^{c,d}; IF₂₀₂₂ = 3,000^a; IF_{5-year} = 3,0^b; CiteScore₂₀₂₃ (Scopus) = 6,2; SJR₂₀₂₃ = 0,65)

Mój wkład w opublikowanie tej pracy polegał na:

- opracowaniu: koncepcji artykułu, koncepcji badań i ich wykonaniu, metodyki badań, zbioru danych,
- analizie i zinterpretowaniu danych i wyników,
- wykonaniu analizy badań,
- użyciu odpowiedniego oprogramowania,
- nadzorowaniu, wizualizacji,
- napisaniu i zredagowaniu manuskryptu oraz udzielaniu odpowiedzi Recenzentom i Redakcji czasopisma.

Dokonałam również korekty artykułu po jego recenzjach. Byłam autorem głównym i korespondencyjnym.

Oświadczam, że mój udział w publikację (osiągnięcie naukowe) w ujęciu ilościowym równy jest 95%.

Model, według którego obliczono udział % to składowa ilości współautorów + składowa ilości działań merytorycznych, dwie wartości stanowią sumę.

Obliczenia dla O3:

- 5 współautorów stanowi 100%, dla 1 współautora składowa wynosi 20%;
- 12 działań merytorycznych stanowi 100%, 1 działanie stanowi 8,33% - ponieważ zaangażowana byłam w 9 działań (Author Contributions) składowa wynosi 74,9%;
- suma składowych wynosi 94,9%, w zaokrągleniu 95%.

O4. **Konieczna, A.; Roman, K.; Rzodkiewicz, W.** Fuel Consumption, Emissions of Air Pollutants and Opportunities for Reducing CO₂ Emissions from Linear Sources in the Model Rural Municipality. *Energies* **2023**, 16, 5553, O5, <https://doi.org/10.3390/en161455> (140 pkt wg MNiSW^{c,d}; IF₂₀₂₃ = 3,000^a; IF_{5-year} = 3,0^b; CiteScore₂₀₂₃ (Scopus) = 6,2; SJR₂₀₂₃ = 0,65)

Mój wkład w opublikowanie tej pracy polegał na:

- opracowaniu: koncepcji artykułu, koncepcji badań i ich wykonaniu, metodyki badań, zbioru i archiwizacji danych,
- analizie i zinterpretowaniu danych i wyników,
- nadzorowaniu, walidacji, wizualizacji,

- napisaniu i zredagowaniu manuskryptu oraz opracowaniu odpowiedzi dla Recenzentów i Redakcji czasopisma.

Dokonałam również we współudziale korekty artykułu po jego recenzjach.

Oświadczam, że mój udział w publikację (osiągnięcie naukowe) w ujęciu ilościowym równy jest 92%.

Model, według którego obliczono udział % to składowa ilości współautorów + składowa ilości działań merytorycznych, dwie wartości stanowią sumę.

Obliczenia dla O4:

- 3 współautorów stanowi 100%, dla 1 współautora składowa wynosi 33,3%;
- 12 działań merytorycznych stanowi 100%, 1 działanie stanowi 8,33% - ponieważ zaangażowana byłam w 7 działań (Author Contributions) składowa wynosi 58,3%;
- suma składowych wynosi 91,6%, w zaokrągleniu 92%.

O5. Konieczna, A.; Koniuszy, A. Greenhouse gas and ammonia emissions in modelled cereal crop production under Polish agricultural conditions an example spring barley. *J. Water Land Dev.* **2024**, 61 (IV–VI): 39–47, DOI: 10.24425/jwld.2024.150257 (100 pkt wg MNiSW^{c,d}; CiteScore₂₀₂₃ (Scopus) = 2,3; SJR₂₀₂₃ = 0,282)

Mój wkład w opublikowanie tej pracy polegał na:

- opracowaniu: koncepcji artykułu, koncepcji badań i ich wykonaniu, metodyki badań, zbioru i archiwizacji danych,
- analizie i zinterpretowaniu danych i wyników,
- napisaniu i zredagowaniu manuskryptu oraz udzielaniu odpowiedzi Recenzentom i Redakcji czasopisma.

Dokonałam również korekty artykułu po jego recenzjach. Byłam autorem głównym i korespondencyjnym.

Oświadczam, że mój udział w publikację (osiągnięcie naukowe) w ujęciu ilościowym równy jest 92%.

Model, według którego obliczono udział % to składowa ilości współautorów + składowa ilości działań merytorycznych, dwie wartości stanowią sumę.

Obliczenia dla O5:

- 2 współautorów stanowi 100%, dla 1 współautora składowa wynosi 50%;
- 12 działań merytorycznych stanowi 100%, 1 działanie stanowi 8,33%, ponieważ byłam zaangażowana w 5 działań składowa wynosi 41,65%;
- suma składowych wynosi 91,65%, w zaokrągleniu 92%.

- O6. Hołaj-Krzak, J.T.; **Konieczna, A.**; Borek, K.; Gryszkiewicz-Zalega, D.; Sitko, E.; Urbaniak, M.; Dybek, B.; Anders, D.; Szymenderski, J.; Koniuszy, A.; Wałowski, G. Goat manure potential as a substrate for biomethane production - an experiment for photofermentation. *Energies* **2024**, 17, 3967, <https://doi.org/10.3390/en17163967> (140 pkt wg MNiSW^{c,d}; IF₂₀₂₃ = 3,000^a; IF_{5-year} = 3,0^b; CiteScore₂₀₂₃ (Scopus) = 6,2; SJR₂₀₂₃ = 0,65)

Mój wkład w opublikowanie tej pracy polegał na:

- *opracowaniu: koncepcji artykułu, koncepcji badań i ich wykonaniu, metodyki badań, zbioru i archiwizacji danych,*
- *analizie i zinterpretowaniu danych i wyników,*
- *wykonaniu analizy badań,*
- *napisaniu i zredagowaniu manuskryptu.*

Oświadczam, że mój udział w publikację (osiągnięcie naukowe) w ujęciu ilościowym równy jest 67%.

Model, według którego obliczono udział % to składowa ilości współautorów + składowa ilości działań merytorycznych, dwie wartości stanowią sumę.

Obliczenia dla O6:

- *11 współautorów stanowi 100%, dla 1 współautora składowa wynosi 9,1%;*
- *12 działań merytorycznych stanowi 100%, 1 działanie stanowi 8,33%, ponieważ byłam zaangażowana w 7 działań (Author Contributions) składowa wynosi 58,3%;*
- *suma składowych wynosi 67,4%, w zaokrągleniu 67%.*

- O7. **Konieczna, A.**; Borek, K.; Hołaj-Krzak, J.T.; Dybek, B.; Anders, D.; Szymenderski, J.; Klimek, K.; Kapłan, M.; Jarosz, Z.; Syrotyuk, S.; Stanytskyy, T.; Korobka, S.; Wałowski, G. The Potential of Utilizing Cattle (Cow) Manure for Biomethane Production—An Experiment for Photofermentation. *Energies* **2024**, 17, 6119. <https://doi.org/10.3390/en17236119>

(140 pkt wg MNiSW^{c,d}; IF₂₀₂₃ = 3,000^a; IF_{5-year} = 3,0^b; CiteScore₂₀₂₃ (Scopus) = 6,2; SJR₂₀₂₃ = 0,65).

Mój wkład w opublikowanie tej pracy polegał na:

- *opracowaniu: koncepcji artykułu, koncepcji badań i ich wykonaniu, metodyki badań,*
- *analizie i zinterpretowaniu danych i wyników,*
- *wykonaniu analizy badań,*

- walidacji,
- napisaniu manuskryptu oraz współudział w opracowaniu odpowiedzi dla Recenzentów.

Oświadczam, że mój udział w publikację (osiągnięcie naukowe) w ujęciu ilościowym równy jest 66%.

Model, według którego obliczono udział % to składowa ilości współautorów + składowa ilości działań merytorycznych, dwie wartości stanowią sumę.

Obliczenia dla O7:

- 13 współautorów stanowi 100%, dla 1 współautora składowa wynosi 7,7%;
- 12 działań merytorycznych stanowi 100%, 1 działanie stanowi 8,33% - ponieważ byłam zaangażowana w 7 działań (Author Contributions) składowa wynosi 58,3%;
- suma składowych wynosi 66,0%.

ŁĄCZNIE (OSIĄGNIĘCIE):

- Punkty MNiSW	940^{c,d}
- Impact Factor (IF)	18,504^a; (18,0^b)
- CiteScore (Scopus)	39,50
- Scimago Journal & Country Rank (SJR)	0,932 (0,65 + 0,282)

Objaśnienia indeksów górnych:

^a IF w roku wydania publikacji

^b IF_{5-year} – średni pięcioletni Impact Factor

^c Punktacja Ministerialna (MNiSW) określona według roku wydania publikacji

^d Punktacja MNiSW określona według roku wydania publikacji, zgodnie z przyjętą aktualną punktacją z listy z miesiąca styczeń 2024 (obecnie obowiązującą).

Mój wkład w opracowanie ww. publikacji obejmował autorstwo hipotez, koncepcji badawczych, wykonanie doświadczeń, analizę, opracowanie wyników badań i ich dyskusję, jak również przygotowanie manuskryptów.

Oświadczam, że moje udziały w publikacjach (osiągnięcie naukowe) w ujęciu ilościowym są równe:

O1 - 95%; O2 - 95%; O3 - 95%; O4 - 92%; O5 – 92%; O6 – 67%; O7 – 66,0%.

W ujęciu jakościowym opracowanie i opublikowanie każdej z ww. publikacji polegało na:
- opracowaniu:

- > koncepcji artykułu: O1, O2, O3, O4, O5, O6, O7;*
- > koncepcji badań i ich wykonaniu: O1, O2, O3, O4, O5, O6, O7;*
- > metodyki badań: O1, O2, O3, O4, O5, O6, O7;*
- > zbioru i archiwizacji danych: O1, O2, O3, O4, O5, O6, O7;*
- analizie i zinterpretowaniu danych i wyników: O1, O2, O3, O4, O5, O6, O7;*
- wykonaniu analizy badań: O1, O2, O3, O6, O7;*
- użyciu odpowiedniego oprogramowania: O1, O2, O3;*
- nadzorowaniu: O1, O2, O3, O4;*
- walidacji: O1, O2, O4;*
- wizualizacji: O1, O2, O3, O4;*
- napisaniu i zredagowaniu manuskryptu: O1, O2, O3, O4, O5, O6, O7;*
- udzielaniu odpowiedzi Recenzentom i Redakcji czasopisma: O1, O2, O3, O4, O5 jak również dokonaniu korekty artykułu po jego recenzjach: O1, O2, O3, O4, O5.*

Warszawa, 10 stycznia 2025 r.

Anita Konieczna

4.1.1. Charakterystyka wkładu do nauki z odwołaniem się do najważniejszych publikacji (osiągnięć naukowych)

Wkładem do nauki jest rozpoznanie wybranych rodzajów biomasy do produkcji bioenergii oraz zastosowanie praktyczne rezultatów badań w:

- efektywnej pod względem energetycznym produkcji kukurydzy do energetycznego wykorzystania,
- określeniu parametrów energetycznych i emisyjnych kotła z palnikiem zgazowującym z wykorzystaniem peletów sosnowych i konopnych, z uwzględnieniem kosztów produkcji ciepła,
- prognozowaniu parametrów energetyczno-emisyjnych dla kotłów z palnikiem zgazowującym o mocach najczęściej stosowanych w domowych instalacjach grzewczych,
- wyborze paliwa grzewczego przez odbiorców indywidualnych,
- przetwarzaniu obornika koziego oraz obornika krowiego na cele energetyczne w procesach fotofermentacji.

Rezultaty prowadzonych badań potwierdziły, że istnieje możliwość opracowania modelu określenia kryteriów energetyczno-środowiskowych:

- obliczeń rzeczywistych wartości stanowiących o efektywności energetycznej produkcji kukurydzy na kiszonkę;
- zwiększenia efektywności upraw;
- szacowania emisji gazów cieplarnianych (GHG – *green house gasses*) i amoniaku (NH_3) do atmosfery w oparciu o rzeczywiste wartości;
- prognozowania parametrów energetycznych i emisyjnych dla kotłów;
- szacowania emisji ze źródeł liniowych;
- wykorzystania zjawiska fotofermentacji.

Opracowany model zweryfikowano w warunkach rzeczywistych dla:

- technologii produkcji kukurydzy na kiszonkę,
- pilotażowej instalacji dla kotła z palnikiem zgazowującym,
- fotofermentacji obornika koziego oraz obornika krowiego.

Przeprowadzone rozważania oraz badania naukowe przedstawiono w publikacjach: W publikacji (O1) wykorzystano do obliczeń rzeczywiste wartości stanowiące o efektywności uprawy kukurydzy na kiszonkę. Zgromadzono szereg danych charakteryzujących zaangażowanie różnych czynników na poszczególnych etapach produkcji kukurydzy na

kiszonkę, prowadzonych w gospodarstwach z zastanym parkiem maszynowym, zapleczem produkcyjnym, w warunkach rzeczywistego funkcjonowania.

W publikacji (**O2**) oszacowano emisje GHG i NH_3 do atmosfery w oparciu o rzeczywiste wartości stanowiące o oddziaływaniu produkcji kukurydzy na kiszonkę na środowisko. Badania przeprowadzono w oparciu o dane pochodzące z gospodarstw w warunkach rzeczywistego funkcjonowania, co daje obraz ich faktycznego oddziaływania na klimat i środowisko.

W publikacji (**O3**) nowością jest odniesienie wyników badań do strumienia emisji spalin, a przede wszystkim do jednostki wytworzonego ciepła. Dzięki tak wykonanej analizie można prognozować parametry energetyczne i emisyjne dla kotłów o podobnej konstrukcji i innych mocach.

W publikacji (**O4**) dokonano opracowania metodyki szacowania emisji ze źródeł liniowych wraz zaproponowanymi scenariuszami ich redukcji dostosowanymi do specyfiki obszarów wiejskich, np. mniejszą dostępnością transportu publicznego czy intensywnym użytkowaniem pojazdów rolniczych. Narzędzie to może być wykorzystywane przez organy gminne zarządzające infrastrukturą drogową, komunikacyjną, oddziaływaniem na środowisko. Pozwoli to lokalnym komórkom, odpowiadającym za realizację tych zadań, na bardziej szczegółowy monitoring, segmentację emisji oraz ich redukcję w tych obszarach. Uwzględnienie lokalnych uwarunkowań związanych z charakterystyką gminy wiejskiej w podjętych działaniach będzie miało przełożenie nie tylko na gminę wiejską, ale także szerszy zasięg: regionalny, wojewódzki, krajowy.

W publikacji (**O5**) przedstawiono nowatorskie podejście do szacowania emisji gazów cieplarnianych (GHG) i amoniaku (NH_3) z opracowanych modelowych technologii upraw jęczmienia jarego ze względu na jego znaczący udział w strukturze upraw w Polsce. Opracowano modelowe technologie uprawy tego zboża w oparciu o rozwiązania agrotechniczne, które wprowadzone do praktyki przyczynią się do zwiększenia efektywności upraw, zmniejszą ich negatywny wpływ na środowisko. Ze względu na znaczący areal upraw jęczmienia jarego na obszarze Polski wprowadzenie takich rozwiązań technologicznych w uprawie do praktyki będzie pomocne w zarządzaniu emisjami z upraw, rolnictwa.

W publikacji (**O6**) przedstawiono aktualny stan wiedzy na temat technologii produkcji biogazu (biometanu) z obornika koziego w aspekcie efektywności fotofermentacji. Oceniono jakość biogazu produkowanego w warunkach atmosferycznych z obornika koziego umieszczonego w reaktorze (fotofermentatorze). Zainicjowano trendy technologiczne i przyszłe perspektywy dla sektora biometanu.

W publikacji (O7) przedstawiono aktualny stan technologii produkcji biogazu (biometanu) na przykładzie wykorzystania obornika krowiego z perspektywy efektywności fotofermentacji. Obornik krwi został zbadany pod względem składu pierwiastkowego w celu określenia przydatności tego surowca do produkcji biogazu. Oceniono jakość biogazu produkowanego w warunkach atmosferycznych z obornika krowiego zróżnicowanego ze względu na czas przechowywania. Opracowano innowacyjną metodę wykorzystania obornika krowiego, wskazując na rozwój przemysłu biometanu.

Oświadczam również, że:

- *informacja o jednym wiodącym dziele (cykl publikacji) znajduje się w Załączniku II (Autoreferat), natomiast tzw. poboczne dzieło stanowią: artykuły, rozdziały monografii wykazane w Załączniku III,*
- *informacja o wykazywaniu się istotną aktywnością naukową realizowaną w więcej niż jednej uczelni, instytucji naukowej,*
- *informacja o osiągnięciach dydaktycznych, organizacyjnych oraz popularyzujących naukę,*
- *inne informacje, ważne z punktu widzenia Wnioskodawcy, dotyczące kariery zawodowej, zamieszczone w „Wykazie osiągnięć naukowych ...” (Załącznik III).*

Warszawa, 10 stycznia 2025 r.

Anita Konieczna

c) omówienie celu naukowego/artystycznego ww. pracy/prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania

4.2. WPROWADZENIE

W dobie rosnącego popytu na określone i niekiedy ograniczone zasoby oraz wzmożonej konkurencji, presja wywierana na te zasoby powoduje zachwianie stabilności środowiska oraz narastającą degradację. Efektywniejsze wykorzystanie tych zasobów uważane jest za jeden ze sposobów odniesienia korzyści zarówno gospodarczych jak i środowiskowych. Przekroczona zdolność Ziemi do naturalnej sekwestracji antropogenicznego CO₂ ze spalania paliw kopalnych, w tym z produkcji energii powoduje konieczność podejmowania interdyscyplinarnych badań na całym świecie nad wykorzystaniem odnawialnych i zrównoważonych źródeł energii. Wdrażanie wyników tych badań, oprócz korzyści wynikających z produkcji energii, przyczynia się także do ograniczenia emisji gazów cieplarnianych (GHG – *green house gas*) odpowiedzialnych za zmiany klimatyczne, a także do redukcji ilości odpadów, które podczas składowania są m.in. są źródłem emisji odpowiedzialnych za efekt szklarniowy, odorów oraz powodują zanieczyszczenie wód. Dyrektywy 2009/28/WE (Dyrektywa RED - *Renewable Energy Directive*) i 2009/30/WE, zawierają wytyczne na temat kryteriów zrównoważonego rozwoju, zwiększenia wykorzystania biopaliw dzięki zrównoważonej ich produkcji oraz warunki, jakie mają spełniać źródła pozyskiwania surowców do ich produkcji. W Dyrektywie 2018/2001 (Dyrektywa RED II), która weszła w życie w grudniu 2018, określono cele zużycia odnawialnych źródeł energii na lata 2021-2030. Z obawy przed wylesianiem (ILUC) w dyrektywie zdecydowano o ograniczeniu produkcji biopaliw z upraw. Na 2025 rok przewidywane jest wejście w życie Dyrektywy 2023/2413 (RED III). Racjonalne korzystanie z zasobów utożsamiane jest z trwałym korzystaniem z zasobów odnawialnych, co oznacza zużywanie ich w takich ilościach w jakich następuje ich przyrost. Dokumentem pomocnym dla przedsiębiorców i konsumentów w przechodzeniu na model gospodarki, w którym zasoby do produkcji wykorzystywane są w sposób bardziej zrównoważony zapewniając Europie stały i zrównoważony rozwój w perspektywie wieloletniej jest przyjęty przez Komisję Europejską w 2020 roku nowy plan działania dotyczący gospodarki o obiegu zamkniętym (CEAP) [European Commission 2020]. Przejście na ten model gospodarki zmniejszy presję na zasoby naturalne i stworzy zrównoważony wzrost gospodarczy i miejsca pracy, warunkuje wstępnie osiągnięcie celu neutralności klimatycznej UE do 2050 r., a także, posłuży do powstrzymania utraty

różnorodności biologicznej. Inicjatywa obejmuje zagadnienia dotyczące całego cyklu życia produktów, uwzględnia sposób projektowania produktów, promuje procesy gospodarki o obiegu zamkniętym, zachęca do zrównoważonej konsumpcji i ma na celu zapobieganie powstawaniu odpadów, a wykorzystywane zasoby pozostają w gospodarce UE tak długo, jak to możliwe. Biomasa, wraz z odnawialnymi źródłami energii słonecznej, wiatrowej i wodnej (OZE) stanowią integralną część systemów elektroenergetycznych wykorzystujących te źródła do produkcji energii. W kontekście produkcji bioenergii, częściowe zapotrzebowanie na biomasę mogą zapewnić plony upraw energetycznych, przemysłowych, a także odpady przemysłu drzewnego. Uprawy, często charakteryzuje wysoka energochłonność, stąd potrzeba prowadzenia badań nad jej obniżeniem, dzięki m.in. zmniejszeniu nakładów energetycznych do produkcji, a także nad możliwościami redukcji emisji GHG. Poprzez właściwy, optymalny dla gospodarstwa, dobór maszyn i narzędzi można wpływać na energochłonność poszczególnych procesów w łańcuchu produkcji, w konsekwencji na efektywność energetyczną technologii produkcji, z którą skorelowany jest poziom emisji GHG do atmosfery. Biomasa – różnego pochodzenia, o różnym stopniu przetworzenia – jest wykorzystywana do produkcji energii głównie w procesach, które mogą przebiegać, zarówno w warunkach bez dostępu tlenu, w obecności bakterii beztlenowych (fermentacja beztlenowa – biogaz) lub procesach jej termochemicznego przetwarzania: spalanie, zagazowanie, piroliza. W celu zwiększenia wydajności procesów i efektywności jej wykorzystania w produkcji bioenergii, a także w celu stałego dostępu do surowca, biomasa poddawana jest - w zależności od rodzaju - różnym metodom wstępnego przetwarzania, m.in. zagęszczaniu (brykietowanie, peletowanie), zakiszaniu. Szeroka skala dostępności biomasy sprawia, że są to procesy często wykorzystywane w praktyce i opłacalne ekonomicznie. Podczas zabiegów zwiększana jest koncentracja energii w jednostce objętości, dzięki nim obniżane są koszty transportu, upraszczane jest zarządzanie, obsługa i logistyka. Lokalnie, ze względu na stabilność są szczególnie atrakcyjnym rozwiązaniem w kontekście bezpieczeństwa energetycznego, metodą do zrównoważonej produkcji energii. Rodzaj dostępnych surowców uzależniony jest od regionu, prowadzonej w nim działalności rolniczej czy leśnej, a w przypadku wykorzystywania pozostałości z innych procesów sposobu ich pierwotnego wykorzystania, przetworzenia. Rozwój technologii do produkcji bioenergii obejmuje obecnie zastosowanie do procesu szerokiego zakresu mieszanin biomasy np. obornik, osady ściekowe, odpady żywnościowe. Są one nieustannie doskonalone w celu zwiększenia efektywności energetycznej i opłacalności pod względem ekonomicznym, a także w celu ograniczenia emisji toksycznych gazów.

Wykorzystanie do celów energetycznych biomasy odpadowej czy biomasy z upraw z terenów rekultywowanych nie stwarza konkurencji dla konwencjonalnej produkcji żywności.

4.3. PRZEGLĄD LITERATURY Z PODZIAŁEM TEMATYCZNYM

4.3.1. Produkcja roślinna do energetycznego wykorzystania

W ujęciu mikroekonomicznym, badania skumulowanej energochłonności produkcji i efektywności przeprowadzane są w celu oceny jakości gospodarowania w przedsiębiorstwie, w tym także rolniczym. Ocena efektów i efektywności gospodarowania metodami ekonomicznymi często zawodzi, ponieważ narzucone ceny często nie odpowiadają pieniężnej wartości oferowanego towaru bądź energii. Stąd, wzrost znaczenia metod oceny energochłonności i efektywności energetycznej opartych na wartościach wyrażonych w umownych jednostkach energetycznych, umożliwiających ich porównywanie niezależnie od miejsca, czasu i relacji cen. W związku ze stosowanymi na rynku unijnym preferencjami, dopłatami i dotacjami do produkcji rolniczej, materiałów, usług oraz kredytów, badanie efektywności energetycznej nabiera szczególnego znaczenia, choć nie zastąpi analiz ekonomicznych, które w warunkach pełniejszej gospodarki rynkowej, są niewątpliwie najlepszymi i najprostszymi metodami oceny działalności gospodarczej [Wójcicki 2005].

W związku z rosnącym zużyciem energii poszukiwane są nowe sposoby jej pozyskiwania, doskonalone dotychczas istniejące oraz zwiększanie udziału odnawialnych źródeł energii w bilansie energetycznym. Racjonalne korzystanie z zasobów współcześnie utożsamiane jest z trwałym korzystaniem z zasobów odnawialnych, co oznacza używanie ich w takich ilościach w jakich następuje ich przyrost [Górka 2014]. Tematyka odnawialnych źródeł energii to jeden z wielu wątków nawiązujących do problematyki ograniczonych zasobów surowców kopalnych, znaczny udział energetyki w emisji gazów cieplarnianych (GHG), które przyczyniają się do zmian klimatycznych, a także zwiększenia bezpieczeństwa energetycznego. W 2007 roku państwa członkowskie przyjęły tzw. pakiet klimatyczno-energetyczny, którego założeniami są m.in. ograniczenie emisji GHG i poprawa bezpieczeństwa energetycznego. Jednym ze sposobów do osiągnięcia tych celów ma być zwiększenie udziału energii ze źródeł odnawialnych w łącznym jej zużyciu. Na szczególną uwagę zasługuje m.in. biogaz rolniczy - gaz otrzymywany w procesie fermentacji metanowej surowców rolniczych, produktów ubocznych rolnictwa, płynnych lub stałych odchodów zwierzęcych, produktów ubocznych, odpadów lub pozostałości z przetwórstwa produktów pochodzenia rolniczego lub biomasy

leśnej, lub biomasy roślinnej zebranej z terenów innych niż zaewidencjonowane jako rolne lub leśne, z wyłączeniem biogazu pozyskanego z surowców pochodzących z oczyszczalni ścieków oraz składowisk odpadów [Dz. U. 2015 r. poz. 478 z późn. zmianami]. Ten kierunek OZE, uważa się za przyszłościowy z racji, że jest to źródło stabilne i przewidywalne (ważne z punktu widzenia bezpieczeństwa energetycznego), które spełnia szereg pozytywnych funkcji nie tylko dla systemu elektroenergetycznego, oprócz korzyści energetycznych i ekonomicznych, środowiskowych – zmniejsza emisję GHG, niesie za sobą również korzyści społeczne globalnie i lokalnie. Przyczynia się do aktywizacji terenów wiejskich, stwarza nowe miejsca pracy, zwiększa atrakcyjność inwestycyjną regionu [Żygadło i Madejski 2016, KOBiZE 2018, Ogryzek i in. 2019].

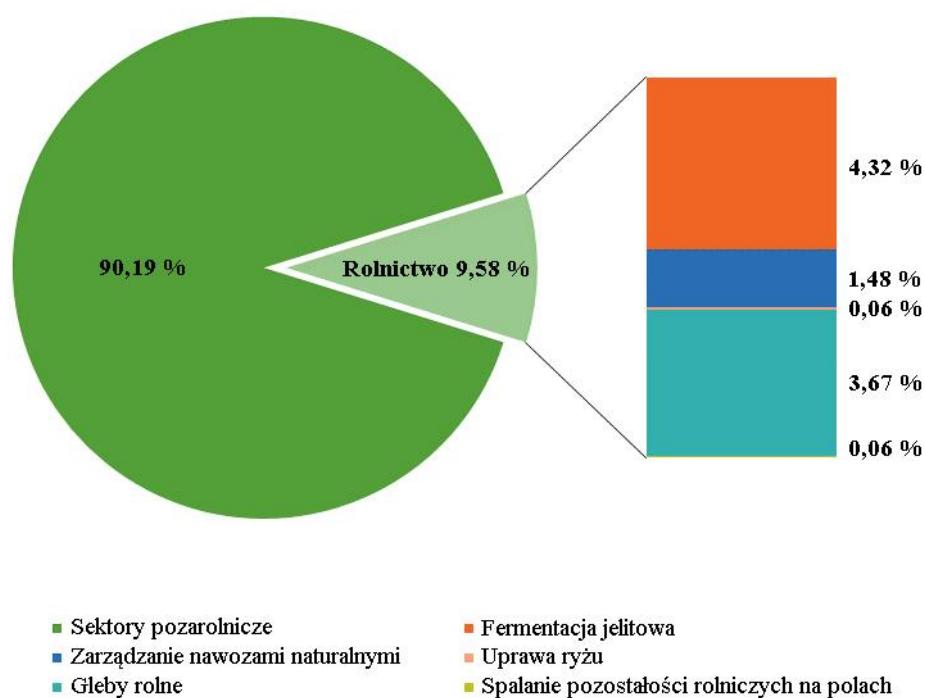
W Polsce, do produkcji biogazu rolniczego najczęściej wykorzystuje się mieszaninę odchodów zwierzęcych z roślinami energetycznymi lub z produktami ubocznymi pochodzenia rolniczego. Stosowanie kosubstratu o wyższej zawartości suchej masy w porównaniu z jej zawartością w odchodach zwierzęcych korzystnie wpływa na produkcję biogazu i poprawia efektywność ekonomiczną procesu [Curkowski i in. 2011]. Właściwe skomponowanie uwarunkowane jest potencjałem biogazowym każdego komponentu oraz interakcją pomiędzy nimi [Voytovych i in. 2020]. Znakomitym uzupełnieniem masy fermentacyjnej pod względem technologicznym jest np. kiszonka z kukurydzy. W literaturze można znaleźć wiele badań na temat wykorzystania kukurydzy w celach energetycznych [Menardo i in. 2015, Križan i in. 2017, Skoufogianni i in. 2019] lub powiązań cen kukurydzy z cenami surowców energetycznych [Coronado i in. 2018, Jadidzadeh i Serletis 2018].

Należy jednak zauważyć, że uprawa kukurydzy wymaga jednak wysokich nakładów energetycznych, stąd potrzeba prowadzenia badań nad zwiększeniem efektywności energetycznej jej produkcji. Efektywność energetyczną należy zdefiniować jako stosunek wartości energetycznej plonu biomasy (energii skumulowanej zawartej w biomase) do całkowitych nakładów energetycznych (energii skumulowanej potrzebnej do wyprodukowania biomasy) [Wójcicki 2005, Dobek 2006]. Stosowane technologie uprawy w różnym stopniu wpływają na środowisko, dlatego w kontekście uprawy kukurydzy na cele energetyczne wyliczenie efektywności energetycznej nabiera istotnego znaczenia [Roman i Konieczna 2015]. Szacowanie energochłonności i efektywności energetycznej surowców rolniczych jest niezbędne w uprawach przeznaczonych na cele energetyczne w formie energii odnawialnej (OZE). Według wymagań Dyrektywy 2009/28/WE (RED) w sprawie promowania stosowania energii ze źródeł odnawialnych [Dz. U. UE L 09.140.16] przetwórcy biopaliw mają obowiązek zagwarantowania, że produkcja surowców rolnych i ich przetwarzania na biopaliwa płynne

spełnia kryteria zrównoważonego rozwoju, m.in. konieczność udowodnienia metodą LCA (Analiza Cyklu Życia – *Life Cycle Assessment*), że w ich całym łańcuchu wytwarzania redukować będą emisję GHG [Krasuska i in. 2013, Jarosz i in. 2017]. Niniejsze rozważania przeprowadzono w oparciu o analizy na poziomie mikroekonomicznym dotyczące tylko efektywności energetycznej różnych technologii produkcji kukurydzy na kiszonkę jako surowca do przetworzenia na biogaz jako nośnik energii. Wykorzystano do tego celu uznaną przez wielu autorów, stosowaną w IBMER/ITP analizę metodą ciągnioną prof. Pellizziego, zaadaptowaną do warunków polskich przez prof. Zdzisława Wójcickiego, umożliwiającą porównywanie wyników niezależnie od miejsca, czasu i relacji cen. Efektywność produkcji biomasy ma bardzo duże znaczenie w aspekcie zwiększania jej udziału do produkcji energii. W związku z obawami przed konkurencją produkcji roślinnej na cele energetyczne, a uprawami przeznaczonymi na cele żywnościowe, podejmowane są stale działania i prowadzone badania nad zmniejszeniem energochłonności produkcji roślinnej poprzez optymalne planowanie i jak najbardziej efektywne wykorzystanie terenów przeznaczonych pod uprawę, zgodne z zasadami zrównoważonego rozwoju. Przykład takich badań można znaleźć np. w pracach Houshyara i innych (2012, 2015).

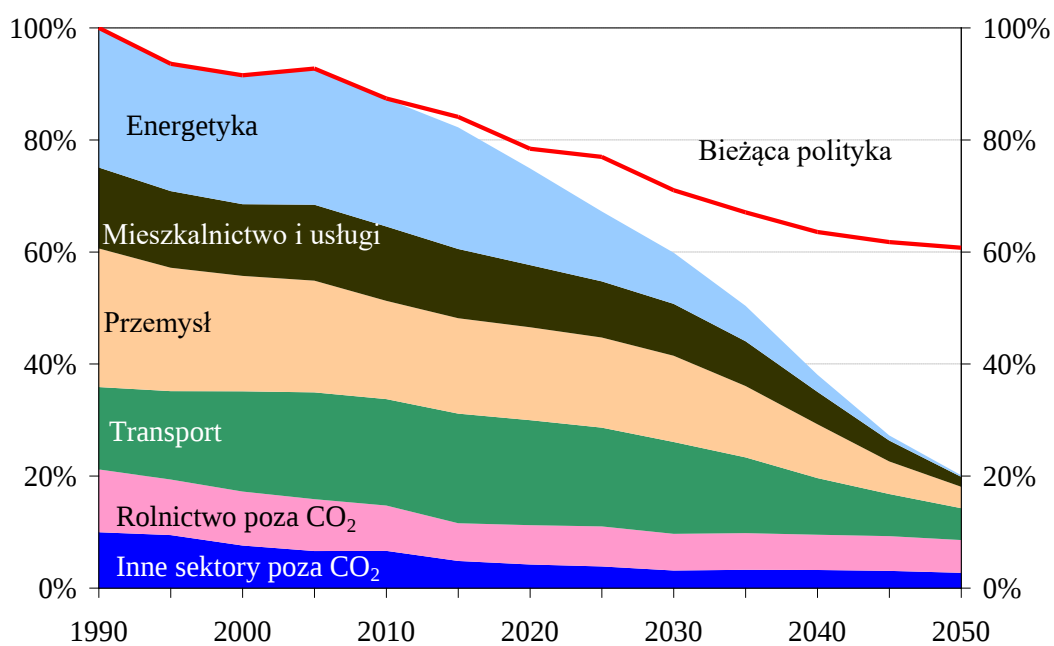
4.3.1.1. Kukurydza na kiszonkę - efektywność energetyczna technologii produkcji

Oszacowano, że sektor rolnictwa w Unii Europejskiej odpowiada za 10% całkowitych emisji gazów cieplarnianych w UE (Rys. 1) [Eurostat 2020].



Rys. 1. Udział rolnictwa w emisjach GHG ogółem 9%, EU-28, 2015 [Eurostat 2020].

W opublikowanym komunikacie Komisji do Parlamentu Europejskiego zaprezentowano prognozy ograniczenia emisji GHG w Unii Europejskiej do 2050 roku, w tym także z rolnictwa (Rys. 2).



Rys. 2. Prognoza redukcji emisji gazów cieplarnianych w UE do 2050 1990=100% [European Commission 2011].

Jednocześnie rozważane są kwestie zagrożenia środowiska naturalnego wynikające ze stosowania paliw konwencjonalnych i kwestie poszanowania środowiska, podejmowane działania ukierunkowane na promowanie produkcji energii ze źródeł odnawialnych. W związku z obawami przed konkurencją produkcji roślinnej na cele energetyczne, a uprawami przeznaczonymi na cele żywnościowe, dużego znaczenia nabiera efektywność produkcji biomasy, uprawy na terenach niewykorzystywanych rolniczo, zwiększenie wykorzystania produktów ubocznych na cele energetyczne m. in. w celu redukcji emisji gazów cieplarnianych [Ajanovic 2011, Stolarski i in. 2011, Tworkowski i in. 2015]. Redukcja emisji w wyniku produkcji biogazu rolniczego jest efektem ograniczenia emisji podczas przechowywania i aplikowania nawozów organicznych, ale także zastąpienia w wykorzystaniu części energii z paliw konwencjonalnych poprzez ponowne wykorzystanie zasobów, co przyczynia się do "zamknięcia obiegu" w cyklu życia produktów i przynosi korzyści zarówno dla środowiska jak i gospodarki [Agostini i in. 2015, Agostini i in. 2016, Holly i in. 2017, Lovarelli i in. 2019, Romaniuk i in. 2021]. Maksymalizacja wykorzystania surowców, produktów i odpadów sprzyja oszczędności energii oraz redukcji emisji gazów cieplarnianych. W Dyrektywie w sprawie energii odnawialnej tj. Dyrektywa 2009/28/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r. (Dyrektywa RED - *Renewable Energy Directive*) zawarte są wytyczne dot. systemu kryteriów zrównoważonego rozwoju i zwiększenia wykorzystania biopaliw, poprzez zrównoważoną ich produkcję [Adams i McManus 2019]. Wśród wytycznych znajdują się m. in. że biopaliwa nie pochodzą z surowców uzyskanych z terenów o wysokiej bioróżnorodności, np. lasów pierwotnych, z terenów bogatych w pierwiastek węgla np. nie pochodzą z obszarów zalesionych, torfowisk. Energia produkowana z surowców roślinnych przyczynia się do ochrony klimatu dzięki temu, że uwalniają one do atmosfery ilości CO₂ wcześniej zaabsorbowane przez rośliny. W energetyce, na potrzeby inwentaryzacji emisji przyjmuje się, że biomasa to paliwo neutralne dla środowiska - wskaźnik emisji biomasy wynosi zero (Mg CO₂/TJ lub Mg, lub m³). Jednym z wymagań jest to, aby uznać biopaliwa za zrównoważone, muszą one również osiągnąć redukcję emisji gazów cieplarnianych co najmniej o 35% w stosunku do paliw kopalnych. Na potrzeby sprawozdawcze sporządzane są krajowe inwentaryzacje emisji zanieczyszczeń wprowadzanych do atmosfery, które w rozumieniu międzynarodowym są zestawem danych informujących o rocznej emisji poszczególnych substancji w kraju. W przypadku CO₂, inwentaryzacja, oprócz emisji, uwzględnia także pochłanianie węgla przez biomasę leśną. Proces opracowywania inwentaryzacji emisji i jej raportowania jest ściśle określony przez porozumienia międzynarodowe. Jedną z istotniejszych cech metodyki tworzenia inwentaryzacji jest zasada przeliczania danych dla całego szeregu

czasowego w przypadku uzyskania nowych informacji lub zastosowania nowej metodyki - inwentaryzacje emisji podlegają procesowi systematycznej aktualizacji. Obliczenia ilości emisji bezpośredniej $N_2O_{direct-N}$ dokonywane są z wykorzystaniem współczynników zalecanych przez IPCC zawartych w „Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories” [IPCC 2006, Miatkowski i in. 2010, Nyćkowiak i in. 2012]. W Polsce, Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami (KOBiZE) w Instytucie Ochrony Środowiska – Państwowym Instytucie Badawczym, jest jednostką odpowiedzialną za coroczne obliczanie emisji, opracowywanie krajowej inwentaryzacji gazów cieplarnianych i raportowanie na potrzeby międzynarodowej konwencji klimatycznej, zobowiązań wobec Unii Europejskiej oraz potrzeby krajowe, zgodnie z ustawą z dnia 17 lipca 2009 roku o systemie zarządzania emisjami gazów cieplarnianych i innych substancji [Dz. U. 2009 r. Nr 130, poz. 1070 z późn. zm.]. Coroczne raportowanie emisji gazów cieplarnianych - CO_2 , CH_4 , N_2O , HFCs, PFCs, SF_6 – wynika z zobowiązań Polski wynikających z Ramowej Konwencji Narodów Zjednoczonych w sprawie zmian klimatu (UNFCCC) oraz z potrzebami statystyki krajowej i wymaganiami Unii Europejskiej [KOBiZE 2018].

Emisja zanieczyszczeń związana jest z różnymi dziedzinami i formami działalności człowieka, głównie przemysłowej. Dostające się do atmosfery związki chemiczne ulegają wielu przemianom, wchodzi w reakcje z innymi związkami, co prowadzi niekiedy do powstania nowych związków chemicznych, których negatywny wpływ na środowisko niekiedy jest większy niż szkodliwość zanieczyszczeń pierwotnych.

CO_2 , CH_4 i N_2O to gazy przyczyniające się do efektu cieplarnianego poprzez pochłanianie promieniowania podczerwonego, czyli zatrzymywania ciepła w atmosferze. Ich coraz większe stężenie w atmosferze spowodowane jest głównie spalaniem paliw kopalnych, procesami uprzemysławiania i zmianami wykorzystywania terenów. Wiąże się to z coraz intensywniejszymi sposobami upraw roli i wyrębem lasów (deforestacja – ponad 90% emisji wynikającej ze zmiany użytkowania terenu). Jednym z nieuregulowanych problemów w dyrektywie RED była tzw. pośrednia zmiana użytkowania gruntów (ILUC - Indirect Land Use Change). Przekształcanie obszarów z terenów rolniczych na służące do produkcji biomasy na cele energetyczne zamiast na trwałe użytki zielone czy grunty leśne podważa zrównoważony charakter biopaliw i może doprowadzać do utraty efektów ograniczenia emisji GHG uzyskanego dzięki zużyciu biopaliw [Zalega 2017]. 24 grudnia 2018 r. weszła w życie Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2018/2001 z dnia 11 grudnia 2018 r. w sprawie promowania stosowania energii ze źródeł odnawialnych, tzw. RED II, która określa cele zużycia odnawialnych źródeł energii w latach 2021- 2030. Zdecydowano o ograniczeniu

produkcji biopaliw z upraw w obawie, że ich pozyskiwanie będzie powodować wylesianie (ILUC) w krajach rozwijających się. Obecnie, gotowa jest do opublikowania w oficjalnym dzienniku Unii Europejskiej dyrektywa RED III, planowane wejście w życie Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady 2023/2413 z dnia 18 października 2023 r. w sprawie promowania stosowania energii ze źródeł odnawialnych (RED III) przewiduje się na rok 2025. Spośród tlenków azotu, występujących w różnym stopniu utlenienia: $N(I)_2O$, $N(II)O$, $N(III)_2O_3$, $N(IV)O_2$, najtrwalszym, najdłużej utrzymującym się w atmosferze jest N_2O . Wszystkie te czynniki powodują wzrost stężenia GHG i są jednymi z bardziej znaczących przyczyn antropogenicznych zmian klimatu. Tak samo jak w innych gałęziach gospodarki, również w rolnictwie, produkcji roślinnej, poszukuje się nowych rozwiązań technologicznych skutkujących ograniczeniem emisji gazów cieplarnianych (GHG) i amoniaku (NH_3) bez zmniejszania ilości i pogarszania jakości uzyskiwanych plonów [Snyder i in. 2009]. Stratom ekonomicznym oraz zanieczyszczeniu azotem wspólnych zasobów wodnych i powietrza z powodu wypłukiwania azotanów poniżej strefy korzeniowej roślin uprawnych oraz emisji gazów – NH_3 i N_2O – można zapobiegać m. in. poprzez stosowanie nawozów o spowolnionym działaniu oraz stosowanie inhibitorów [Abalos i in. 2016, Drury i in. 2017].

Od 2016 roku, do raportowania emisji zanieczyszczeń powstających w łańcuchu produkcji substratów pochodzenia rolniczego (biomasa) do energetycznego wykorzystania, zobligowany jest również sektor rolnictwa [Zalega 2017]. Wszystkie podmioty biorące udział w łańcuchu produkcji biokomponentu lub biopaliwa mają obowiązek przedstawiać szacunek emisji, a podmiot wprowadzający biopaliwo na rynek końcowy szacunek emisji i jej ograniczeń. Każdy kolejny przetwórcza surowca rolniczego oprócz oszacowania emisji powstających w trakcie ich procesów technologicznych musi uwzględnić wielkość emisji powstającej w produkcji rolniczej. Wymagania Unii Europejskiej dotyczące poziomu redukcji GHG dzięki wykorzystaniu biopaliw oraz warunki, które muszą spełniać źródła pozyskiwania surowców do produkcji biopaliw oraz promowanie zużycia energii ze źródeł odnawialnych przy jednoczesnym zapewnieniu ochrony środowiska zawarte są m. in. w dyrektywach: 2009/28/WE i 2009/30/WE.

Częściowe zapotrzebowanie na biomasę na cele energetyczne mogą zaspokoić plony z upraw kukurydzy, rośliny szczególnie przydatnej do zastosowania w biogazowni. Charakteryzuje się m.in. wysokimi plonami zielonej masy z jednostki powierzchni, wysokim uzyskiem biogazu, dobrą zdolnością do zakiszania [Podkówka i Podkówka 2015, Garcia 2016]. W Polsce, w strukturze zbiorów polowych upraw pastewnych, kukurydza zajmuje największy obszar - ponad 60% powierzchni upraw pastewnych ogółem [GUS 2020]. Uprawa kukurydzy

wymaga jednak wysokich nakładów energetycznych, stąd potrzeba prowadzenia badań nad zwiększeniem efektywności energetycznej produkcji, a także zwiększeniem ograniczenia emisji gazów cieplarnianych. Poprzez właściwy, optymalny, dopasowany do wymagań gospodarstwa, dobór maszyn i narzędzi można wpływać na energochłonność poszczególnych procesów w łańcuchu produkcji, a poprzez doskonalenie agrotechniki na poziom emisji GHG do atmosfery [Jaworski 2012, Forte i in. 2017]. Przewidywane zmiany klimatyczne mają i będą miały duży wpływ na warunki uprawy roślin [Czapiewska 2020, Rokochinskiy i in. 2021]. Kukurydzę należy uznać za gatunek, który dzięki swojej fizjologii szybko przystosuje się do niekorzystnych zmian klimatycznych, a skutki tych przekształceń dobrze wykorzysta [Michalski 2012]. Przewiduje się, że w Europie Środkowej, w tym w Polsce wzrost plonów kukurydzy wyniesie 14% [Knox i in. 2016]. Badania Faber i in. (2019) wykazały, że zmiany klimatu przyczynić się mogą do wzrostów plonów kukurydzy w Polsce od 6 do 43%, a efektywność wykorzystania azotu w jej uprawie wzrośnie od 2 do 17%. W zwiększeniu efektywności wykorzystania azotu upatruje się możliwość ograniczenia bezproduktywnych strat azotu ze stosowanych nawozów, które przyczyniają się do pogłębienia zmian klimatu poprzez emisje do atmosfery podtlenku azotu (N_2O) i amoniaku (NH_3), zanieczyszczenie wód azotanami [EU Nitrogen Expert Panel 2015, Oppeltová i Boráková 2020].

4.3.1.2. Pelet z sosny i konopii - aspekt środowiskowy

Światowy trend odchodzenia od paliw kopalnych w celu ograniczenia emisji szkodliwych substancji do otoczenia zaczyna również obowiązywać w sektorze gospodarstw domowych (ogrzewanie), w których coraz większą rolę zaczyna odgrywać wykorzystywanie biopaliw. Jednym z bezpośrednich efektów tych działań jest ukierunkowanie interdyscyplinarnych badań w stronę pozyskiwania energii i konwersji biomasy, która jest jednym z najbardziej powszechnie stosowanych odnawialnych źródeł energii [Usman i in. 2022]. Jest to szczególnie atrakcyjne rozwiązanie na poziomie lokalnym ze względu na stabilność, kluczową jej cechą w kontekście bezpieczeństwa energetycznego. Wytwarzana lokalnie obniża koszty związane z transportem oraz upraszcza związaną z tym logistykę [Luo i in. 2018]. Aby ułatwić transport oraz przechowywanie biomasy poddaje się procesom brykietowania lub peletyzacji, na skutek czego wzrasta jej gęstość, zmniejsza się zawartość wody, zwiększa koncentracja energii w jednostce objętości [Mirowski i in. 2018, Kpalo i in. 2020]. Większość rodzajów biomasy do produkcji brykietu i/lub peletu wymaga zastosowania spoiwa [Obi i in. 2022].

Na szczególną uwagę zasługuje tu biomasa z konopii, która oprócz wykorzystania do produkcji biopaliw ciekłych [Prade i in. 2012a, Afif i Biradar 2019] może zostać zastosowana w

bezpośrednim spalaniu [Prade i in. 2012b]. Do produkcji peletu czy brykietów z biomasy konopnej nie stosuje się żadnych dodatków chemicznych, a rozdrobniony materiał ulega sklejeniu pod wpływem działania pary wodnej i wysokiego ciśnienia [Kołodziej i in. 2012, Jasinskas i in. 2020]. Przewidywalność biomasy to m.in. w miarę stała kaloryczność, możliwość spalania w konwencjonalnych instalacjach węglowych, również w ramach współspalania, a przede wszystkim jej dyspozycyjność, jest łatwiej dostępna i tańsza w produkcji w porównaniu z np. węglem kamiennym.

Wykorzystanie biomasy przyczynia się do spełnienia wymagań Unii Europejskiej mających na celu ograniczenie emisji gazów cieplarnianych oraz promowanie zużycia energii ze źródeł odnawialnych przy jednoczesnym zapewnieniu ochrony środowiska mają umocowanie m. in. w dyrektywach 2009/28/WE i 2009/30/WE, 2018/2001. Określone są w nich wymagane poziomy redukcji gazów cieplarnianych dzięki wykorzystaniu biopaliw oraz warunki, jakie mają spełniać źródła pozyskiwania surowców do ich produkcji [Jarosz i Faber 2015]. Stąd konieczność wielu badań nad analizą oceny cyklu życia (LCA) w celu ustalenia najbardziej zrównoważonych i efektywnych energetycznie zintegrowanych systemów bioenergii oraz poziomu oddziaływania na środowisko, ze szczególnym uwzględnieniem emisji gazów cieplarnianych [DeCicco i in. 2016, Gopal i in. 2020, Lanko i in. 2020].

Wg Raportu Międzynarodowej Agencji Energii Odnawialnej [IRENA 2022], biomasa - części produktów ulegająca biodegradacji, odpadów lub pozostałości pochodzenia biologicznego z rolnictwa (w tym substancje roślinne i zwierzęce), leśnictwa i związanych z nimi działów przemysłu - i jej odmiany są trzecim co do wielkości odnawialnym źródłem energii na świecie. W ostatnich latach w państwach Unii Europejskiej procent energii pochodzącej z biomasy produktów drzewnych stanowił prawie 50% wyprodukowanej ekologicznej energii. W Polsce jest drugim – po energii wiatrowej - najczęściej wykorzystywanym odnawialnym źródłem energii, w roku 2019 - biomasa i biogaz - stanowiły 19% udziału zainstalowanych mocy OZE. Istnieje wiele metod pozyskiwania energii z biomasy jednak różnią się one znacznie efektywnością energetyczną, ekonomiczną w zależności od sposobu jej przetwarzania. Biomasa w zależności od składu chemicznego może być użyta do bezpośredniego spalania, produkcji biogazu lub przekształcona w paliwo płynne (biodiesel lub bioetanol) [Wałowski 2021].

Ze względu na niski koszt procesu, najczęściej biomasa jest spalana. Energię można wygenerować także za pomocą metod termochemicznych: piroliza, zgazowanie, a także w procesie estryfikacji lub fermentacji [Sharma i in. 2020, Werle 2021]. Uzysk energii uzależniony jest także od zastosowanego w produkcji energii rodzaju rośliny, gatunku, a nawet

odmiany [Jasinskas i in. 2020, Stolarski i in. 2022]. W termochemicznej konwersji biomasy, podczas której wiązania pomiędzy sąsiadującymi cząsteczkami węgla, wodoru i tlenu są rozbijane w celu uwolnienia zmagazynowanej w nich energii chemicznej zgromadzonej w procesie fotosyntezy, proces zmienia się wraz z ilością O_2 . Konwersja termochemiczna z nadmiarem O_2 to spalanie. Proces bez dostawy O_2 i bez oddziaływania innych utleniaczy to piroliza. Podczas procesu ciało stałe np. brykiet, pelet lub ciecz, ulega rozkładowi termicznemu na mniejsze lotne cząsteczki, przeprowadzany jest w przystosowanych do tego kotłach z zastosowaniem rusztów odpornych na wysoką temperaturę i podwyższoną wilgotność. Procesem konwersji termochemicznej z ograniczoną ilością dostarczanego O_2 jest zgazowanie [Werle 2021, Ram i Mondal 2022]. Cechy charakterystyczne dla tych metod przedstawiono w Tabeli 1.

Tabela 1. Charakterystyka warunków przebiegu procesów w metodach termochemicznej konwersji; opracowanie własne na podstawie [Ram i Mondal 2022].

Proces	Dostęp tlenu	Temperatura, °C	Produkty
Spalanie	nadmiar	powyżej 800	ciepło
Piroliza	warunki beztlenowe	350–550	biowęgiel, bioolej
Zgazowanie	ograniczony	700–1100	syngaz

Wytworzony w procesie zgazowania syngaz może być bezpośrednio wykorzystany do ogrzewania i/lub wytwarzania energii elektrycznej, a także do produkcji surowców chemicznych. Metoda posiada wiele zalet, jest wykorzystywana do przetwarzania i utylizacji odpadów, zmniejsza zapotrzebowanie na miejsce na składowanie odpadów stałych oraz ryzyko skażenia wód gruntowych, zwiększa efektywność wykorzystania zasobów oraz zmniejsza niekorzystne zmiany klimatyczne np. zmniejsza emisję metanu (CH_4) ze składowisk odpadów [Sikarwar i Zhao 2017] choć nie pozbawiona jest pewnych ograniczeń [Molino i in. 2016, Sansaniwal i in. 2017], m.in. zawartość substancji smolistych w gazie syntezowym [Herdem 2022]. Kotły zgazowujące działają podobnie do pieców na gaz ziemny. Zamiast standardowego dużego rusztu, jak w kotłach węglowych, w środku komory spalania znajduje się dysza palnika., w której następuje zgazowanie drewna i spalanie gazu drzewnego. Rozwiązanie takie pozwala również na akumulację uzyskanego ciepła i wysoką temperaturę spalania, tym samym znacznie zwiększając jego wydajność. Wyniki pokazują również, że zgazowanie peletu zapewniają niższą emisję spalin w porównaniu do surowej biomasy [Champion i Grieshop 2019].

Konopie są powszechnie uprawiane ze względu na ich potencjał przemysłowy [Karche 2019], ozdobny [Hesami i in. 2022a], odżywczy [Krüger i in. 2022], leczniczy i rekreacyjny [Hesami i in. 2022b]. Z punktu widzenia przepisów i zastosowań, rośliny konopi klasyfikowane są na podstawie poziomu Δ^9 -tetrahydrokannabinolu (THC), jednego z najważniejszych fitokannabinoidów [Kovalchuk i in. 2020]. Rośliny są generalnie klasyfikowane jako konopie przemysłowe, jeśli zawierają mniej niż 0,3% THC w suszonych kwiatach (poziom ten różni się w zależności od kraju) lub narkotyki o zawartości przekraczającej ten próg [Hesami i in. 2020]. Konopie przemysłowe to roślina o wielu zastosowaniach, której nasiona są wykorzystywane do ekstrakcji oleju, łodygi jako źródło włókien, kwiaty i liście do pozyskiwania narkotyków, a pozostałości po oddzieleniu włókien (paździerz) w przemyśle meblarskim, motoryzacyjnym i budowlanym [Brzyski i in. 2017, Schluttenhofer i Yuan 2017, Maoduš 2019, Crini i in. 2020]. Ponadto, produkty uboczne konopi przemysłowych mogą być stosowane w preparatach dietetycznych, na przykład jako niekonwencjonalne źródła paszy dla bydła mlecznego, jednak cel takiego zastosowania musi być odpowiednio rozważony [Ely i Fike 2022, Wang i in. 2022]. Uprawa konopi przemysłowych przynosi również korzyści dla gleby poprzez fitoremediację zanieczyszczonych gleb [Gabriele i in. 2022]. Alternatywnie, biomasa konopi może być wykorzystywana do celów paszowych lub energetycznych [Konieczna i in. 2022, Todde i in. 2022, Czekala i in. 2023].

Wg Eurostat (2021), w 2019 roku areał uprawy konopi wynosił 34 960 ha i jest to ok. 75% wzrost w stosunku do roku 2015. Plony w tym okresie wzrosły z 94 120 ton w 2015 do 152 820 ton w 2019 – wzrost o ponad 62%. W Europie, liderami w produkcji konopi jest Francja – ponad 70% produkcji europejskiej, następnie Holandia - 10% i Austria - 4%. Według danych szacunkowych European Industrial Hemp Association (EIHA) powierzchnia uprawy konopi w Europie nadal rośnie i w 2021 roku osiągnęła 55 000 ha [Eurostat 2021].

W krajach europejskich uprawa konopi przemysłowych jest regulowana na różne sposoby w zależności od państwa, a główny wpływ na te regulacje ma the United Nations' Single Convention on Narcotic Drugs z 1961. W Polsce, w 2021 roku, zadeklarowana we wnioskach w ramach systemów wsparcia bezpośredniego i w ramach PROW 2014-2020 powierzchnia uprawy konopi włóknistych wynosiła 2 140,65 ha [GUS 2022]. W Polsce, ustawa z dnia 24 marca 2022 roku [Dz. U. 2022 r. poz. 764] o zmianie ustawy o przeciwdziałaniu narkomanii [Dz. U. 2005 r. nr 179 poz. 1485], umożliwia m.in. uprawę konopi innych niż włókniste w celu uzyskania surowca przeznaczonego do sporządzania leków recepturowych. Rozszerzona została dotychczasowa lista potrzeb i celów, na jakie mogą być uprawiane konopie włókniste, są to teraz: włókiennicze, chemiczne, celulozowo-papiernicze, kosmetyczne, farmaceutyczne,

energetyczne, nasiennictwa i naukowo-badawcze, w celu hodowli odmian konopi włóknistych, rekultywacji i remediacji gruntów, spożywcze, weterynaryjne, paszowe, pszczelarskie, nawozowe i izolacyjne, na potrzeby produkcji materiałów kompozytowych, materiałów budowlanych i naturalnych środków ochrony roślin. Możliwa będzie również uprawa konopi włóknistych na potrzeby własne (do 1 ha rocznie). Podmioty chcące uprawiać konopie włókniste muszą uzyskać wpis do rejestru konopi włóknistych prowadzonych przez właściwego dyrektora Oddziału Terenowego KOWR ze względu na miejsce zamieszkania albo siedzibę podmiotu zamierzającego je uprawiać lub skupować [Dz. U. 2022 r. poz. 764]. Konopie znajdujące zastosowanie w wielu gałęziach przemysłu [Petlickaitė i in. 2022, Dölle 2024, Dudziec i in. 2024], szczególną rolę odgrywają w przemyśle włókienniczym. Oprócz roli jaką odegrały w przeszłości - ogromny rynek konsumencki dla włókien konopnych istniał do czasów po II wojnie światowej - wiąże się z nadzieją, że sektor włókienniczy będzie kluczowym w procesie przechodzenia na bardziej ekologiczną gospodarkę mającą na celu stworzenie i przechodzenie na innowacyjny i bardziej zrównoważony cyrkularny model gospodarczy. Dzięki wysokiemu poziomowi białka, znacznej ilości błonnika, witamin, Omega-3 i minerałów w nasionach konopi są wykorzystywane jako pasza dla zwierząt. Olejek eteryczny z produktów ubocznych konopi przemysłowych może być wykorzystywany w środkach ochrony roślin do zwalczania szkodników owadzych, także w uprawach ekologicznych [Benelli i in. 2018, Pylypchenko i in. 2023, Stack i in. 2023]. Uprawy konopi włóknistych są metodą na remediację i rekultywację terenów zdegradowanych przez przemysł wydobywczy, terenów skażonych metalami ciężkimi przez przemysł metalurgiczny [Mańkowski in. 2020].

Ze względu na swoje energooszczędne właściwości włókno konopne znajduje również zastosowanie w budownictwie do produkcji wapiennego betonu konopnego (LHC - *lime hemp concrete*), wełny konopnej i materiałów izolacyjnych z płyt pilśniowych [Sinka i in. 2018, Cintura i in. 2021]. Sektor budowlany odpowiedzialny jest za 40% zużycia energii i 36% emisji gazów cieplarnianych stąd intensyfikacja interdyscyplinarnych badań i poszukiwań materiałów budowlanych neutralnych pod względem emisji dwutlenku węgla lub będących sekwestrami węgla. Beton konopny jest sekwestrem węgla, ponieważ ilość węgla w nim zawarta jest wyższa niż emisje wytworzone w czasie jego produkcji. Konopie, poprzez poprawę efektywności energetycznej w sektorze budowlanym mogą odegrać istotną rolę w osiągnięciu neutralności węglowej do 2050 roku, która jest jednym z celów Europejskiego Zielonego Ładu. Negatywne skutki środowiskowe plastiku wymusiły na producentach konieczność poszukiwania alternatyw. Konopie, ze względu na ich lekkość i trwałość są doskonałym, naturalnym

substytutem plastiku, który potencjalnie jest dobrym materiałem do produkcji lekkich komponentów w przemyśle samochodowym i lotniczym [Modi i in. 2018, Malabadi i in. 2023]. Konopie wykorzystywane są również w przemyśle kosmetycznym, farmaceutycznym, upatruje się w nich wielki potencjał w produkcji energii [Kraszkiewicz i in. 2019, Țiței i in. 2020, Țiței 2022, Kołodziej i in. 2023, Chaowana i in. 2024]. Bardzo ważnym aspektem przy ocenie technologii przygotowania biopaliwa z konopi włóknistych - zarówno ciętych jak i spletowanych - jest wyodrębnienie operacji technologicznych w celu obliczenia bezpośrednich nakładów energii (paliwo i energia elektryczna) poniesionych na ich przetworzenie, a ostatecznie współczynnika efektywności energetycznej [Jasinskas i in. 2020]. Określenie efektywności energetycznej jest operacją niezbędną do przeprowadzenia przy produkcji roślinnej z przeznaczeniem na cele energetyczne [Konieczna i in. 2021]. Jednocześnie z korzyściami energetycznymi uprawa konopi przynosi wiele korzyści dla środowiska. Badania wykazują, że podczas procesu fotosyntezy rośliny konopi magazynują znaczne ilości węgla, jedna tona roślin może pochłonąć do 1,6 ton CO₂. 1 hektar uprawy konopi magazynuje - sekwestracja - od 9 do 15 ton CO₂, podobnie jak młody las, a ich uprawa trwa zaledwie pięć miesięcy. Uprawiane w płodozmianie przerywają cykl chorób. Ze względu na szybki rozwój roślin, zacieniając ograniczają zachwaszczenie, gęste ulistnienie jest naturalną osłoną gleby, ogranicza parowanie i zapobieganie erozji gleby. Plantacje sprzyjają zachowaniu bioróżnorodności, są schronieniem dla ptaków, a nasiona są pokarmem dla zwierząt. Konopie wykazują dużą odporność na szkodniki, dlatego uprawy charakteryzują się niskim lub zerowym zużyciem pestycydów: środków owadobójczych, herbicydów i fungicydów [European Commission 2022]. Są łatwe i mało wymagające w uprawie, efektywnie wykorzystują zasoby wody [Wójtowicz i in. 2018, Gill i in. 2022]. Nie potrzebują intensywnego nawożenia, preferują gleby o odczynie obojętnym w kierunku zasadowego, najlepiej plonują w strefie klimatu umiarkowanego, w zakresie średnich temperatur powietrza 16-27 °C, średnie plony biomasy konopi wynoszą ok. 10-15 t·ha⁻¹ [Wójtowicz i in. 2018, Kraszkiewicz i in. 2019, Trey i in. 2019, Żydellis i in. 2022]. Ciepło spalania to ok. 19 MJ·kg⁻¹, dzięki czemu mogą uzyskać wydajność energetyczną w zakresie 200-260 GJ·ha⁻¹ [Papadopoulou i in. 2015, Kraszkiewicz i in. 2019]. Proces przetwórstwa konopi włóknistych charakteryzuje się brakiem powstawania odpadów, wszystkie części konopi mogą być wykorzystane lub ponownie przetworzone, m.in do celów energetycznych, przez co przyczyniają się do rozwoju gospodarki w obiegu zamkniętym [Voicea i in. 2017, Baldini i in. 2018].

CO₂ jest tworzony i emitowany jako główny produkt całkowitego spalania. Niepełne spalanie prowadzi do emisji niespalonego węgla w postaci takich zanieczyszczeń jak tlenek węgla,

węglowodory, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, smoła i sadza [Oberberger i in. 2006]. Spalanie drewna powoduje niższą emisję niektórych zanieczyszczeń [Zhang i in. 2022]. Spalanie konopi może zmniejszyć ryzyko dla zdrowia w porównaniu do spalania drewna [Parvez i in. 2021]. Wysokie stężenie CO₂ powoduje wzrost temperatury na Ziemi i zmiany klimatyczne. Szacuje się, że rocznie na świecie z paliw kopalnych i przemysłu emitowanych jest około 35 miliardów ton CO₂ [Hannah 2022]. Konieczność złagodzenia tych zmian i zmniejszenie tempa z jakim zachodzą ustanowiły koncepcję neutralności węglowej [IPCC 2022].

Generalnie, przyjmuje się, że spalanie biomasy wykazuje się zerowym bilansem CO₂, nie powoduje dodatkowej emisji tego gazu, którego generowana ilość jest mniej więcej równa ilości pobieranej przez rośliny w procesie fotosyntezy [DeCicco i in. 2016]. Dodatkową korzyścią jest możliwość stosowania powstałego popiołu jako nawozu pod uprawę kolejnych roślin energetycznych [Sumara i in. 2016, Biel i in. 2017].

W większości badań Autorzy skupiają się tylko na podaniu wartości opałowej paliwa oraz pozostałości po spalaniu. Jest to bardzo ważny parametr, ale nie uwzględnia skali urządzenia, ponieważ spalana jest tylko mała próbka biomasy. Niewiele jest także prac dotyczących składu chemicznego spalin [Wang i in. 2019].

4.3.2. Emisja gazów cieplarnianych na terenach wiejskich i możliwości redukcji

Analiza scenariusza 1,5 °C International Renewable Energy Agency (IRENA) [IRENA 2023] pokazuje, że połączenie środków zwiększających wydajność niskoemisyjnych rozwiązań może zmniejszyć zużycie energii w transporcie ze 104 EJ w 2020 roku do 91 EJ do 2050 roku. W wariantcie tym, za 52% zużycia odpowiadałaby energia elektryczna (z czego 91% pochodziłoby ze źródeł odnawialnych), a następnie wodór i jego pochodne (23%) oraz biopaliwa (ok. 13% koszyka paliw). Pozostałe zużycie (ok. 11%) zaspokoili by paliwa kopalne. Ważną rolę spełnią jednocześnie zwiększona świadomość ekologiczna, środowiskowa, lepsze planowanie urbanistyczne, zmiany zachowań, które zmniejszą wzrost zapotrzebowania na transport. Złożoność problemu wymaga analiz zróżnicowanych modeli przemian, skoncentrowanych na zmianach systemowych, które tworzą nowe pytania badawcze, generują nowe hipotezy, wyjaśniają obraną typologię ścieżek transformacji, dostarczają praktycznych wskazówek metodologicznych dotyczących wyboru przypadków w dalszych badaniach nad transformacją energii i mobilności [EMEP EEA 2019, Kanger 2021, Hainsch 2023], także w oparciu o identyfikację i ocenę czynników wpływających na zachowania

energooszczędne konsumentów i społeczną odpowiedzialność w konsumpcji energii [Hoffmann-Burdzińska i in. 2022].

Czystość powietrza atmosferycznego jest elementem środowiska przyrodniczego, który w sposób bezpośredni wpływa na zdrowie, a tym samym jakość życia człowieka [Kubica 2015]. Po wprowadzeniu obostrzeń w 2020 roku wprowadzanych w związku z pandemią, coraz większe zainteresowanie zaczęły zyskiwać rowery. Pandemia spowodowała przyspieszenie procesów związanych z rozwojem tej formy transportu [Buehler i in. 2022, Francke 2022]. Kluczowe znaczenie w tych działaniach mają dalsze inwestycje w infrastrukturę rowerową zarówno w małych miejscowościach jak i w miastach, z zapewnieniem bezpieczeństwa ludzi [Karanikola i in. 2018, Mościcka i in. 2019, Useche i in. 2019, Ciascai i in. 2022].

Głównymi składnikami zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego są gazy i pyły. Mogą one pochodzić ze źródeł naturalnych i antropogenicznych. Zgodnie z przewidywaniami Międzyrządowego Panelu ds. Zmian Klimatycznych - IPCC (*The Intergovernmental Panel on Climate Change*) globalne temperatury wzrosną do roku 2020 o 1 do 2°C, a do roku 2070 wzrost ten wyniesie pomiędzy 2 a 5°C [OECD 2002].

Wyniki wielu badań wskazują na zachodzący nieustannie proces globalnego ocieplenia klimatu, który pomimo, że jest procesem powolnym to bardzo niepokojącym ze względu na wzrost tempa, z jakim zjawisko narasta. Do występowania zjawiska przyczyniają się w dużej mierze gazy cieplarniane (GHG) takie jak: dwutlenek węgla, metan, podtlenek azotu. Emisje tych gazów mogą pochodzić ze źródeł naturalnych (np. wybuchy wulkanów) jednak w największym stopniu do zwiększenia emisji przyczyniają się różne gałęzie działalności człowieka np.: energetyka, przemysł, transport. Doskonalone są istniejące technologie oraz poszukiwane nowe rozwiązania bardziej wydajne pod względem energetycznym, jednocześnie bardziej przyjazne środowisku [Koniuszy i in. 2020, Schneider i in. 2020, Usmani i in. 2021, Sobocińska 2022, Konieczna i in. 2022, Kupryś-Caruk i in. 2023], opłacalne pod względem ekonomicznym [Energy Prices and Costs in Europe. COM 951 Final. 2020, Vávrová i in. 2022], wykorzystujące możliwość ponownego wykorzystania ciepła odpadowego - np. w rolnictwie, do ogrzewania gruntu i upraw – odzyskanego np. ze ścieków przedsiębiorstw energetycznych [Turcheniuk i in. 2022].

Substancje, takie jak tlenki siarki i azotu, które powstają m.in. w procesie spalania paliwa w silnikach samochodowych, w reakcjach z parą wodną oraz tlenem w obecności promieni ultrafioletowych tworzą kwas siarkowy i azotowy, które odpowiedzialne są za występowanie kwaśnego opadu, potocznie określanego jako „kwaśne deszcze”. Stanowią one poważne

zagrożenie niemal dla wszystkich ekosystemów, a szczególnie dla środowisk glebowych i ekosystemów leśnych [Poskrobko i in. 2007].

Około 27% całej emisji dwutlenku węgla w krajach OECD (Organizacja Współpracy Gospodarczej i Rozwoju) pochodzi z transportu, z czego 80% z transportu drogowego. Sektor transportu, oparty przede wszystkim na paliwach kopalnych, w 2020 r. wyemitował 6,9 Gt CO₂, co stanowi jedną piątą globalnej emisji CO₂ związanej z energią. Emisje te były jednak niższe niż w 2019 r., na co wpłynęła pandemia COVID-19. W 2019 r. z transportu pochodziła prawie jedna czwarta globalnych emisji CO₂ związanych z energią. W 2020 r. sektor ten zużył 104 EJ energii, czyli o 14% mniej niż w 2019 r., zaspokajając swoje zapotrzebowanie głównie paliwami kopalnymi (95%), biopaliwami (4%) i energią elektryczną (1%). Sam transport drogowy był odpowiedzialny za ponad trzy czwarte zużycia energii w tym sektorze, transport morski (10%), lotniczy (8%) i kolejowy (2%) [IRENA 2023]. W związku rosnącym globalnym popytem na usługi transportowe kluczowe znaczenie ma zrównoważone przekształcenie tego sektora w kierunku zeroemisyjnego.

O jakości powietrza w obrębie danego obszaru decyduje wielkość i przestrzenny rozkład emisji ze wszystkich źródeł z uwzględnieniem przepływów transgranicznych i przemian fizykochemicznych zachodzących w atmosferze. Zużycie energii, rozkład przestrzenny zanieczyszczeń charakteryzuje się dużym zróżnicowaniem w obrębie województw [Wójcicki 2015a, Siemiński i in. 2021]. Znaczna emisja liniowa związana jest najczęściej z obszarami zurbanizowanymi dużych miast [Forehead i Huynh 2018]. Należy również zwrócić uwagę na tereny wiejskie, gdyż ich ekosystemy pomagają w łagodzeniu presji środowiskowych, zagrożeń naturalnych, właściwe zarządzanie zasobami tych obszarów ma kluczowe znaczenie dla zachowania kapitału naturalnego, są naturalnymi pochłaniaczami dwutlenku węgla z atmosfery [Hardelin i Lankoski 2018, IPCC 2020].

W podstawowej klasyfikacji stref w rocznej ocenie jakości powietrza wyróżnia się wartości poziomów: dopuszczalnego, dopuszczalnego powiększonego o margines tolerancji, docelowego i celu długoterminowego, określone w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 24 sierpnia 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu [Dz. U. 2012 r. poz. 1031, z późn. zmianami]. Poziom dopuszczalny (odpowiednik w Dyrektywie 2008/50/WE: wartość dopuszczalna) oznacza poziom substancji w powietrzu ustalony na podstawie wiedzy naukowej, w celu unikania, zapobiegania lub ograniczania szkodliwego oddziaływania na zdrowie ludzkie lub środowisko jako całość, który powinien być osiągnięty w określonym terminie i po tym terminie nie powinien być przekraczany. Poziom docelowy (odpowiednik w dyrektywie: wartość docelowa) oznacza poziom substancji w powietrzu

ustalony w celu unikania, zapobiegania lub ograniczania szkodliwego oddziaływania na zdrowie ludzkie lub środowisko jako całość, który ma być osiągnięty tam, gdzie to możliwe w określonym czasie. Poziom krytyczny - oznacza poziom substancji w powietrzu ustalony na podstawie wiedzy naukowej, po przekroczeniu, którego mogą wystąpić bezpośrednie niepożądane skutki w odniesieniu do niektórych receptorów, takich jak drzewa, inne rośliny lub ekosystemy naturalne, jednak nie w odniesieniu do człowieka. Poziom celu długoterminowego (odpowiednik w dyrektywie: cel długoterminowy) oznacza poziom substancji w powietrzu, który należy osiągnąć w dłuższej perspektywie z wyjątkiem przypadków, gdy nie jest to możliwe w drodze zastosowania proporcjonalnych środków – w celu zapewnienia skutecznej ochrony zdrowia ludzkiego i środowiska. Margines tolerancji oznacza procentowo określoną część poziomu dopuszczalnego, o którą poziom ten może zostać przekroczony, zgodnie z warunkami ustanowionymi w dyrektywie.

Ocena jakości powietrza dla strefy mazowieckiej w 2020 r. przeprowadzona według kryteriów ochrony zdrowia ludzi i ochrony roślin, dla 12 zanieczyszczeń: SO₂, NO₂, CO, C₆H₆, PM₁₀, PM_{2,5}, O₃, As, Cd, Ni, BaP i Pb wykazała, że stężenia zanieczyszczeń w większości z nich nie przekraczały wartości dopuszczalnych, więc zostały one zakwalifikowane do klasy A. Z przeprowadzonych analiz pomiarów zanieczyszczeń PM₁₀, PM_{2,5} i BaP wynika, iż poziomy stężeń tych zanieczyszczeń przekraczały poziom dopuszczalny, dlatego wynikowo strefę zakwalifikowano do klasy C (Tabela 2) [GIOŚ 2022].

Tabela 2. Wynikowe klasy stref dla poszczególnych zanieczyszczeń, uzyskane w ocenie rocznej dokonanej z uwzględnieniem kryteriów ustanowionych w celu ochrony zdrowia wg jednolitych kryteriów w skali kraju, zgodnych z kryteriami UE [GIOŚ 2022].

Nazwa strefy	Kod strefy	Symbol klasy wynikowej dla poszczególnych zanieczyszczeń dla obszaru całej strefy											
		SO ₂	NO ₂	CO	C ₆ H ₆	PM ₁₀	PM _{2,5}	O ₃	As	Cd	Ni	BaP	Pb
mazowiecka	PL1404	A	A	A	A	C	C	A	A	A	A	C	A

Stopień zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego zależy jest w dużym stopniu od poziomu natężenia ruchu na trasach komunikacyjnych. Zanieczyszczenia emitowane z sektora transportu, powstałe na skutek spalania paliw w silnikach spalinowych, gromadzą się przede wszystkim wzdłuż szlaków komunikacyjnych w przyziemnych warstwach atmosfery. Wielkość emisji uzależniona jest od ilości i rodzaju pojazdów, a także od rodzaju stosowanego paliwa. Na wielkość emisji mają również wpływ te pochodzące ze źródeł pozaspalinowych, czyli powstające w wyniku procesów zużycia opon, hamulców, a także ścierania nawierzchni dróg. O ile emisja ze ścierania hamulców stanowi niewielki procent emisji pozaspalinowej, to emisja

wtórna (z unoszenia) pyłu PM10 z nawierzchni dróg może stanowić do 60% (w zależności od stanu technicznego nawierzchni drogi oraz stopnia utwardzenia pobocza itp.) emisji całkowitej z komunikacji [Kuczer i in. 2011].

Cechami charakterystycznymi emisji liniowej są: stosunkowo duże stężenie tlenu węgla, tlenków azotu oraz węglowodorów lotnych, koncentracja zanieczyszczeń wzdłuż szlaków komunikacyjnych, nierównomierność w okresach dobowych i sezonowych wynikająca ze zmiennego natężenia ruchu. Na wielkość tej emisji mają wpływ: stan jezdni, konstrukcja i stan techniczny silników pojazdów, warunki pracy silników, rodzaj paliwa, płynność ruchu. Chociaż nie na każdy z tych czynników gmina ma wpływ, to inwestycje poprawiające stan nawierzchni dróg, budowa rond oraz dróg objazdowych z pewnością wpłyną nie tylko na zwiększenie płynności ruchu, a co za tym idzie zmniejszenie zużycia paliwa i w efekcie zmniejszenie emisji, ale także na poprawę bezpieczeństwa na drogach, co jest niezmiernie ważne ze społecznego punktu widzenia [Kukla i Polakowski 2012]. Przeprowadzono wiele badań dotyczących zużycia paliwa i emisji gazów z transportu, gdyż jest to bardzo poważny problem, nie tylko pod względem zanieczyszczenia atmosfery i zmian klimatycznych, ale także pod względem zdrowia ludzkiego [Forehead i Huynh 2018, Buehler i in. 2022, Hainsch 2023]. Gminy wiejskie poświęcają tej kwestii znacznie mniej uwagi w porównaniu z gminami miejskimi. Przez obszary te często przebiegają szlaki transportowe, nawet międzynarodowe. Wiele niedogodności i niekorzystnego wpływu transportu samochodowego, uznanego za wygodniejszy, poprzez lepszą organizację i infrastrukturę można zmniejszyć lub wyeliminować.

W celu oszacowania emisji GHG i NH₃ a także w poszukiwaniu możliwości redukcji, niezbędna jest analiza źródeł emisji w poszczególnych technologiach produkcji rolniczej w tym także roślinnej. W Polsce, roślinami o największym znaczeniu w produkcji roślinnej są okopowe, zboża i oleiste. Spośród zbóż największe powierzchnie pod uprawę zajmuje: pszenica, pszenżyto, żyto i jęczmień. Zbożem, które w przewadze uprawiane jest jako jare jest jęczmień – powierzchnia uprawy jęczmienia jarego stanowi 95% ogólnej powierzchni uprawy tego zboża [GUS 2021].

Wg GUS (2021) w oparciu o dane KOBiZE w Polsce w 2020 r. krajowa emisja CO₂ z rolnictwa wyniosła ok. 1,5 mln t CO₂eq. Związana była głównie z intensyfikacją produkcji roślinnej, a w szczególności z wapnowaniem gleb (ok. 57%), aplikacją nawozów mocznikowych (ok. 30%) oraz uwalnianiem CO₂ w trakcie orki po aplikacji nawozów, któremu towarzyszy rozkład materii organicznej (ok. 13%).

Szacowanie emisji z upraw rolniczych dla celów sprawozdawczych oraz w celu poszukiwania rozwiązań ukierunkowanych na zmniejszenie niekorzystnego oddziaływania upraw roślinnych na środowisko jest dość trudne. Występuje duża rozbieżność wyników nawet dla tej samej rośliny, co uzależnione jest od zakresu badań, zastosowanej metodyki, a także dokładności danych przyjętych do obliczeń. Clune i in. (2017) w swojej pracy porównali wyniki różnych autorów. Ślad węglowy uprawy zbóż zawarty był w przedziale od 0,11 do 1,38 kg CO₂eq·kg⁻¹. Wyniki pracy Rajaniemi i in. (2011) wykazały emisje GHG 1,930 kg CO₂eq·ha⁻¹ i 570 g CO₂eq·kg⁻¹ z uprawy jęczmienia. W badaniach Żyłowskiego (2019) szacowany ślad węglowy wyniósł od 568 do 8 435 kg CO₂eq·ha⁻¹ (średnia 2 484 kg CO₂eq·ha⁻¹) a dla 1 kg ziarna wyniósł 0,60 kg CO₂eq·kg⁻¹ (0,11-2,94 kg CO₂eq·kg⁻¹). Jednak obliczenia były wykonywane dla GWP (*global warming potential*) 298 dla N₂O.

Szczegółowe analizy rodzajów zanieczyszczeń emitowanych do atmosfery, ich ilość uzależniona od rodzaju uprawy [Tworkowski i in. 2015], regionalnego zróżnicowania uprawianych powierzchni i plonów są niezbędnym elementem w wyborze działań ograniczających ich powstawanie oraz do przeprowadzenia rozważań nad możliwościami redukcji emisji GHG i NH₃ do atmosfery [European Commision 2011, Li i in. 2016, Żyłowski 2019, Lovarelli i in. 2020].

4.3.3. Przetwarzanie obornika koziego oraz obornika krowiego w procesach fotofermentacji

Aby zapewnić optymalne warunki fermentacji, często stosuje się mieszaniny substratów, dobierane w celu zwiększenia wydajności procesu, tak aby uzyskać najkorzystniejszy w danych warunkach stosunek C:N [Siddique i Wahid 2018, Kaur i Kommalapati 2021].

Warunki, w jakich przebiega fermentacja oraz rodzaj substratu w istotny sposób wpływają na aktywność mikroorganizmów biorących udział w procesie. Równowaga składników odżywczych sprzyja różnorodności mikroorganizmów, dzięki czemu zakłócenia procesu mogą być w większym stopniu tolerowane, a znajomość tych zależności umożliwia opracowanie narzędzi do projektowania, obsługi i sterowania procesem, aby przebiegał on jak najsprawniej [Tyagi i in. 2021, Mlaik i in. 2024].

W zależności od surowca użytego do produkcji biogazu, proces technologiczny jego produkcji można podzielić na fermentację suchą i moką. Fermentacja mokra ma miejsce, gdy zawartość suchej masy w substracie nie przekracza 12–15%, co pozwala na jego pompowanie. Jeśli zawartość suchej masy przekracza 16%, mówimy o fermentacji suchej. Produktem fermentacji odchodów zwierząt gospodarskich jest poferment, który jest tak samo dobrym

naturalnym nawozem jak obornik lub gnojowica. Aby zwiększyć wydajność fermentacji metanowej, stosuje się metody wstępnej obróbki substratów (głównie lignocelulozy) [Bernat i in. 2014]. Są to metody: fizyczne [Lindner i in. 2014, Ruffino i in. 2015], chemiczne [Liu i in. 2015], biologiczne [Zhou i in. 2014] i hybrydowe [Reilly i in. 2015]. Wpływ obróbki mechanicznej dla nierozłożonego pofermentu z różnych substratów po procesie fermentacji w celu ponownego wprowadzenia go do procesu zbadali Lindner i in. (2014). Zbadali poferment nie zmielony oraz zmielony w czasach: 2, 5 i 10 minut, a następnie ocenili wpływ czasu mielenia na rozmiar cząstek, lotne substancje organiczne, wydajność metanu i kinetykę degradacji. Badania wykazały brak spadku stężenia kwasów tłuszczowych w wyniku obróbki. Obróbka mechaniczna spowodowała nawet trzykrotny wzrost wydajności metanu i czterokrotny wzrost dziennej produkcji metanu w przypadku pofermentu pełnoskalowego. Ich badania nie wykazały utraty lotnych kwasów tłuszczowych w wyniku podgrzewania. Obróbka mechaniczna pofermentów z procesów dwustopniowych kiszonki z kukurydzy i siana ze słomą, spowodowała odpowiednio wzrost produkcji metanu o 9% i 17%.

Zbadano wydajność obróbki mechanicznej i niskotemperaturowej (<100 °C) w celu poprawy obecnej wydajności fermentacji beztlenowej wykonywanej na osadzie czynnym odpadów w największej włoskiej oczyszczalni ścieków. Obróbka cieplna wpłynęła na szybkość dezintegracji, która była o rząd wielkości wyższa niż obróbka mechaniczna (około 25% w porównaniu z 1,5%). Produkcja CH₄ wzrosła o 21% i 31% w porównaniu z próbkami niepoddanymi obróbce, dla warunków obróbki wynoszących odpowiednio 70 i 90 °C przez 3 godziny. Obróbka cieplna zmniejszyła również lepkość. Wstępne oceny energetyczne i ekonomiczne wykazały, że końcowa zawartość całkowitej substancji stałej wynosząca 5% była wystarczająca, aby uniknąć stosowania pomocniczego metanu do wstępnej obróbki w temperaturze 90 °C i późniejszego przetwarzania, pod warunkiem, że całe wytworzone ciepło zostało przeniesione przez wymienniki ciepła [Ruffino i in. 2015].

W pracy Liu i in. (2015) przedstawili wyniki badań wstępnej obróbki słomy pszennej wodorotlenkiem potasu (KOH) w temperaturze pokojowej – 20 °C. Ocenili wpływ zastosowanej metody na skład chemiczny i strukturę fizyczną materiału, a następnie hydrolizę enzymatyczną i fermentację beztlenową. Słomę pszeną, która zawierała 10% całkowitej substancji stałej poddano działaniu roztworu KOH przez 24 godziny w zakresach obciążeń KOH od 2% do 50% (wag./wag. suchej masy). Wyższe obciążenia KOH powodowały większą redukcję ligniny w słomie i chemicznego zapotrzebowania na tlen w powstałym czarnym ługu. Traktowanie słomy KOH, przy obciążeniu 50%, spowodowało maksymalną redukcję ligniny – 54,7%. W procesach z zastosowaniem materiału poddanego obciążeniu KOH w zakresie od

10% do 50% wydajność metanu wzrosła o 16,7-77,5% w porównaniu z procesem, w którym słoma nie była poddana obróbce wstępnej KOH. Właściwa wydajność hydrolizy osiągnęła 14,0-92,3% w zakresie obciążeń KOH 2-50% [Liu i in. 2015].

Aby zbadać skuteczność wstępnej obróbki $\text{Ca}(\text{OH})_2$, dodatku enzymu i wielkości cząstek w mezofilowej (35 °C) beztlenowej fermentacji na potencjał biometanowy Reilly i in. (2015) przeprowadzili eksperyment na słomie pszennej. Stwierdzili, że połączenie zmniejszenia wielkości cząstek ze wstępną obróbką $\text{Ca}(\text{OH})_2$, powoduje wzrost potencjału metanu średnio o 315%, a największy dla wstępnej obróbki alkalicznej słomy o wielkości cząstek 3 mm [Reilly i in. 2015].

Najczęściej występującymi substancjami (inhibitorami), które są toksyczne dla bakterii metanowych i zmniejszają szybkość i skuteczność fermentacji metanowej są NH_3 , H_2S i metale ciężkie w postaci wolnych jonów. W Tabeli 3 zestawiono informacje o dopuszczalnych stężeniach głównych inhibitorów fermentacji metanowej.

Tabela 3. Dopuszczalne stężenia głównych inhibitorów fermentacji metanowej; opracowanie własne na podstawie [Angelidaki i Ahring 1993, Czerwińska i Kalinowska 2014].

Inhibitor	Stężenie [mg·(dm ³) ⁻¹]				Literatura
Amoniak	od 4000				[Czerwińska i Kalinowska 2014]
	od 1500				[Angelidaki i Ahring 1993]
Azot amonowy	stymulacja	bez wpływu	inhibicja przy pH 7,4–7,6	toksyczny	[Angelidaki i Ahring 1993]
	500–2000	200–1000	1500–3000	>3000	
Siarkowodór	od 50				[Czerwińska i Kalinowska 2014]
Siarka	od 50 mg·(dm ³ H ₂ S) ⁻¹ , 100 mg·(dm ³ S ²⁻) ⁻¹ , 160 mg·(dm ³ Na ₂ S) ⁻¹				Angelidaki i Ahring 1993]
	w przystosowanych kulturach do 600 mg·(dm ³ Na ₂ S) ⁻¹ , 1000 mg·(dm ³ H ₂ S) ⁻¹				
Metale ciężkie	w formie wolnych jonów		w formie węglanowej		Angelidaki i Ahring 1993]
Ni	od 10		-		
Cu	od 40		od 170		
Cr	od 130		od 530		
Pb	od 340		-		
Zn	od 400		od 160		
Cd	-		od 180		
Fe	-		od 1750		
Sód	między 6000 a 30000 w przystosowanych kulturach do 60000				Angelidaki i Ahring 1993]
Potas	od 3000				
Wapń (CaCl ₂)	od 2800				
Magnez (MgCl ₂)	od 2400				
Kwasy tłuszczowe	kwas izomasłowy: działa hamująco już od 50				

Nawozami naturalnymi, które mogą być wykorzystywane także do produkcji biogazu, w postaci stałej są:

- obornik, czyli mieszanina kału i moczu zwierząt wraz ze ściółką, najczęściej ze słomą (Rys. 3), trocinami lub korą;
- pomiot ptasi, czyli odchody drobiu z bezściółkowego systemu utrzymywania zwierząt gospodarskich.



Rys. 3. Obornik - mieszanina kału i moczu zwierząt wraz ze ściółką (słomą)
[fot. A. Konieczna].

W Dzienniku Ustaw z 2023 roku, poz. 244, pkt 1.4. opisane są „Warunki przechowywania nawozów naturalnych oraz postępowania z odciekami”. Zgodnie z zapisem, miejscami do przechowywania nawozów naturalnych są w przypadku gnojowicy i gnojówki zbiorniki na płynne nawozy naturalne, a dla obornika lub pomiotu ptasiego są to płyty ze zbiornikiem na odciek i instalacją odprowadzającą odciek z płyty do zbiornika lub inne miejsca specjalnie przygotowane w tym celu z materiałów szczelnych i nieprzepuszczalnych, uniemożliwiających przedostawanie się odcieków do gruntu lub do wód. Pojemności zbiorników czy powierzchnie przeznaczone do przechowywania nawozów naturalnych muszą być dostosowane do wielkości produkcji zwierzęcej, którą wylicza się na podstawie stanów średniorocznych danej grupy technologicznej zwierząt. Powierzchnia urządzeń do przechowywania nawozów naturalnych stałych musi być zaprojektowana w taki sposób, aby wystarczyła do ich magazynowania przez 5 miesięcy. Pojemność zbiorników na nawozy płynne musi umożliwiać ich przechowywanie przez 6 miesięcy. W przypadku obornika dopuszczone jest czasowe - do 6 miesięcy od dnia utworzenia przyzmy – przechowywanie bezpośrednio na gruntach ornych. Ponowne przechowywanie obornika na przyzmy w tym samym miejscu dopuszczone jest po upływie 3 lat od daty zakończenia poprzedniego przechowywania. Pomiotu ptasiego nie można przechowywać bezpośrednio na gruncie. Przyzmy nie można lokalizować w zagłębieniach terenu. Mogą być formowane na płaskim terenie o dopuszczalnym spadku do 3%. Nie może być to teren piaszczysty i podmokły. Minimalna odległość od brzegu wód powierzchniowych, pasa morskiego i ujść wód to 25 metrów.

Wszelkie opisane we wspomnianych dokumentach [Dz. U. 2023 r. poz. 244] wytyczne dotyczące właściwego przechowywania i stosowania nawozów naturalnych mają na celu ochronę wód gruntowych, powierzchniowych i atmosfery przed zanieczyszczeniami, jak również zatrzymanie w tych nawozach azotu dostępnego dla upraw roślinnych i zwiększenie plonów. Wyniki badań [Johannesson i in. 2018] pokazują, w jak dużym stopniu, warunki przechowywania, sezonowe zmiany temperatury i opadów wpływają na szybkości mineralizacji i ulatniania się składników odżywczych.

Od 8 lutego 2023 roku, obowiązuje zaktualizowany Program działań mającym na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu [Dz. U. 2023 r. poz. 244]. Na podstawie analiz wniosków, z obowiązującego do tamtego czasu programu, wprowadzono zmiany dotyczące zastosowania elastycznego wiosennego terminu nawożenia, aktualizację wskaźników produkcji nawozów naturalnych i zawartego w nich azotu oraz sposobu obliczania maksymalnych dawek nawozów azotowych, dodano równoważniki nawozowe dla ścieków przeznaczonych do rolniczego wykorzystania i komunalnych osadów ściekowych. W Programie wyróżniono trzy systemy utrzymania zwierząt gospodarskich oraz rodzaje nawozów naturalnych, które w nich powstają:

- 1) na głębokiej ściółce – tylko obornik,
- 2) na płytkej ściółce – oborniki i gnojówka,
- 3) bezściółkowo – gnojowica (trzoda, bydło) lub pomiot ptasi (drób).

W przypadku, gdy systemem utrzymania zwierząt gospodarskich jest głęboka ściółka, obornik może być przechowywany w budynku inwentarskim o nieprzepuszczalnym podłożu. W przypadku płytkej ściółki i konieczności przechowywania obornika na terenie gospodarstwa, najczęściej stosowane są płyty betonowe, ale dozwolone są także inne rozwiązania techniczne, które mają zabezpieczać miejsca przechowywania przed zanieczyszczeniem odciekami. Wyższe układanie obornika zmniejsza wymaganą powierzchnię i powoduje zwiększenie redukcji emisji amoniaku (NH_3). Poprzez zagęszczenie (ubicie) oraz przykrycie przymy np. nieprzezroczystą folią można zwiększyć redukcję emisji NH_3 nawet do 90%.

Gnojowica przechowywana jest najczęściej w betonowych zbiornikach, ale także ze stali nierdzewnej lub tworzyw sztucznych. Do przykrywania zbiorników z gnojowicą stosuje się osłony stałe, np. pokrywy, dachy, jak również osłony pływające, np. plandeki z folii PCV, granulaty, plastikowe elementy pływające. Kodeks Amoniakowy wskazuje metody magazynowania gnojowicy i innych nawozów płynnych, które w różnym stopniu przyczyniają się do ograniczenia strat azotu w postaci wyemitowanego NH_3 - od 30% do 100% (Tabela 4).

Tabela 4. Metody i redukcja emisji NH_3 podczas magazynowania gnojowicy i nawozów płynnych; opracowanie własne na podstawie [Bittman i in. 2014, UNECE 2015].

Metoda ograniczenia emisji	Redukcja NH_3 [%]	Zastosowanie
odkryty zbiornik na gnojowicę	0	technika referencyjna
sztwna pokrywa lub osłona elastyczna (np. konstrukcja namiotowa) na zbiorniku z gnojowicą	80	zbiorniki betonowe lub stalowe, metoda może nie być odpowiednia dla istniejących konstrukcji
pływające plandeki z folii PCV	60	zbiorniki betonowe lub stalowe, małe laguny ziemne
pływające elementy z tworzywa sztucznego	60	zbiorniki betonowe lub stalowe, małe laguny ziemne
pływająca pokrywa sztuczna – keramzyt, inne granulaty	60	nieodpowiednia w gospodarstwach z częstym wykorzystywaniem gnojowicy do nawożenia
naturalny kożuch na powierzchni gnojowicy	40	tylko dla gnojowicy tworzącej kożuch (sucha masa > 7%) – nieodpowiednia w sytuacji częstego mieszania i wykorzystywania gnojowicy do nawożenia
zastąpienie np. laguny na kryty zbiornik lub wysokie, otwarte zbiorniki (głębokość > 3m)	30-60	-
zbiorniki elastyczne do magazynowania gnojowicy	100	dostępne rozmiary o pojemnościach od 100 do 7000 m ³ (dynamiczny wzrost stosowania w krajach UE)

4.3.4. Podsumowanie przeglądu literatury

W wyniku analizy przeglądu literatury dotyczącej warunków produkcji roślinnej do energetycznego wykorzystania:

- przy zastosowaniu technologii produkcji kukurydzy na kiszonkę stwierdzono, że:
 - rozpoznanie czynników (strumienia nakładów) wpływających na energochłonność technologii produkcji wpływających na efektywność energetyczną niesie za sobą istotne problemy, najczęściej badania ograniczają się do prezentacji wyników otrzymanych na podstawie przeprowadzonych badań w oparciu o zakładane doświadczenia, co nie ukazuje problematyki w warunkach rzeczywistego funkcjonowania gospodarstw;
 - w oparciu o przeprowadzone rozpoznanie literaturowe stwierdzono, że występuje duża luka w wiedzy w zakresie oceny technologii produkcji w gospodarstwach, co uniemożliwia określenie rzeczywistego wpływu zastosowanych rozwiązań technologicznych na efektywność energetyczną produkcji roślinnej i oddziaływania na środowisko.

W wyniku analizy przeglądu literatury dotyczącej wykorzystania biomasy do produkcji bioenergii:

- przy zastosowaniu peletu z sosny i konopi stwierdzono, że:

- rozpoznanie warunków procesowych dla efektywności technologii niesie za sobą istotne problemy. Najczęściej, dostępne w literaturze wyniki ograniczają się do podania wartości opałowej badanego paliwa i pozostałości po spalaniu próbek biomasy. Są to bardzo ważne parametry, lecz nie uwzględniają skali urządzenia. W celu uniknięcia efektu skali podjęto próbę przeprowadzenia badań w naturalnych warunkach użytkowania,
- występuje duża luka w wiedzy w zakresie oceny cech jakościowo-ilościowych dla zgazowania peletu z sosny i konopi;

2. przy zastosowaniu obornika koziego oraz obornika krowiego stwierdzono, że:

- rozpoznanie warunków procesowych dla efektywności technologii niesie za sobą istotne problemy wynikające z warunków składowania, czasu magazynowania nawozów naturalnych, utratą składników odżywczych podczas przechowywania i wynikających z tego zagrożeń dla środowiska: emisja gazów cieplarnianych, zanieczyszczenie wód. Dlatego, kluczowe jest rozpoznanie warunków procesu, z uwzględnieniem obróbki wstępnej, w zależności, nie tylko od rodzaju biomasy, ale także od terminu zastosowania materiału w kontekście czasu trwania składowania, istotne ze względu na wydajność procesu i redukcję emisji zanieczyszczeń stanowiących zagrożenie dla środowiska,
- występuje duża luka w wiedzy w zakresie oceny cech jakościowo-ilościowych dla fotofermentacji obornika koziego oraz obornika krowiego.

W wyniku analizy dokonanej na podstawie przeglądu literatury dotyczącej emisji zanieczyszczeń, w tym GHG na terenach wiejskich stwierdzono, że:

1. problemem jest brak kompleksowych danych dotyczących źródeł ich pochodzenia, metodyk ich monitorowania i obliczania, co utrudnia tworzenie skutecznych polityk;
2. ze względu na różnorodność i rozproszenie źródeł zanieczyszczeń na terenach wiejskich - produkcja zwierzęca i roślinna, praktyki zarządzania odpadami, transport - problematyczne jest określenie regulacji i wytycznych do stosowania w produkcji, a także monitorowania emisji gazów cieplarnianych na terenach wiejskich. Stąd potrzeba pogłębiania i rozpowszechniania wiedzy na temat zrównoważonego korzystania i zarządzania środowiskiem.

1. W kontekście emisji gazów cieplarnianych na terenach wiejskich:

- określono wpływ stosowanych technologii produkcji kukurydzy na kiszonkę do energetycznego wykorzystania na atmosferę. Wskazano źródła emisji, które mają największy udział w emisji GHG podczas polowego etapu produkcji, wyniki odniesiono do efektywności energetycznej zastosowanych rozwiązań technologicznych,
 - określono poziom emisji GHG w modelowych technologiach uprawy jęczmienia jarego, mającego znaczący udział w areale upraw w Polsce,
 - wskazano scenariusze redukcji emisji GHG ze źródeł liniowych dla modelowej gminy wiejskiej.
2. Wskazano metody i techniki konwersji biomasy, dzięki którym surowiec uzyskuje lepsze parametry od materiału wyjściowego ze względu na produkcję biogazu oraz zapewniają ciągłość w dostępie do surowca.
 3. Wskazano charakterystyczne aspekty opracowania koncepcji pilotażowej instalacji – kocioł z palnikiem zgazowującym.
 4. Wskazano na techniczno-procesowe aspekty technologii biometanowych, analizując kryteria techniczno-technologiczne procesu fotofermentacji.
 5. Kluczowym zagadnieniem związanym z możliwością zastosowania i efektywnym wykorzystaniem wybranych rodzajów biomasy do produkcji bioenergii staje się poszukiwanie nowych i doskonalszych technologii umożliwiających zagospodarowanie nawozów naturalnych.

Podsumowanie wyżej wymienionego przeglądu literatury i badania własne w przedmiotowej sprawie wskazują na konieczność rozwiązania problemu, który sformułowano w postaci pytań:

1. Jaki wpływ mają zastosowane rozwiązania technologiczne produkcji roślinnej (kukurydza na kiszonkę), z uwzględnieniem poniesionych nakładów (energochłonność) na uzyskany efekt energetyczny?
2. Jaki wpływ mają zastosowane i modelowe rozwiązania technologiczne produkcji roślinnej (kukurydza na kiszonkę, jęczmień jary), z uwzględnieniem dawek nawożenia oraz zużycia paliwa na poziom emisji gazów cieplarnianych (GHG)?
3. Jaki wpływ w procesie konwersji biomasy podczas zgazowania mają zastosowane rodzaje paliwa w postaci peletów z konopi i sosny na parametry energetyczne i emisyjne kotłów do zgazowania w zakresie praktycznego jej wykorzystania?

4. Jakie scenariusze redukcji emisji gazów cieplarnianych (GHG) w modelowej gminie wiejskiej mogą wpłynąć na ograniczenie ilości zanieczyszczeń emitowanych do atmosfery ze źródeł liniowych?
5. Jakie cechy jakościowe biomasy nawozu naturalnego (obornik kozi, obornik krowi) wpływają na produkcję biogazu do wykorzystania w technologiach energetyczno-przemysłowych?
6. Czy sektor biogazowy można uznać za wyznacznik trendów dla przetwarzania substratów w procesie fotofermentacji?

We wszystkich praktycznie przypadkach brak jest w literaturze jednolitego stanowiska w kontekście możliwości wykorzystania biomasy w aspektach efektywności technologii produkcji, wpływu na środowisko z redukcją emisji gazów cieplarnianych oraz zastosowania fotofermentacji jako kryteriów charakterystycznych dla biomasy, w tym odpadowej roślinnej i z produkcji zwierzęcej i ich znaczenia w kontekście konwersji. Ponadto w literaturze przedmiotu występują często duże rozbieżności w podejściu do doświadczalnej oceny parametrów produkcji bioenergii.

4.4. CEL I ZAKRES OSIĄGNIĘCIA

Celem pracy było rozpoznanie produkcji, przetwarzania, wykorzystania wybranych substratów: biomasa rolnicza (kiszonka z kukurydzy), biomasa z upraw przemysłowych (konopie), biomasa odpadowa przemysłu drzewnego (sosna), biomasa odpadowa z produkcji zwierzęcej w postaci nawozów naturalnych (obornik kozi) w aspekcie ich energetycznego wykorzystania z uwzględnieniem emisji gazów cieplarnianych w technologiach produkcji roślinnej w warunkach rzeczywistych (kukurydza) oraz w technologiach modelowych (jęczmień), a także określenie potencjału redukcji emisji w modelowej gminie wiejskiej w ramach eksperymentalnego i praktycznego wykorzystania tych badań do:

- energetycznego zastosowania kukurydzy,
- określenia poziomu emisji gazów cieplarnianych w technologiach produkcji kukurydzy na kiszonkę oraz jęczmienia jarego,
- produkcji energii cieplnej z peletu z trocin sosnowych i konopi,
- przetwarzania obornika koziego oraz obornika krowiego w procesach fotofermentacji.

Zrealizowane badania, opisane w niniejszej pracy mają wskazać, że istnieje możliwość opracowania modelu określenia kryteriów produkcyjnych surowców do wytwarzania bioenergii oraz redukcji emisji gazów cieplarnianych przy zastosowaniu wybranych substratów roślinnych, odpadowych z produkcji roślinnej, zwierzęcej i przemysłu drzewnego wraz z jego weryfikacją w warunkach pilotażowych oraz oceny w aspekcie środowiskowym.

Cel pracy osiągnięto poprzez realizację zadań/działań/badań, które zaprezentowano w publikacjach (opracowaniach) o numerach od **O1** do **O7**, zgodnie z niżej wymienionym zakresem:

Realizację sformułowanego celu pracy dokonano w zaprezentowanych publikacjach (opracowaniach) numery **O1-O7**, zgodnie z niżej wymienionym zakresem:

1. Rozpoznanie, uzupełnienie i rozszerzenie obecnego stanu wiedzy w obszarze:

- a) produkcji roślinnej – efektywność energetyczna technologii produkcji kukurydzy na kiszonkę do energetycznego wykorzystania (**O1**),
- b) emisji gazów cieplarnianych w technologiach produkcji kukurydzy na kiszonkę (**O2**),
- c) produkcji energii z peletu z sosny i konopi z uwzględnieniem aspektu środowiskowego (**O3**),
- d) emisji zanieczyszczeń do atmosfery ze źródeł liniowych w gminie wiejskiej i ich redukcji (**O4**),
- e) emisji gazów cieplarnianych w technologiach uprawy jęczmienia jarego (**O5**),

- f) przetwarzania obornika koziego oraz obornika krowiego w procesach fotofermentacji (**O6, O7**).
2. Wykonanie badań, których przedmiotem były technologie produkcji kukurydzy na kiszonkę (**O1, O2**) i jęczmienia jarego (**O5**).
3. Wykonanie doświadczeń na stanowiskach badawczych przy użyciu:
- materiał badawczy: konopie (**O3**), sosna (**O3**), obornik kozi (**O6**), obornik krowi (**O7**),
 - pilotażowej instalacji do produkcji energii cieplnej - kocioł z palnikiem zgazowującym - zasilanej peletem sosnowym i konopnym (**O3**),
- oraz przeprowadzenie analizy uzyskanych wyników pod względem:
- a) oceny parametrów ilościowych i jakościowych przetwarzanych substratów (**O6, O7**),
 - b) analitycznego opracowania wyników badań doświadczalnych w odniesieniu do modelu bioenergetycznego (**O1, O3**), modelu redukcji emisji gazów cieplarnianych (**O4**) oraz sposobów przetwarzania substratów w procesie fotofermentacji (**O6, O7**);
4. Weryfikacja wyników badań eksperymentalnych w aspekcie środowiskowym (**O2, O3, O6, O7**).

W autoreferacie zawarto również aspekty koncepcyjne, obejmujące zarówno zagadnienia doświadczalne (stanowiska badawcze, metodykę pomiarów), jak i metodologiczne odniesione do procesowej interpretacji uzyskiwanych wyników pomiarów.

Połączenie tematyki poszczególnych publikacji (**O1-O7**) wskazuje na aspekt użyteczny pracy charakteryzując w ten sposób opracowanie głównego celu osiągnięcia naukowego.

4.5. METODYKA BADAŃ

4.5.1. Technologie produkcji kukurydzy na kiszonkę - rezultaty z badań

Jakość gospodarowania w przedsiębiorstwie rolniczym można oceniać poprzez sporządzanie dla okresu produkcji bilansu, w którym zestawia się przychody i nakłady oraz uzyskiwane dochody, które mogą być wyrażane w jednostce pieniężnej lub dokonać bilansowania działalności poprzez zestawienie nakładów i dochodów w umownych jednostkach energetycznych (MJ) i umownych jednostkach zbożowych (JZ) [Wójcicki 2005]. Efektywność to iloraz uzyskanego efektu do poniesionego nakładu [Fried i in. 2008].

Badania (O1) przeprowadzono w 13 gospodarstwach, w których uprawy kukurydzy na kiszonkę prowadzone były w rzeczywistych warunkach gospodarowania. Areal upraw mieścił się w zakresie od 2,0 do 13,0 ha. Pola oddalone były od siedliska od 0,05 do 2,5 km. Plony były zróżnicowane i wynosiły od 45 do 80 t·ha⁻¹ (Tabela 5).

Tabela 5. Wybrane elementy charakteryzujące uprawy kukurydzy na kiszonkę; opracowanie własne.

Nr gospodarstwa	Areal uprawy, ha	Odległość od siedliska, km	Plon, t·ha ⁻¹
1	3,40	0,80	72
2	2,00	0,05	60
3	13,0	1,50	50
4	5,07	0,50	55
5	3,25	0,60	65
6	4,50	1,00	80
7	2,00	2,50	50
8	3,50	2,50	70
9	10,00	2,20	67
10	5,00	1,60	75
11	8,00	2,20	75
12	5,00	1,00	50
13	3,21	1,50	45

Dane z gospodarstw rolnych dotyczące wybranych technologii uprawy kukurydzy na kiszonkę zostały umieszczone w opracowanych i sporządzonych kartach technologicznych, w których zestawiono wszystkie czynności oraz wykonane zabiegi agrotechniczne (ewidencja zabiegów i czynności oraz nakładów przy produkcji), w tym:

- rodzaje i parametry techniczne stosowanych maszyn, narzędzi i ciągników,
- wydajność agregatów maszynowych,
- nakłady pracy,
- zużyte materiały i surowce oraz zużycie paliwa.

Metodą wywiadu bezpośredniego z rolnikami, przeprowadzonego dwukrotnie w okresie wegetacji ustalono poziomy stosowanych czynników agrotechnicznych, co pozwoliło uzyskać

dane o wielkości nakładów na środki produkcji w badanych technologiach, według technologii uprawy kukurydzy na kiszonkę stosowanej w danym gospodarstwie i rzeczywistego zużycia materiału siewnego, nawozów naturalnych i sztucznych, środków ochrony roślin oraz zbiory, których ilości przeliczono w stosunku do powierzchni 1 ha.

Wybrane gospodarstwa rolne zróżnicowane były pod względem rodzaju i ilości zastosowanego nawożenia. W 12 spośród 13 wariantów uprawy zastosowano nawożenie naturalne; w 6 tylko obornik (nr 3, 4, 9, 10, 11, 13) w dawkach od 12,5 t·ha⁻¹ (nr 13) do 41,4 t·ha⁻¹ (nr 4), w 1 tylko gnojowicę w dawce 20 t·ha⁻¹ (nr 6), w 5 obornik i gnojowicę (nr 1, 2, 5, 8, 12) odpowiednio obornik od 30 (nr 8, 12) do 47,1 t·ha⁻¹ (nr 1) i gnojowicę w ilości od 14 t·ha⁻¹ (nr 5, 8) do 20 t·ha⁻¹ (nr 12). W technologii uprawy oznaczonej numerem 7 nie stosowano nawożenia naturalnego, zastosowano wyłącznie nawożenie mineralne.

W badanych obiektach występowały również znaczne różnice w stosowanych ciągnikach i maszynach. Ciągniki angażowane do zabiegów i czynności agrotechnicznych, zbioru, transportu technologicznego czy formowania przyzmy były zróżnicowane pod względem mocy i masy. W zależności od rodzaju wykonywanych prac, wykonywania czynności z wykorzystaniem własnych ciągników, maszyn i narzędzi lub na zasadzie usługi, moce i masy ciągników wynosiły od 22,4 kW w przypadku Ursusa C330 o masie 1 675 kg do 114 kW U1634 o masie 5 190 kg. Zbioru dokonywano za pomocą zestawu ciągnik plus sieczkarnia ciągnikowa (8 upraw) oraz za pomocą sieczkarni samobieżnych (5 upraw) o mocy do 300 kW. Do ugniatania zielonki i formowania przyzmy kiszonki stosowano ciągniki, które wraz z dociążeniem osiągały masę do 6 t (ZT 232A).

Energochłonności produkcji kukurydzy na kiszonkę

Obliczeń nakładów energetycznych poniesionych na produkcję kukurydzy na kiszonkę w wybranych technologiach dokonano w oparciu o metodę obliczeń opracowaną przez IBMER [Anuszewski i in. 1979, Wójcicki 2001] po jej weryfikacji i dostosowaniu do potrzeb i warunków badań własnych. Energochłonność skumulowana wyraża sumaryczne nakłady materiałowo-energetyczne w technologiach produkcji kukurydzy na kiszonkę. Do jej obliczenia wykorzystano poniższą zależność (1):

$$E_{pro} = \sum E_{mat} + \sum E_{cm} + \sum E_{ON} + \sum E_r, \quad [\text{MJ} \cdot \text{ha}^{-1}] \quad (1)$$

gdzie:

E_{pro} - skumulowane nakłady materiałowo-energetyczne na produkcję, MJ·ha⁻¹,

$\sum E_{mat}$ - energochłonność materiałów i surowców użytych do produkcji, MJ·ha⁻¹,

ΣE_{cm} - energochłonność użytkowania ciągników i maszyn, $\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}$,

ΣE_{ON} - energochłonność użytego paliwa, $\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}$,

ΣE_r - energochłonność pracy ludzi, $\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Na całkowitą wartość energochłonności skumulowanej składają się: energochłonność materiałów i surowców zaangażowanych do produkcji, energochłonność użytkowania ciągników i maszyn, energochłonność zużytego paliwa oraz energochłonność pracy ludzi. Poszczególne składowe energochłonności skumulowanej (E_{mat} , E_{cm} , E_{ON} , E_r) w produkcji obliczono według następujących wzorów:

Energochłonność materiałów (2) zaangażowanych do produkcji:

$$E_{mat} = E_{nas} + E_n + E_{och}, \quad [\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}] \quad (2)$$

gdzie:

E_{mat} - energochłonność materiałów, $\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}$,

$E_{nas} = M_{nas} \cdot W_{nas}$ – energia zawarta w nasionach kukurydzy, $\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}$,

przy czym:

M_{nas} - masa nasion, $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$,

W_{nas} - wskaźnik energochłonności jednostkowej nasion kukurydzy, $\text{MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$,

E_n - energia zawarta w nawozach (3), $\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}$,

$$E_n = E_{nn} + E_{nm}, \quad [\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}] \quad (3)$$

gdzie:

E_{nn} - energia zawarta w nawozach naturalnych, $\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}$,

E_{nm} - energia zawarta w nawozach mineralnych (4), $\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}$,

$$E_{nn} = E_{no} + E_{ng}, \quad [\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}] \quad (4)$$

gdzie:

E_{no} - energia zawarta w oborniku (5), $\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}$,

$$E_{no} = M_{no} \cdot W_o, \quad [\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}] \quad (5)$$

przy czym:

M_{no} - masa obornika, $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$,

W_o - wskaźnik energochłonności jednostkowej obornika, $\text{MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$,

E_{ng} - energia zawarta w gnojowicy (6), $\text{MJ} \cdot \text{ha}^{-1}$,

$$E_{ng} = M_{ng} \cdot W_g, [\text{MJ} \cdot \text{ha}^{-1}] \quad (6)$$

przy czym:

M_{ng} - masa gnojowicy, $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$,

W_g - wskaźnik energochłonności jednostkowej gnojowicy, $\text{MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$,

$$E_{nm} = E_{nN} + E_{nP} + E_{nK} + E_{nCa}, [\text{MJ} \cdot \text{ha}^{-1}] \quad (7)$$

gdzie:

E_{nN} - energia zawarta w nawozach azotowych (8), $\text{MJ} \cdot \text{ha}^{-1}$,

$$E_{nN} = M_{nN} \cdot W_N, [\text{MJ} \cdot \text{ha}^{-1}] \quad (8)$$

przy czym:

M_{nN} - masa nawozu azotowego, $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$,

W_N - wskaźnik energochłonności jednostkowej nawozów azotowych, $\text{MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$,

E_{nP} - energia zawarta w nawozach fosforowych (9), $\text{MJ} \cdot \text{ha}^{-1}$,

$$E_{nP} = M_{nP} \cdot W_P, [\text{MJ} \cdot \text{ha}^{-1}] \quad (9)$$

przy czym:

M_{nP} - masa nawozu fosforowego, $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$,

W_P - wskaźnik energochłonności jednostkowej nawozów fosforowych, $\text{MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$,

E_{nK} - energia zawarta w nawozach potasowych (10), $\text{MJ} \cdot \text{ha}^{-1}$,

$$E_{nK} = M_{nK} \cdot W_K, [\text{MJ} \cdot \text{ha}^{-1}] \quad (10)$$

przy czym:

M_{nK} - masa nawozu potasowego, $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$,

W_K - wskaźnik energochłonności jednostkowej nawozów potasowych, $\text{MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$,

E_{nCa} - energia zawarta w nawozach wapniowych (11), $\text{MJ} \cdot \text{ha}^{-1}$,

$$E_{nCa} = M_{nCa} \cdot W_{Ca}, [\text{MJ} \cdot \text{ha}^{-1}] \quad (11)$$

przy czym:

M_{nCa} - masa nawozu wapniowego, $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$,

W_{Ca} - wskaźnik energochłonności jednostkowej nawozów wapniowych, $\text{MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$,

E_{och} - energia zawarta w środkach chemicznych ochrony roślin (12), $\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}$,

$$E_{och} = M_{och} \cdot W_{och}, \quad [\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}] \quad (12)$$

przy czym:

M_{och} - masa środków chemicznych ochrony roślin, $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$,

W_{och} - wskaźnik energochłonności jednostkowej środków chemicznych ochrony roślin, $\text{MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$,

Energochłonność użytkowania ciągników i maszyn, obliczono wg wzoru (13):

$$E_{cm} = E_c + E_m, \quad [\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}] \quad (13)$$

gdzie:

E_c - energochłonność użytkowania ciągników, $\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}$,

E_m - energochłonność użytkowania maszyny (maszyn), $\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Do obliczenia E_c wykorzystana została zależność (14):

$$E_c = \frac{M_c \cdot W_c + Z_c \cdot W_{cz}}{T_{Hc} \cdot W_{07}}, \quad [\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}] \quad (14)$$

gdzie:

M_c - masa ciągnika, kg,

W_c - wskaźnik jednostkowej energochłonności ciągnika, $\text{MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$,

Z_c - masa zużywanych części wymiennych w ciągniku, kg,

W_{cz} - wskaźnik jednostkowej energochłonności części wymiennych, $\text{MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$,

T_{Hc} - potencjał eksploatacyjny (normatywna liczba godzin pracy ciągnika w okresie jego użytkowania, h,

W_{07} - wydajność eksploatacyjna agregatu przy wykonywaniu danego zabiegu, $\text{ha}\cdot\text{h}^{-1}$.

Do obliczenia E_m wykorzystana została zależność (15):

$$E_m = \frac{M_m \cdot W_m + Z_m \cdot W_z}{T_{Hm} \cdot W_{07}}, \quad [\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}] \quad (15)$$

gdzie:

M_m - masa maszyny, kg,

W_m - wskaźnik jednostkowej energochłonności maszyny, $\text{MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$,

Z_m - masa zużywanych części wymiennych w maszynie, kg,

W_z - wskaźnik jednostkowej energochłonności maszyny, MJ·kg⁻¹,

T_{Hm} - potencjał eksploatacyjny (normatywna liczba godzin pracy maszyny w okresie jej użytkowania), h.

Energochłonność pracy ludzi obliczono wg wzoru (16):

$$E_r = \frac{N_t \cdot W_t}{W_{07}}, [\text{MJ} \cdot \text{ha}^{-1}] \quad (16)$$

gdzie:

N_t - liczba zatrudnionych traktorzystów, operatorów maszyn,

W_t - jednostkowy wskaźnik energochłonności pracy traktorzysty, operatora maszyny, MJ·rbh⁻¹.

Energochłonność użytego paliwa obliczono wg wzoru (17):

$$E_{ON} = Z_{ON} \cdot W_{ON}, [\text{MJ} \cdot \text{ha}^{-1}] \quad (17)$$

gdzie:

Z_{ON} - zużycie paliwa (oleju napędowego) przez ciągniki i maszyny samojezdne, dm³·ha⁻¹,

W_{ON} - wskaźnik jednostkowej energochłonności paliwa, MJ·kg⁻¹.

We wzorach (od 2 do 17) występują jednostkowe wskaźniki energochłonności, które przyjmują różne wartości u poszczególnych autorów, co związane jest ze zmianami metod produkcji, poziomu życia ludzi itp. Do obliczeń nakładów energetycznych związanych z bezpośrednimi nośnikami energii, nawozami mineralnymi, agrochemikaliami, zastosowaniem ciągników, maszyn i pracą ludzi, wykorzystano wskaźniki energochłonności skumulowanej odpowiednio dla poszczególnych źródeł energii (Tabela 6) [Szeptycki 2002, Szeptycki i Wójcicki 2003, Wójcicki 2008, 2015b, Stolarski i in. 2011].

Tabela 6. Jednostkowe wskaźniki energochłonności; opracowanie własne na podstawie [Szeptycki 2002, Szeptycki i Wójcicki 2003, Wójcicki 2008, 2015, Stolarski i in. 2011].

Wskaźnik	Oznaczenie	Jednostka miary	Wartość
Środki inwestycyjne			
Ciągniki	W_c	$MJ \cdot kg^{-1}$	125
Maszyny	W_m	$MJ \cdot kg^{-1}$	110
Narzędzia ciągnikowe	W_n	$MJ \cdot kg^{-1}$	100
Części wymienne i materiały do napraw	W_{cz}	$MJ \cdot kg^{-1}$	85
Praca żywa			
Traktorzyści, operatorzy maszyn	W_t	$MJ \cdot rbh^{-1}$	80
Materiały			
Obornik	W_o	$MJ \cdot kg^{-1}$	0,3
Gnojowica	W_g	$MJ \cdot kg^{-1}$	0,2
Nawozy azotowe	W_N	$MJ \cdot kg^{-1} N$	77
Nawozy fosforowe	W_P	$MJ \cdot kg^{-1} P_2O_5$	15
Nawozy potasowe	W_K	$MJ \cdot kg^{-1} K_2O$	10
Nawozy wapniowe	W_{Ca}	$MJ \cdot kg^{-1} CaO$	6
Środki ochrony roślin	W_{och}	$MJ \cdot kg^{-1} SA^*$	300
Nasiona kukurydzy	W_{nas}	$MJ \cdot kg^{-1}$	9
Bezpośredni nośnik energii			
Olej napędowy	W_{ON}	$MJ \cdot kg^{-1}$	48
Produkty rolnicze			
Zielonka z kukurydzy	W_{zk}	$MJ \cdot kg^{-1}$	0,8

*SA – substancja aktywna

Wykorzystane do obliczeń wskaźniki jednostkowej energochłonności wyrażają równowartość energetyczną jednostki ilości danego środka produkcji zaangażowanego do produkcji w danej technologii uprawy kukurydzy na kiszonkę – np. 1 kg ciągnika lub maszyny, 1 kg użytych materiałów, 1 dm³ paliwa oraz 1 rbh pracy ludzi.

Efektywność energetyczna produkcji kukurydzy na kiszonkę

Efektywność energetyczną produkcji określonego plonu należy rozumieć jako stosunek wartości energetycznej otrzymanego produktu do ilości energii włożonej w jego wyprodukowanie. Wskaźnik efektywności energetycznej obliczono według zależności podanej przez Harasima (1997), Kusia (2002) i wyrażono w postaci współczynnika niemianowanego (18):

$$E_p = \frac{E_v}{E_{pro}} \quad (18)$$

gdzie:

E_p - wskaźnik efektywności energetycznej produkcji zielonki z kukurydzy,

E_v - wartość energetyczna plonu kukurydzy na zielonkę uzyskanego z 1 ha, $MJ \cdot ha^{-1}$,

E_{pro} - skumulowane nakłady materiałowo-energetyczne na produkcję kukurydzy na kiszonkę, $MJ \cdot ha^{-1}$.

Wykorzystując jednostkowy wskaźnik energetyczny zielonki z kukurydzy – $0,8 MJ \cdot kg^{-1}$ [Wójcicki 2001] - obliczono wartość energetyczną uzyskanego plonu zielonki z zależności (19):

$$E_v = W_{zk} \cdot p_{zk}, [MJ \cdot ha^{-1}] \quad (19)$$

gdzie:

W_{zk} - wskaźnik energochłonności zielonki z kukurydzy, $MJ \cdot kg^{-1}$,

p_{zk} - plon kukurydzy na zielonkę, $kg \cdot ha^{-1}$.

Szacunki energochłonności w odniesieniu do produkcji poszczególnych roślin, w tym także kukurydzy na kiszonkę, stosuje się w określaniu energochłonności poszczególnych rodzajów biomasy rolniczej do energetycznego wykorzystania. Zaprezentowana metodyka badania energochłonności produkcji roślinnej – kukurydzy na kiszonkę – wykorzystywana jest w badaniach efektów i efektywności energetycznej surowców rolniczych przeznaczanych na potrzeby żywnościowe lub energetyczne (OZE).

Efektywność energetyczna technologii uprawy kukurydzy na kiszonkę

W Tabeli 7 przedstawiono rezultaty z badań dla (O1) - obliczone wskaźniki efektywności energetycznej 13 technologii uprawy kukurydzy na kiszonkę. Wartości wskaźników wahają się od 0,95 (technologia 3) do 2,94 (technologia 13). W 11 z 13 badanych technologii uprawy kukurydzy na kiszonkę oceniany wskaźnik był większy od jedności. Oznaczało to, że w wyprodukowanej biomase uzyskano wyższy wynik skumulowanej energii niż energii w poniesionych nakładach energetycznych.

Tabela. 7. Nakłady energetyczne w środkach produkcji, energia skumulowana w plonie i wskaźnik efektywności energetycznej; opracowanie własne.

Nr technologii	Energia skumulowana			wskaźnik efektywności energetycznej
	do produkcji		w plonie [MJ·ha ⁻¹]	
	[MJ·ha ⁻¹]	%		
1	50 587,01	100	57 408,00	1,13
2	43 436,57	100	48 000,00	1,11
3	42 116,45	100	40 000,00	0,95
4	32 400,24	100	44 000,00	1,36
5	52 229,49	100	51 696,00	0,99
6	26 724,37	100	64 000,00	2,39
7	22 338,06	100	40 000,00	1,79
8	50 567,99	100	56 000,00	1,11
9	45 736,91	100	53 600,00	1,17
10	45 440,50	100	60 000,00	1,32
11	41 161,42	100	60 000,00	1,46
12	38 593,77	100	40 000,00	1,04
13	12 233,01	100	36 000,00	2,94

Najkorzystniejszym wariantem technologicznym z punktu widzenia efektywności energetycznej był wariant 13, w którym, przyjmując jako punkt odniesienia -100% - średnią wartość nakładów energii skumulowanej w materiałach i surowcach ($20\,847,75 \text{ MJ}\cdot\text{ha}^{-1}$) energia skumulowana w tym strumieniu była o 81,2% niższa od średniej co wywarło największy wpływ na osiągnięty wynik pomimo stosunkowo niskiego plonu $45 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$. Przyjmując średnią wartość nakładów energii skumulowanej w ciągnikach, maszynach i narzędziach w rozpatrywanych technologiach jako 100% ($3\,886,28 \text{ MJ}\cdot\text{ha}^{-1}$), w technologii 13 nakłady z tego strumienia były o 53,6% niższe od średniej. Po analizie poziomu nakładów pracy ludzi poniesionych do produkcji stwierdzono, że są one w technologii 13 niższe od średniej z badanych technologii o 61%. W porównaniu z wartością średnią nakładów energii skumulowanej w bezpośrednich nośnikach energii – oleju napędowym ($10\,561,90 \text{ MJ}\cdot\text{ha}^{-1}$, przyjętą jako 100%) - w badanych technologiach, nakłady energii skumulowanej z tego strumienia w technologii 13 były niższe od średniej o 51,1%.

Dla dwóch spośród badanych upraw wskaźnik efektywności energetycznej był mniejszy od jedności. Oznaczało to, że rozwiązania technologiczne zastosowane w uprawach oznaczonych numerami 3 i 5 wykazały brak efektywności energetycznej, nakłady energii skumulowanej poniesione na wyprodukowanie jednostki plonu biomasy były większe od energii w nim skumulowanej. Było to rozwiązanie nieuzasadnione pod względem energetycznym. Największy wpływ na uzyskane wyniki obliczeń efektywności energetycznej – 0,99 w

technologii 5 - miały nakłady energii skumulowanej w ciągnikach, maszynach i narzędziach, a w technologii 3 (0,95) nakłady energii skumulowanej w materiałach i surowcach.

Materiał źródłowy (O2) zaczerpnięto z tych samych gospodarstwa, które zostały zbadane w (O1). Były to gospodarstwa zlokalizowanych w woj. podlaskim, w północno wschodniej Polsce. Klimat województwa to umiarkowany z zaznaczającymi się wpływami kontynentalnymi. W Podlaskiem, średnia temperatura roczna wynosi ok. +7 °C. Najcieplejszym miesiącem jest lipiec – średnia dobową temperatura wynosi +18 °C, a najzimniejszym styczeń - średnia dobową temperatura -4,5 °C. Opad roczny wynosi od 550 do 580 mm. Ze względu na to, że jest to region zdominowany przez rolnictwo będące główną gałęzią gospodarki, za istotne uznano zbadanie emisji GHG (O2) w tych samych technologiach, które były badane w (O1) w celu skorelowania ich z wynikami dotyczącymi efektywności energetycznej tych technologii. Analizy przeprowadzono na podstawie 13 technologii uprawy kukurydzy na kiszonkę, którym w (O2) nadano nazwy MS1-MS13. Dane do badań zgromadzono i zamieszczono w kartach technologicznych. Areał upraw mieścił się w zakresie od 2 (MS2, MS7) do 13 (MS3) ha. Pola oddalone były od gospodarstwa od 0,05 (MS2) do 2,5 (MS7, MS8) km. Na ilość zużytego oleju napędowego w uprawach rolniczych, oprócz odległości pola od siedliska wpływają także warunki pracy, w tym: rodzaj i stan gleb, ukształtowanie terenu, powierzchnia i kształt pól [Pawlak 2017]. Plony osiągnęły wartość od 45 (MS13) do 80 (MS6) t·ha⁻¹. Wybrane warianty zróżnicowane były pod względem rodzaju i ilości zastosowanego nawożenia; naturalnego - obornik bydlęcy i trzody chlewnej i gnojowica bydlęca i trzody chlewnej - oraz mineralnego: polifoska 8-24-24, 6-20-30, 4-12-32, saletra amonowa, fosforan amonu, mocznik. Na podstawie wyliczonej ilości dostarczonego wraz z nawozami azotu i węgla oszacowano emisje poszczególnych gazów cieplarnianych (N₂O i CO₂) oraz amoniaku (NH₃) oraz emisje GHG (N₂O, CO₂, CH₄) ze spalania paliwa (olej napędowy) przez silniki ciągników i maszyn. W Tabeli 8 zawarto informacje o objętych badaniami źródłach emisji oraz rodzaju zanieczyszczeń emitowanych do atmosfery wchodzących w zakres analiz.

Tabela 8. Źródła emisji i rodzaje zanieczyszczeń emitowanych do atmosfery; opracowanie własne.

Źródło emisji	Rodzaj zanieczyszczenia			
	Gazy cieplarniane GHG			NH ₃
	N ₂ O	CO ₂	CH ₄	
Nawozy naturalne	+			+
Nawozy nieorganiczne, w tym mocznik	+	+		+
Zużycie paliwa	+	+	+	

Na podstawie wytycznych IPCC (2006), raportów KOBiZE (2018) oraz EMEP EEA (2016) opracowano metodykę szacowania wymienionych zanieczyszczeń.

Emisja N₂O ze stosowania nawozów naturalnych i nieorganicznych

Wyliczenia ilości emisji bezpośredniej N₂O (20) z aplikacji nawozów naturalnych pochodzenia zwierzęcego – obornik i gnojowica bydłęca i trzody chlewnej - oraz sztucznych nawozów azotowych dokonano w oparciu o metodykę IPCC (2006).

$$EN_2O_{Direct-N} = E_{SN} + E_{NN} \quad (20)$$

gdzie:

$EN_2O_{Direct-N}$ - bezpośrednia emisja z gleby z nawozów [$kg \cdot ha^{-1}$, $kg \cdot t^{-1}$ plonu],

E_{SN} - emisja z zastosowanych sztucznych nawozów azotowych [$kg \cdot ha^{-1}$, $kg \cdot t^{-1}$ plonu],

E_{NN} - emisja z dostarczonych do gleby nawozów naturalnych pochodzenia zwierzęcego [$kg \cdot ha^{-1}$, $kg \cdot t^{-1}$ plonu].

Ilość $kg \text{ N}_2\text{O-N} \cdot kgN^{-1}$ wniesionego wraz z nawozami przemnożono przez 44/28 dla oszacowania emisji N₂O z azotu wniesionego wraz z aplikowanymi nawozami [KOBiZE 2017].

Emisja CO₂ ze stosowania mocznika

W oparciu o metodykę IPCC [IPCC 2006] sformułowano wzór (21), na podstawie którego oszacowano emisje CO₂ z aplikacji mocznika:

$$CO_2-C_{Emission} = U \cdot EF_U \quad (21)$$

gdzie:

$CO_2-C_{Emission}$ - emisja C z aplikacji mocznika, [$kg \cdot ha^{-1}$, $kg \cdot t^{-1}$ plonu],

U - ilość mocznika [$kg \cdot ha^{-1}$],

EF_U - wskaźnik emisji dla mocznika = 0,2 [IPCC 2006].

W celu przeliczenia $CO_2-C_{Emission}$ na emisję CO₂ wynik należy przemnożyć przez 44/12.

Emisje GHG (CO₂, CH₄ i N₂O) ze spalania paliwa

W analizowanych technologiach oszacowano emisje GHG (CO₂, CH₄ i N₂O) powstające w wyniku spalania oleju napędowego przez silniki ciągników i maszyn rolniczych. Na rzeczywisty czas zaangażowania ciągnika czy maszyny, oprócz produktywnego czasu pracy

składa się również czas potrzebny na wykonanie czynności niezbędnych, związanych z ich pracą, m.in. nawroty, regulacje, a także czas nie przeznaczony bezpośrednio na realizację zabiegu, np. obsługa techniczna, czas przejazdów transportowych – dojazd z miejsca garażowania ciągnika, maszyny czy agregatu na pole [Muzalewski 2006, Felten i in. 2013]. Obliczenia wykonano w oparciu o poniższe wzory (22-24), w których wykorzystano wartości wskaźników emisji wymienionych gazów [Radzimirski i Taubert 2009].

$$\text{Emisja } CO_2P = Z_p \cdot EF_{ON}CO_2P \quad (22)$$

$$\text{Emisja } CH_4 = Z_p \cdot EF_{ON}CH_4 \quad (23)$$

$$\text{Emisja } N_2O = Z_p \cdot EF_{ON}N_2O \quad (24)$$

gdzie:

- Z_p - zużycie paliwa [kg],
 $EF_{ON}CO_2P$ - wskaźnik emisji potencjalnej $CO_2 = 3\,170 \text{ [g} \cdot \text{kg}^{-1}\text{ON]}$,
 $EF_{ON}CH_4$ - wskaźnik emisji $CH_4 = 0,19 \text{ [g} \cdot \text{kg}^{-1}\text{ON]}$,
 $EF_{ON}N_2O$ - wskaźnik emisji $N_2O = 0,16 \text{ [g} \cdot \text{kg}^{-1}\text{ON}]$.

W celu przeliczenia ilości zużytego paliwa z dm^3 na kg, zgodnie z Dz. U. 2018 r. poz. 2527 zastosowano przelicznik: $1 \text{ dm}^3 \text{ ON} = 0,84 \text{ kg}$.

Emisje poszczególnych GHG (N_2O , CO_2 , CH_4) z analizowanych źródeł przeliczono - zgodnie z potencjałem cieplarnianym gazów (GWP) (Tabela 9) - na jednostkę ekwiwalentną - CO_2eq , która została utworzona w celu umożliwienia porównywania emisji tych gazów [IPCC 2007]. Potencjał cieplarniany gazów wyraża ilość kilogramów węgla, która w czasie 100 lat daje taki sam efekt globalnego ocieplenia, co 1 kg analizowanego gazu cieplarnianego.

Tabela 9. Potencjał cieplarniany gazów cieplarnianych; opracowanie własne na podstawie [IPCC 2007].

Gaz cieplarniany	Przelicznik do równoważnika CO_2
CO_2	1
N_2O	298
CH_4	25

Według aktualnych wytycznych EMEP EEA (2016) do szacowania emisji NH_3 można zastosować metodę Tier 1 lub bardziej dokładną – Tier 2. Metoda Tier 1 to najprostsza metoda szacowania emisji amoniaku z nawozów nieorganicznych, w której wskaźnik emisji $EF(NH_3)$ ma wartość stałą = $0,05 \text{ kg } NH_3$ na jeden kilogram azotu (N) w aplikowanym nawozie nieorganicznym, niezależnie od rodzaju nawozu. W badaniach zastosowano bardziej dokładną

metodę Tier 2, w której wartości wskaźnika emisji zależy od rodzaju nawozu, pH gleby i specyficznych (krajowych) warunków klimatycznych. W analizach wykorzystano wskaźniki (Tabela 10) zgodnie z wytycznymi EMEP EEA (2016) dla gleb o pH poniżej 7, które cechuje około 80% gleb Polski, dla strefy klimatu umiarkowanego.

Tabela 10. Zawartość N i wskaźniki emisji NH_3 dla wybranych nawozów nieorganicznych; opracowanie własne na podstawie [EMEP EEA 2016, IPCC 2006].

Rodzaj/nazwa nawozu	Zawartość N [%]	Wskaźnik emisji EF		
		$\text{N}_2\text{O-N}$	$\text{CO}_2\text{-C}$	$\text{NH}_3, [\text{g NH}_3 \cdot \text{kg N}^{-1}]$
Saletra amonowa	34	0,01		16
Fosforam amonu	18	0,01		51
Siarczan amonu	21	0,01		92
Saletra wapniowa	15	0,01		8
Mocznik	46	0,01	0,2	159
Nawozy wieloskładnikowe (NPK)		0,01		67

W celu przeliczenia emisji $\text{NH}_3\text{-N}$ na emisję NH_3 wynik należy przemnożyć przez 17/14.

W oparciu o założenia, przyjęte na podstawie danych literaturowych oraz danych zadeklarowanych przez producentów o zawartości azotu w stosowanych nawozach sformułowano wzór (25) do oszacowania emisji NH_3 z aplikacji azotowych nawozów mineralnych:

$$\text{Emisja } \text{NH}_3 = A_N \cdot \text{EF} \cdot \frac{17}{14}, \quad (25)$$

gdzie:

A_N - dawka azotu (N) w aplikowanym nawozie [kg]; zgodnie ze składem procentowym asortymentu nawozów podanym przez producenta (Tabela 10),

EF - wskaźnik emisji dla poszczególnych nawozów zawierających azot [$\text{gNH}_3 \cdot \text{kgN}^{-1}$ w nawozie] (Tabela 10).

Oszacowano emisje amoniaku (NH_3) z aplikacji nawozów naturalnych: gnojowicy i obornika pochodzących z chowu bydła i trzody chlewnej.

Obliczenia emisji NH_3 z gnojowicy wykonano na podstawie wzoru (26):

$$\text{Emisja } \text{NH}_3 = A_G \cdot kN_G \cdot \text{EF}_G \cdot \frac{17}{14}, \quad (26)$$

gdzie:

A_G - dawka gnojowicy [kg],

kN_G - zawartość N w gnojowicy [%] (Tabela 11),

EF_G - wskaźnik emisji [$\text{gNH}_3 \cdot \text{kgN}^{-1}$] (Tabela 11).

Tabela 11. Zawartość N w poszczególnych rodzajach nawozów naturalnych; obliczenia własne na podstawie [Dz. U. 2018 r. poz. 1339].

Rodzaj/nazwa nawozu	Zawartość N [%]	Wskaźnik emisji EF [gNH ₃ ·kg N ⁻¹]
obornik bydlęcy	0,318	0,2500
obornik - trzoda	0,352	0,7000
gnojowica bydlęca	0,383	0,1892
gnojowica - trzoda	0,373	0,5355

W celu przeliczenia emisji NH₃-N na emisję NH₃ wynik należy przemnożyć przez 17/14.

Emisje NH₃ powstające w wyniku stosowania obornika bydlęcego i trzody chlewnej oszacowano w oparciu o równanie (27):

$$\text{Emisja } NH_3 = A_O \cdot kN_O \cdot EF_O \cdot \frac{17}{14}, \quad (27)$$

gdzie:

A_O - dawka obornika [kg],

kN_O - zawartość N w oborniku [%] (Tabela 11),

EF_O - wskaźnik emisji [gNH₃·kgN⁻¹] (Tabela 11).

W celu przeliczenia emisji NH₃-N na emisję NH₃ wynik należy przemnożyć przez 17/14.

W badanych wariantach technologii produkcji kukurydzy na kiszonkę, rezultaty z badań (O2) określają procentowy udział emisji zanieczyszczeń z poszczególnych źródeł Tabela 12).

Tabela 12. Procentowy udział emisji GHG i NH₃ z badanych źródeł w emisjach ogółem; obliczenia własne.

Nr techn.	Emisje [%]								
	GHG						NH ₃		
	nawozy			nawozy	spalanie ON	razem	nawozy		
	naturalne	mineralne	razem				naturalne	mineralne	razem
MS1	54,5	45,5	100	67,1	32,9	100	0,002	99,998	100
MS2	52,9	47,1	100	75,5	24,5	100	0,000	100,000	100
MS3	32,2	67,8	100	79,7	20,3	100	0,000	100,000	100
MS4	62,5	37,5	100	71,3	28,7	100	0,001	99,999	100
MS5	38,1	61,9	100	62,7	37,3	100	0,000	100,000	100
MS6	28,7	71,3	100	79,8	20,2	100	0,000	100,000	100
MS7	0,0	100,0	100	72,7	27,3	100	0,000	100,000	100
MS8	60,8	39,2	100	51,8	48,2	100	0,001	99,999	100
MS9	57,2	42,8	100	52,2	47,8	100	0,001	99,999	100
MS10	54,8	45,2	100	47,6	52,4	100	0,001	99,999	100
MS11	54,8	45,2	100	51,2	48,8	100	0,001	99,999	100
MS12	60,3	39,7	100	48,2	51,8	100	0,001	99,999	100
MS13	100,0	0,0	100	34,9	65,1	100	100,000	0,000	100
min	0,0	0,0		34,9	20,2		0,000	0,000	
max	100,0	100,0		79,8	65,1		100,000	100,000	
średnio	50,5	49,5		61,1	38,9		7,693	92,307	

Analizy przeprowadzono oddzielnie dla GHG i NH₃. Przyjmując jako 100% emisje GHG z nawożenia i spalania oleju napędowego, emisje z nawozów stanowiły od 34,9% (MS13) do 79,8% (MS6). Średnio, emisje z tego źródła stanowiły 61,1% w emisjach GHG ogółem (Tabela 12).

W badanych technologiach głównym źródłem emisji amoniaku były nawozy mineralne, z których emisje stanowiły ponad 92% emisji NH₃ ogółem (Tabela 12).

Ilości wyemitowanych zanieczyszczeń w postaci GHG i NH₃ odniesiono także do 1 tony wyprodukowanej kukurydzy na kiszonkę (Tabela 13).

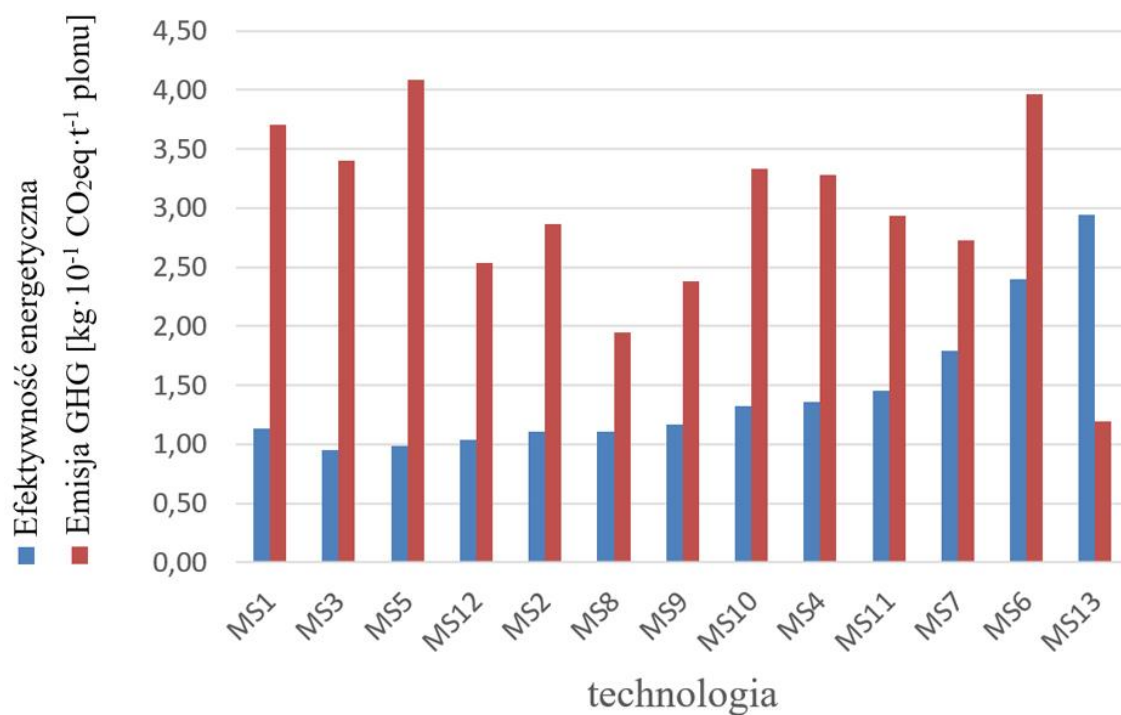
Tabela 13. Emisje GHG i NH₃ w badanych technologiach przypadające na jednostkę plonu (1 t); obliczenia własne.

Nr techn.	Emisje							
	GHG [kg CO ₂ eq·t ⁻¹ plonu]					NH ₃ [kg NH ₃ ·t ⁻¹ plonu]		
	nawozy			spalanie ON	razem	nawozy		
	naturalne	mineralne	razem			naturalne	mineralne	razem
MS1	13,547	11,289	24,836	12,202	37,038	0,001	53,743	53,743
MS2	13,580	12,089	25,669	8,324	33,993	0,001	262,365	262,365
MS3	10,490	22,085	32,575	8,279	40,853	0,001	654,233	654,234
MS4	11,285	6,771	18,056	7,261	25,317	0,001	117,637	117,638
MS5	6,852	11,137	17,989	10,682	28,670	0,000	342,539	342,540
MS6	4,449	11,070	15,519	3,932	19,451	0,001	317,930	317,931
MS7	0,000	17,325	17,325	6,496	23,821	0,000	532,877	532,877
MS8	10,490	6,777	17,266	16,042	33,308	0,002	208,438	208,440
MS9	9,785	7,326	17,111	15,694	32,806	0,002	225,346	225,348
MS10	7,649	6,314	13,963	15,360	29,323	0,001	194,204	194,206
MS11	7,649	6,314	13,963	13,318	27,280	0,001	194,204	194,206
MS12	11,506	7,586	19,093	20,538	39,631	0,001	131,799	131,799
MS13	4,150	0,000	4,150	7,754	11,904	0,000	0,000	0,000
min	0,000	0,000	4,150	3,932	11,904	0,000	0,000	0,000
max	13,580	22,085	32,575	20,538	40,853	0,002	654,233	654,234
średnio	8,572	9,699	18,270	11,222	29,492	0,001	248,870	248,871
SD	6,645	7,983	14,628	3,145	17,773	0,000	38,002	38,002

Wyprodukowanie 1 tony plonu powodowało emisję GHG w zakresie od 11,904 (MS13) do 40,853 kg CO₂eq (MS3). Z nawozów emisje GHG wyniosły od 4,150 (MS13) do 32,575 kg CO₂eq·t⁻¹ (MS3), a średnia wartość dla analizowanych 13 technologii to 18,270 kg CO₂eq·t⁻¹ plonu. Ze spalania ON pochodziło od 3,932 (MS6) do 20,538 (MS12) kg CO₂eq·t⁻¹ plonu, średnio ze spalania paliwa do produkcji 1 t plonu pochodziło 11,222 kg CO₂eq·t⁻¹. Średnia emisja amoniaku (NH₃) na 1 tonę plonu wyniosła 248,871 kg NH₃·t⁻¹ (Tabela 13).

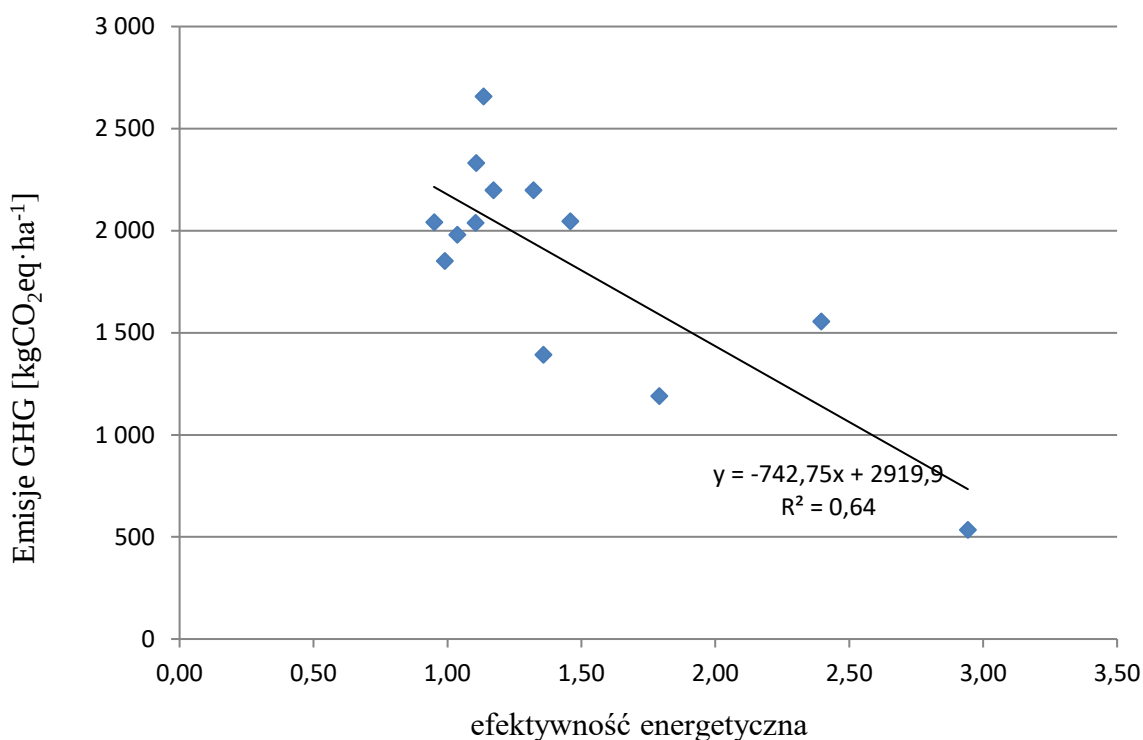
Korelacja pomiędzy efektywnością energetyczną a ilością emisji GHG w badanych technologiach uprawy kukurydzy na kiszonkę.

Technologie zostały uszeregowane według rosnącej efektywności energetycznej, na Rys. 4 przedstawiono efektywność energetyczną oraz - odpowiednio - emisje gazów cieplarnianych w badanych technologiach.



Rys. 4. Efektywność energetyczna i emisje gazów cieplarnianych w technologiach produkcji kukurydzy na kiszonkę [opracowanie A. Konieczna].

Oszacowane we wcześniejszym etapie badań wartości wskaźników efektywności energetycznej badanych technologii produkcji kukurydzy na kiszonkę (**O1**) [Konieczna i in. 2021] skorelowano z wynikami ilości emisji GHG dla tych technologii (Rys. 5).



Rys. 5. Korelacja pomiędzy efektywnością energetyczną a emisjami GHG w badanych technologiach [opracowanie A. Konieczna].

Do opisanie korelacji pomiędzy obliczonymi wartościami wskaźnika efektywności energetycznej a ilością emisji badanych GHG wyrażoną w jednostce ekwiwalentnej przypadające na 1 hektar uprawy kukurydzy na kiszonkę obliczono współczynnik korelacji liniowej Pearsona dla tych dwóch cech. Obliczenia wykonano wykorzystując arkusz kalkulacyjny Excell, wersja 1807 Microsoft Office 365. Pomędzy zbadanymi cechami istnieje korelacja ujemna $r = -0,80$ (wartość zawiera się w przedziale od -1 do 1). Oznacza to, że wraz ze wzrostem efektywności energetycznej badanych upraw kukurydzy na kiszonkę maleją emisje zanieczyszczeń powietrza w postaci analizowanych gazów cieplarnianych z rozpatrywanych źródeł.

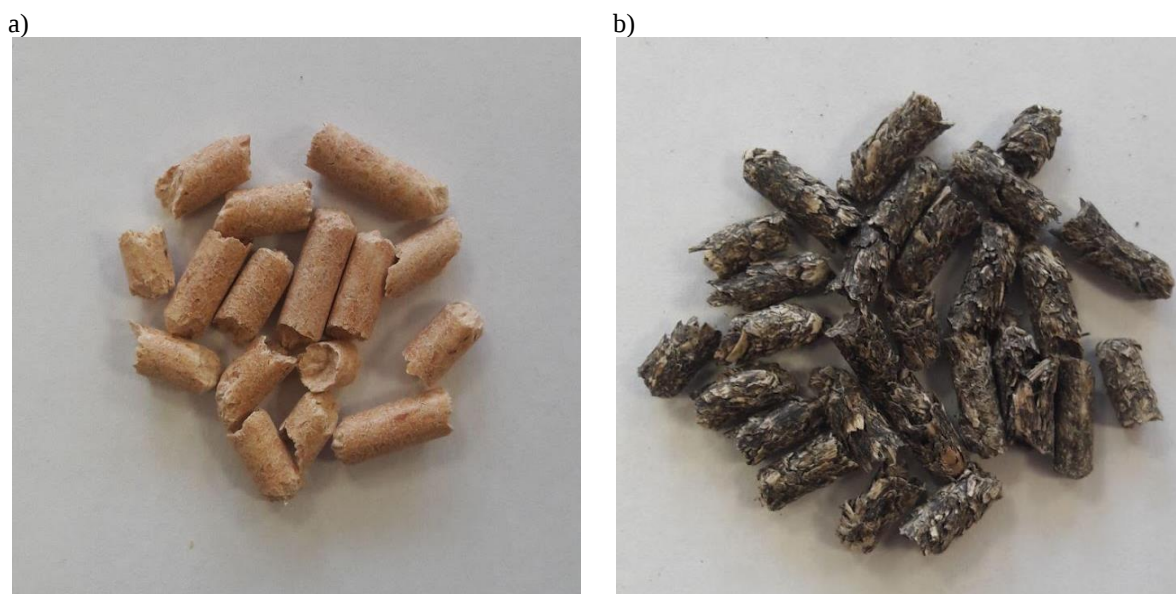
4.5.2. Produkcja energii z biomasy

Rosnące zapotrzebowanie na energię, zmiany klimatyczne, ciągły wzrost kosztów energii, sprawiają, że produkcja bioenergii jest istotnym i dynamicznie rozwijającym się trendem gospodarczym. Spośród wielu odnawialnych źródeł energii, surowcem łatwym w pozyskaniu, charakteryzującym się możliwością produkcji energii, także bez konieczności stosowania zaawansowanych procesów obróbki jest biomasa. Oprócz korzyści wynikających z produkcji energii, zastąpienie paliw kopalnych biomasą przyczynia się do ograniczenia emisji

gazów cieplarnianych odpowiedzialnych za zmiany klimatyczne, a także do redukcji ilości odpadów, które podczas składowania są źródłem emisji gazów cieplarnianych, zanieczyszczeń wód i odorów [Oślaj i Muršec 2010, Ramos-Suárez i in. 2019, Tallou i in. 2020]. Mogą to być odpady z różnych gałęzi przemysłu, np. drzewnego, rolniczego, spożywczego, celulozowego stanowiące szeroką gamę materiałów o potencjale energetycznym. Dostępność surowców alternatywnych dla paliw kopalnych sprzyja tworzeniu lokalnej konkurencyjności i uniezależnieniu się od źródeł zagranicznych. Jedną z opcji wykorzystania biomasy do produkcji ciepła jest bezpośrednie spalanie. Dla polepszenia właściwości paliwa, poprawy wydajności spalania odpadów, zagęszczenia w celu lepszego zarządzania i obsługi stosowane są dodatkowe operacje, m.in. brykietowanie, peletowanie. Są to proste techniki, co w połączeniu z dostępnością biomasy na szeroką skalę, sprawia, że są one często wykorzystywane w praktyce, opłacalne ze względów ekonomicznych, sprzyjające rozwojowi gospodarki o obiegu zamkniętym, a ich stosowanie to jedna z metod na zrównoważoną produkcję energii [Kpalo i in. 2020]. Dzięki rozwojowi technologii, w procesie znajduje zastosowanie szeroki zakres mieszanin biomasy z odpadami zwierzęcymi, komunalnymi, np. obornik, osady ściekowe, odpady żywnościowe. Doskonalenie tych technologii ma na celu zwiększenie efektywności energetycznej i opłacalności ze względów ekonomicznych, a także w celu redukcji emisji toksycznych gazów [Yunusa i in. 2024].

4.5.2.1. Biomasa konopi i sosny do energetycznego wykorzystania

Materiał do badań (O3) pochodził z firmy Woodstocks (www.woodstocks.pl). W badaniach wykorzystano pelet z trocin sosnowych oraz pelet z konopii siewnych charakteryzujących się wilgotnością masową odpowiednio 6,7% i 11,0%. Obydwa rodzaje peletu zostały wykonane tą samą technologią i spełniały normę w zakresie wytwarzania peletu [PN-EN ISO 17225-2:2021-10]. Widok badanych peletów przedstawiono na Rys. 6a i 6b.



Rys. 6. Badany pelet: a) sosnowy; b) konopny; opracowanie własne.

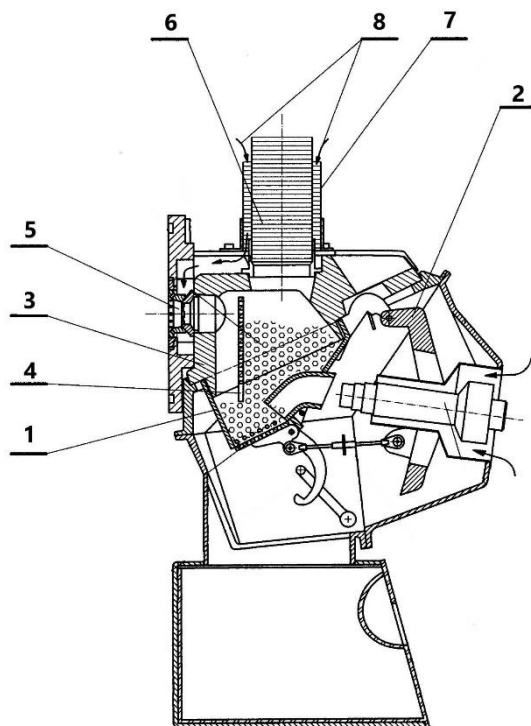
Do badań skomponowano następujące mieszaniny obu badanych peletów o proporcjach w skali masowej:

- C100 - 100% konopie,
- C75/P25 - 75% konopie i 25% sosna,
- C50/P50 - 50% konopie i 50% sosna,
- C25/P75 - 25% konopie i 75% sosna,
- P100 - 100% sosna.

Ze względu na postawiony cel pracy, aby móc określić wpływ zastosowanych rodzajów biomasy, a także ich mieszanek, na parametry energetyczne i emisyjne kotła do zgazowania, badania przeprowadzono dla mieszanin w różnych proporcjach - jak powyżej. Zróżnicowany skład mieszanin zastosowanych peletów wykonanych z dwóch rodzajów biomasy (trociny sosnowe i konopie) pozwolił na określenie ich wpływu na badane parametry kotła. Różne rodzaje biomasy charakteryzuje inna wartość opałowa, dostępność, które wpływają m.in. na cenę. Wykorzystanie biomasy z różnych źródeł umożliwia większą elastyczność i uniezależnienie od jednego typu surowca. Różny udział peletów z trocin sosnowych i konopnych - różne wartości opałowe – zastosowano w celu zbadania ich wpływu na parametry energetyczne, emisyjne oraz koszty produkcji jednostki energii każdej z mieszanin, a także dla każdego paliwa indywidualnie.

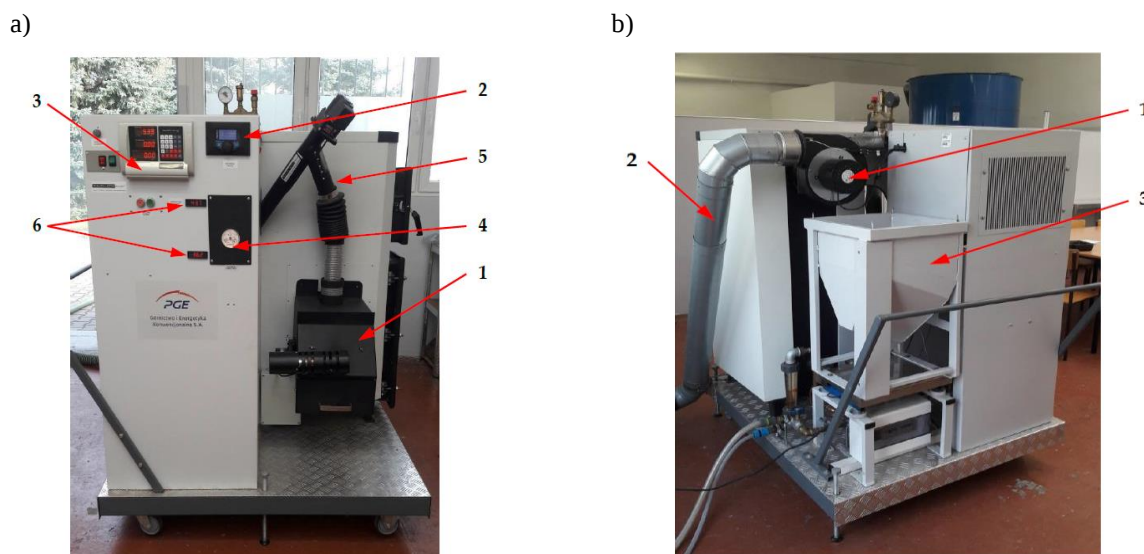
4.5.2.2. Model pilotażowej instalacji - kocioł z palnikiem zgazowującym

Obiektem badań był kocioł (O3) wyposażony w palnik zgazowujący na paliwo stałe wykonany wg patentu (UPRP 208551) (Rys. 7).



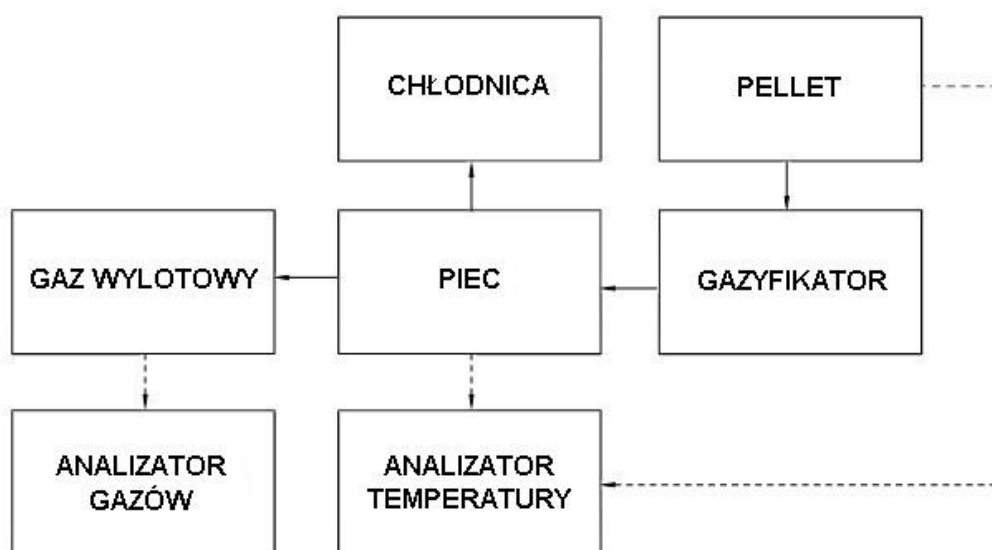
Rys. 7. Schemat palnika zgazowującego (UPRP 208551): 1-ruszt, 2-przeciwwaga, 3-korpus palnika, 4-przegroda perforowana, 5-dysze, 6,7-przestrzenie doprowadzające powietrze wtórne, 8-wlot powietrza wtórnego.

Palnik na pelety do kotła centralnego ogrzewania, montowany jest na zewnątrz korpusu kotła wraz z wentylatorem wyciągowym do odprowadzenia spalin do komina. Palnik posiada ruszt (1) z przeciwwagą (2), zawieszony do korpusu palnika (3) w ten sposób, że stanowi wagę dla zasypywanego peletu. Ruszt (1) posiada przegrodę (4) perforowaną otworami, między strefą zgazowania peletu, a strefą zapalania gazu na dyszach (5). Palnik posiada rurę zasypową, zbudowaną w ten sposób, że stanowi ona element dwóch współosiowych metalowych przewodów elastycznych, gdzie środkowym doprowadzany jest pelet na ruszt, a przestrzenią pomiędzy przewodami (6, 7) zasysane jest na dysze (5) powietrze wtórne (8) do spalania, dodatkowo pełniące rolę chłodzenia przewodu (6) i korpusu (3). Widok kotła wyposażonego w palnik zgazowujący przedstawiono na Rys. 8.



Rys. 8. Widok stanowiska badawczego, opracowanie własne: a) część przednia: 1-palnik zgazowujący, 2–sterownik palnika, 3–system pomiaru masy peletu, 4–przepływomierz wody, 5–podajnik ślimakowy, 6–wskaźniki temperatury wody na wejściu i wyjściu; b) część tylna: 1–wentylator wyciągowy, 2–przewód kominowy, 3–zasobnik peletu

Schemat stanowiska badawczego przedstawiono na Rys. 9.



Rys. 9. Stanowisko badawcze, opracowanie własne - schemat układu pomiarowego.

W celu wykonania bilansu cieplnego kotła zasilanego badanymi paliwami mierzono następujące parametry: masę podawanego peletu, objętość wody przepływającej przez wymiennik ciepła, temperaturę wody na wejściu i na wyjściu kotła. Do obliczeń wykorzystano następującą zależność (28):

$$Q = \frac{c_w \cdot m \cdot \Delta T}{1000} \quad (28)$$

gdzie:

Q - uzyskane ciepło, MJ

c_w - ciepło właściwe wody, $4,2 \text{ kJ} \cdot (\text{kg} \cdot \text{K})^{-1}$

m - masa wody, kg

ΔT - różnica temperatur wody, K.

Do analizy spalin wykorzystano analizator MRU Vario Plus [Operating Instruction 2019] wykorzystując częściowo metodykę opisaną w pracy Koniuszego i in. (2020). Mierzono nim: CO_2 , H_2 , λ , O_2 . Praca analizatora odbywała się w trybie ciągłym. Do analizy przyjęto wartości średnie uzyskanych pomiarów.

Pomiary zawartości SO_2 , NO_2 i pyłów w spalinach wykonano przy pomocy mobilnej sondy pomiarowej Atmonfl firmy Nanosens. Pomiary przeprowadzane były w strumieniu spalin. Wbudowany moduł GPS pozwala powiązać wyniki pomiarów z położeniem i wysokością sondy. Urządzenie spełnia normy zharmonizowane PN-EN 50270-2015; PN-EN 50271:2018-08, oraz zasadnicze wymagania dyrektywy UE [Dyrektywa EMC 2004/108/WE, PN-EN 50270-2015, PN-EN 50271:2018-08].

Do określenia emisji masowych poszczególnych składników spalin wyznaczono ich masy molowe a następnie odniesiono je do strumienia masy paliwa lub ilości wyprodukowanego ciepła [Nanosens 2024].

W pierwszym etapie badań określono wilgotność peletu sosnowego i konopnego za pomocą testu suchego pieca. Następnie przeprowadzono badania wartości opałowej suchej biomasy w kalorymetrze IKA C 2000 w oparciu o metodę izoperiboliczną [PN-ISO 1928:2020-05]. Do badań wartości opałowej materiał testowy został zmielony w młynku laboratoryjnym do wielkości poniżej 0,2 mm. Za każdym razem pomiary rozpoczynano od uruchomienia na pelecie sosnowym. Następnie kocioł rozgrzewano do uzyskania stałej temperatury wody w układzie na wlocie tj. około $273+42 \text{ K}$. Następnie do kotła wprowadzano badaną mieszaninę. Pomiary rozpoczynano po godzinie pracy kotła na badanej mieszaninie. Następnie przez kolejną godzinę prowadzono badania bilansu cieplnego oraz badania emisyjności.

Próbki spalin pobierano w stałych odstępach czasu; pomiary co 2 minuty, analiza co 15 minut – po 15, 30, 45 i 60 minutach. Wentylator wyciągowy kotła pracował przy stałych obrotach

wynoszących 2350 rpm. Nie zmieniano ustawień pracy kotła. System automatycznej regulacji pracy kotła za każdym razem ustawiony był tak samo.

Po wykonaniu pomiarów kocioł wygaszano. Każde badanie prowadzono tylko raz dziennie po to, aby za każdym razem uruchamiać kocioł zimny w takich samych warunkach.

4.5.2.3. Rezultaty z badań

Badania eksperymentalne (O3) odniesiono do wielkości zmierzonych, których wartości zamieszczono w Tabeli 14.

Tabela 14. Zestawienie danych uzyskanych podczas badań – opracowanie własne.

Rodzaj paliwa	C100	C75/P25	C50/P50	C25/P75	P100
Wartość opałowa, MJ·kg ⁻¹	17,34	-	-	-	19,87
Masa peletu w czasie, kg·h ⁻¹	0,99	1,56	1,83	2,31	2,98
Temperatura spalin, K	361,95	381,81	393,26	396,10	406,61
Różnica temperatur wody, K	3,45	4,98	6,44	7,97	10,20
Przepływ wody, kg·h ⁻¹	1222,44	1254,24	1254,29	1265,46	1287,32
H ₂ , % vol.	0,17	0,31	0,43	0,61	0,75
O ₂ , % vol.	19,28	18,38	16,95	15,61	14,06
CO ₂ , % vol.	1,33	2,34	3,22	4,61	5,72
SO ₂ , ppm	9,97	11,79	12,15	13,71	16,39
NO ₂ , ppm	0,16	0,02	0,00	0,00	0,00
PM 10, mg·m ⁻³	998,00	661,00	636,00	568,00	298,00
PM 2.5, mg·m ⁻³	999,00	652,00	627,00	560,00	293,00

Wartości błędów pomiarowych (zmierzonych i obliczonych) zostały każdorazowo przedstawione graficznie z dodatnimi słupkami błędów. Obliczenia zostały wykonane przy użyciu arkuszy kalkulacyjnych Microsoft Office 2016 wersja 2210 Excel.

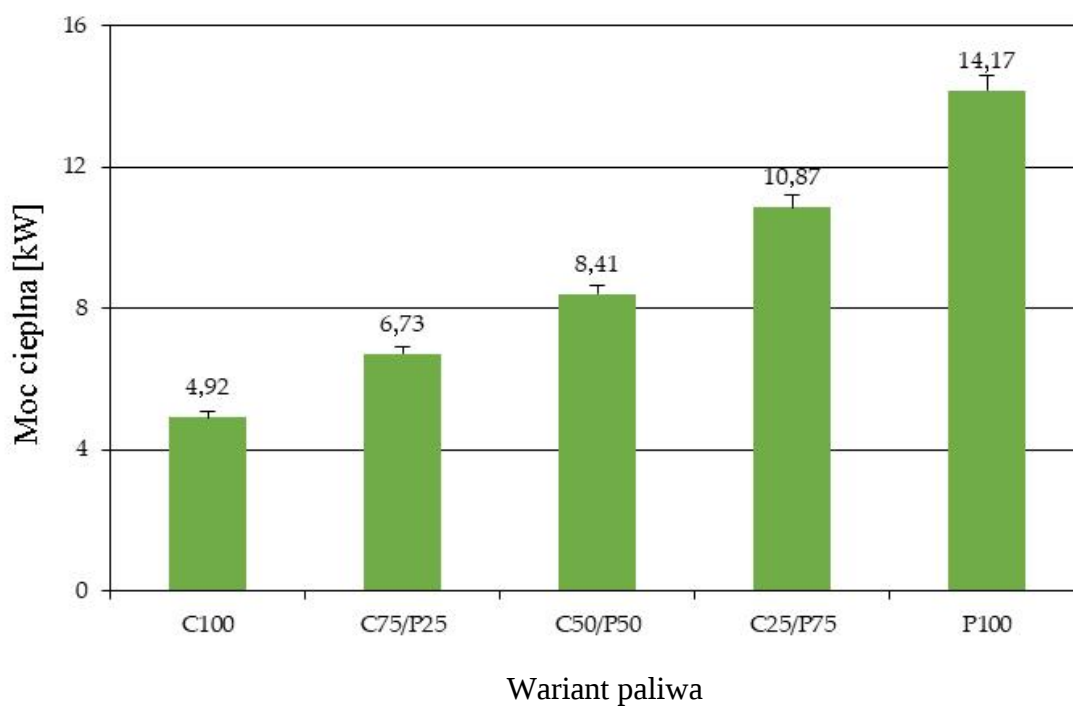
Błędy pomiarowe analizatorów wynosiły maksymalnie 2%, zgodnie z ich specyfikacjami technicznymi. Błędy pomiarowe obliczonych wielkości zostały określone metodą różniczki zupełnej.

Na ilość PM decydujący wpływ ma stopień zagęszczenia peletu z biomasy, Yang i in. (2022) stwierdzili wyższą zawartość PM10 dla peletu z łodyg kukurydzy o wyższej gęstości [Yang i in. 2022].

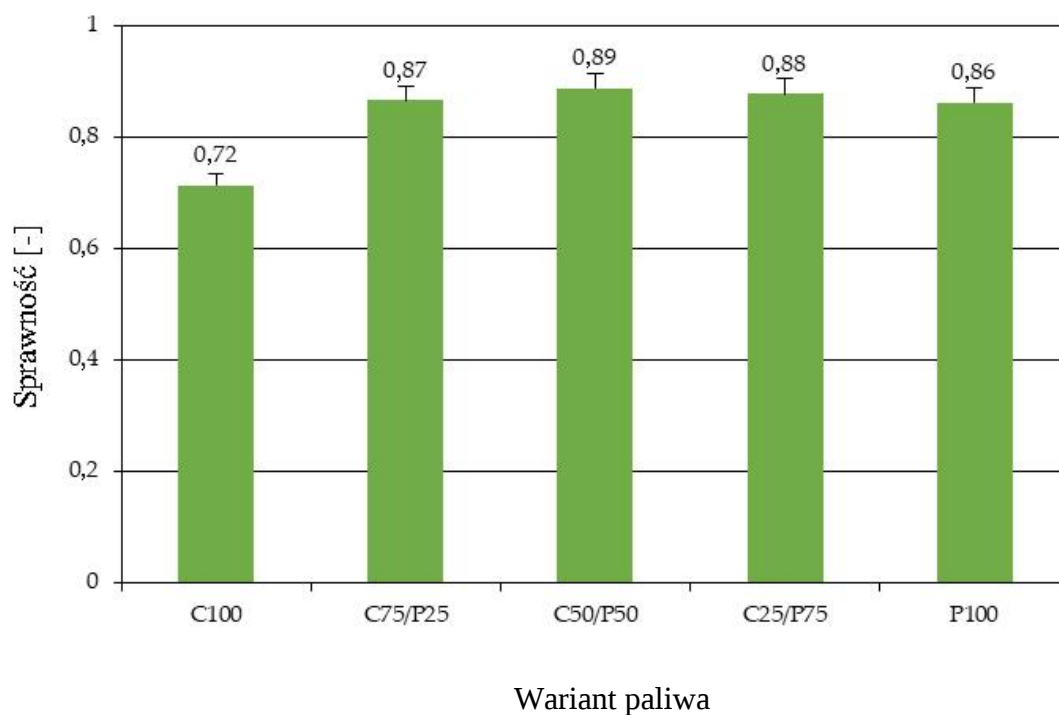
Na podstawie zmierzonych wartości dokonano obliczeń wskaźników energetyczno-emisyjnych, które przedstawiono na wykresach (Rys. 10-15).

Rys. 10a przedstawia moc kotła uzyskaną dla poszczególnych mieszanek paliwowych.

a)



b)



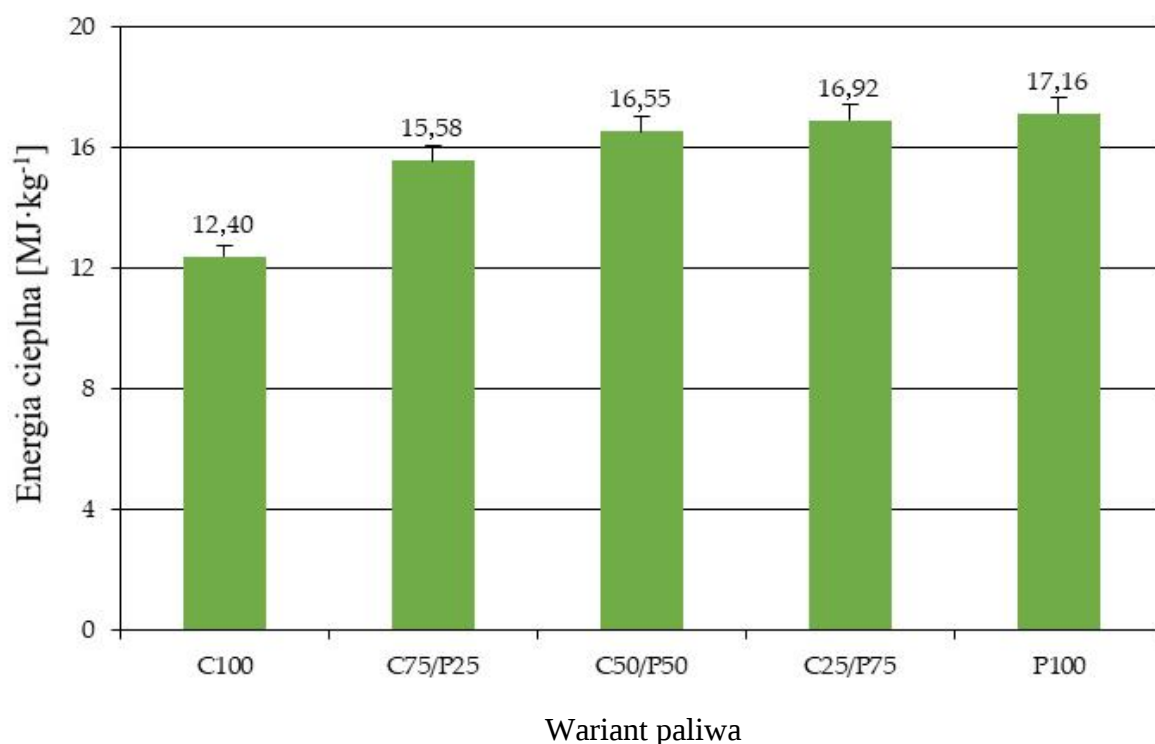
Rys. 10. Parametry kotła w zależności od zastosowanego wariantu mieszaniny paliw, opracowanie własne: a) moc cieplna; b) sprawność.

Najwyższą moc uzyskano dla kotła zasilanego peletami sosnowymi. W przypadku peletu konopnego moc kotła była około trzykrotnie mniejsza. Powodem tego jest znacznie mniejsza gęstość nasypowa peletu konopnego. Pomimo identycznych ustawień urządzeń regulujących

podawanie peletu konopnego do kotła, pelet konopny podawany był zbyt wolno, przez co uzyskana moc cieplna była znacznie niższa. Potwierdzają to również wyniki badań innych autorów [Deshannavar i in. 2018, Zhang i in. 2022], którzy podczas spalania biomasy o małej gęstości zaobserwowali znaczne zmniejszenie mocy urządzeń grzewczych.

Wysoką sprawność kotła (Rys. 10b) uzyskano dzięki zastosowaniu palnika zgazowującego. W pierwszym etapie w komorze zgazowania palnika uzyskiwano gaz syntezowy, który następnie był spalany bezpośrednio w wymienniku ciepła. Dzięki takiemu podziałowi procesu, temperatura spalin była najwyższa w strefie wymiennika ciepła. Najniższą sprawność uzyskano dla peletu konopnego. Płomień z peletu konopi był najmniejszy, przez co strefa o najwyższej temperaturze znajdowała się jeszcze przed wymiennikiem ciepła.

Rys. 11 przedstawia średnią ilość ciepła uzyskaną ze spalania jednego kilograma badanego peletu. Zgodnie z wykonanym bilansem cieplnym, największe ciepło spalania ($17,16 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$) uzyskano dla peletu sosnowego.

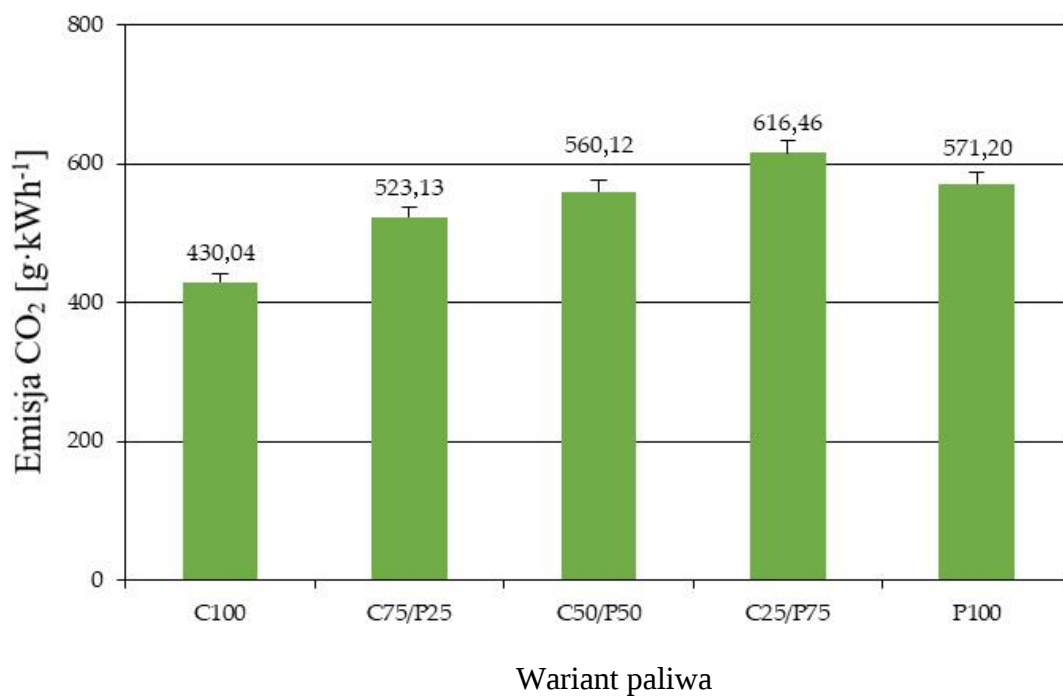


Rys. 11. Średnia ilość uzyskanego ciepła z jednego kilograma paliwa, opracowanie własne.

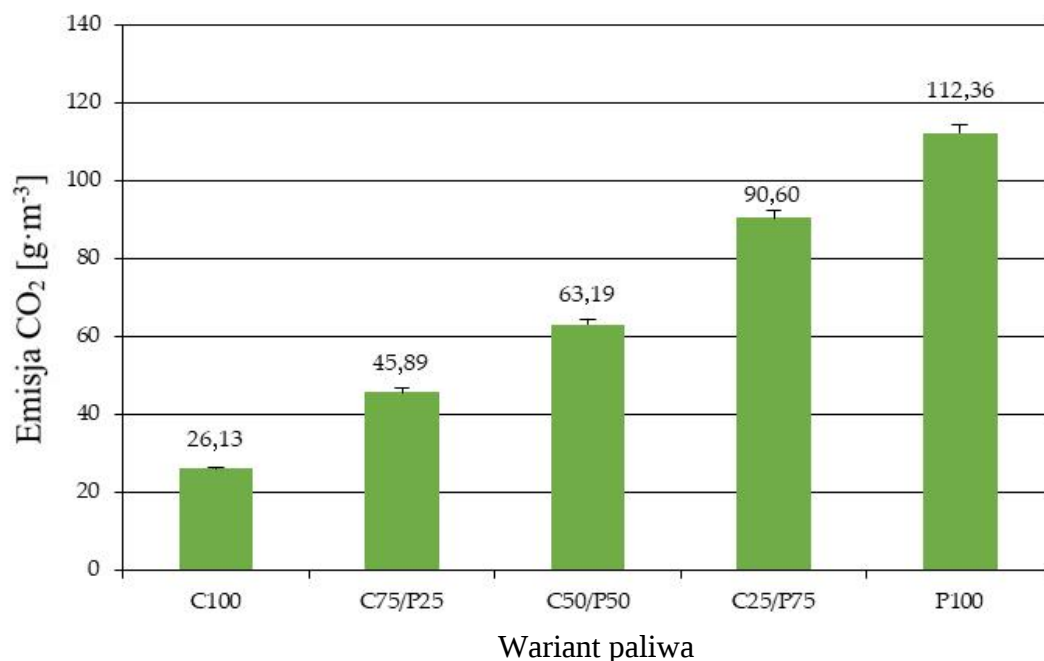
Dla porównania, wg Skibko i in. (2021) ciepło spalania oxytrees, przy stałej objętości wynosiło $17,74 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ i wilgotności całkowitej 11,3%.

Rys. 12 przedstawia emisję ditlenku węgla, która w przeliczeniu na jeden metr sześcienny spalin była największa dla peletu sosnowego. Należy zauważyć, że nawet w tym przypadku współczynnik nadmiaru powietrza był większy od jedności, co świadczy o pełnym i całkowitym spalaniu biomasy.

a)



b)



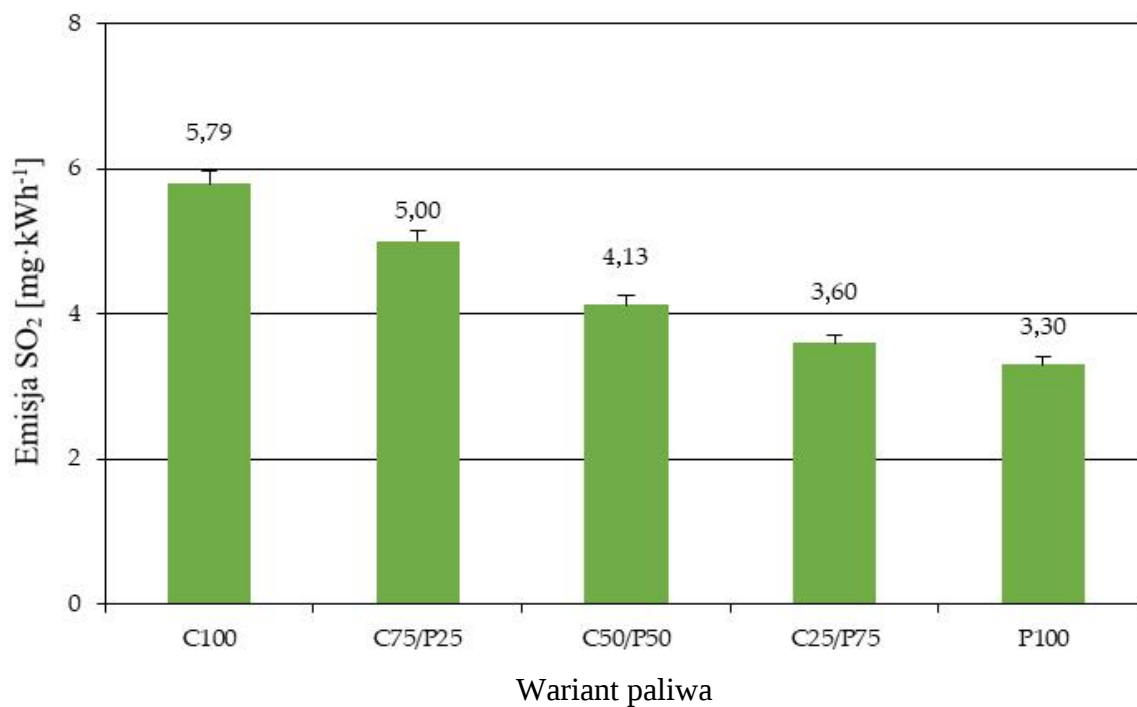
Rys. 12. Emisja CO₂ - opracowanie własne - w odniesieniu do: a) jednej kilowatogodziny ciepła; b) jednego metra sześciennego spalin.

W odniesieniu do jednej kilowatogodziny wytworzonego ciepła emisja ditlenku węgla - ważny parametr określający wpływ na środowisko - jest podobna dla wszystkich mieszanek paliwowych. Wszystkie warianty paliwa były zgazowywane w tych samych warunkach. Największa różnica wynosząca około 30% występuje na korzyść C100 w stosunku do C25/P75. Emisja CO₂ dla konopi jest niższa w porównaniu do sosny. Wynika to z właściwości fizykochemicznych różnych rodzajów roślin [Khan i in. 2009].

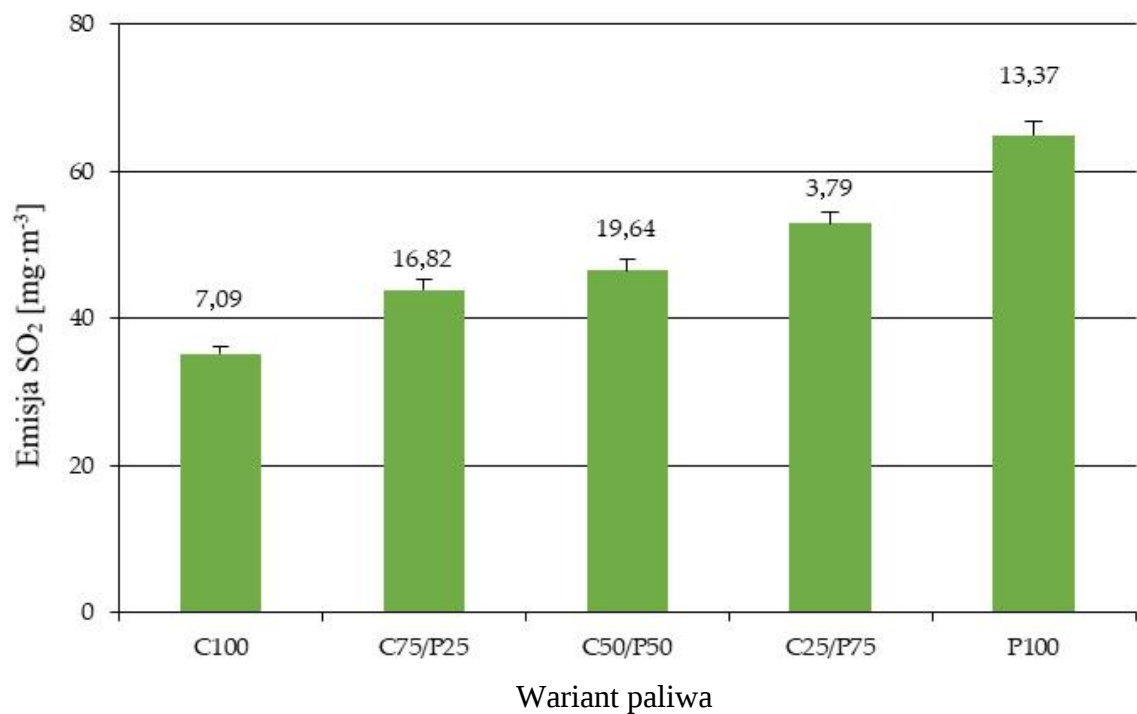
W badaniach Jasinskas i in. (2020) zawartość CO₂ w spalinach podczas spalania trzech odmian konopi wynosiła od 3,7% do 5,0%.

W wyniku spalania siarka zawarta w biomasie uległa przemianie chemicznej w SO₂ w spalinach [Oberberger i in. 2006]. Zawartość siarki w roślinach różni się w zależności od gatunku. Wisz i Matwiejew (2005) zauważyli, że zawartość siarki w biomasie jest uzależniona nie tylko od gatunku rośliny, ale także od lokalizacji terenu, z którego pochodzi, np. brykiety z trocin drzew rosnących w południowo-zachodniej Polsce (teren przemysłowo-górnictwa) charakteryzowały się wyższą zawartością siarki (do 0,12%) niż z innych miejsc - średnio 0,08%. Wg Hałuzo i Musiała (2004) zawartość związków siarki w zrębkach drzewnych nie przekracza 0,05% i jest trzykrotnie niższa niż w przypadku słomy (0,15%) i kilkakrotnie niższa niż w przypadku węgla (0,8%). W badaniach Vassilev i in. (2010) zawartość siarki w trocinach sosnowych nie przekraczała 0,1%. Burczyk (2015), za Cichym (2013) podaje, że zawartość siarki w suchej masie konopi wynosi 0,08%, a wg Brazdausks i in. (2015) w paździerzach konopnych siarka stanowi 0,2±0,01%. Podobną zawartość siarki w pelecie konopnym - na poziomie 0,04%, stwierdzili Petlickaitė i in. (2022). Wg badań Aleksiejczuka i Teleszewskiego (2022) emisja SO₂ ze spalania peletu drzewnego w piecu retortowym do obsługi domu jednorodzinnego wynosiła 1,64 kg·rok⁻¹. Knutel i in. (2022) stwierdzili emisję SO₂ podczas spalania peletu z konopii na poziomie 800 ppm. W tym badaniu emisja siarki dla paliwa C100 była dwukrotnie wyższa niż dla paliwa P100 na jedną kilowatogodzinę energii (Rys. 13).

a)



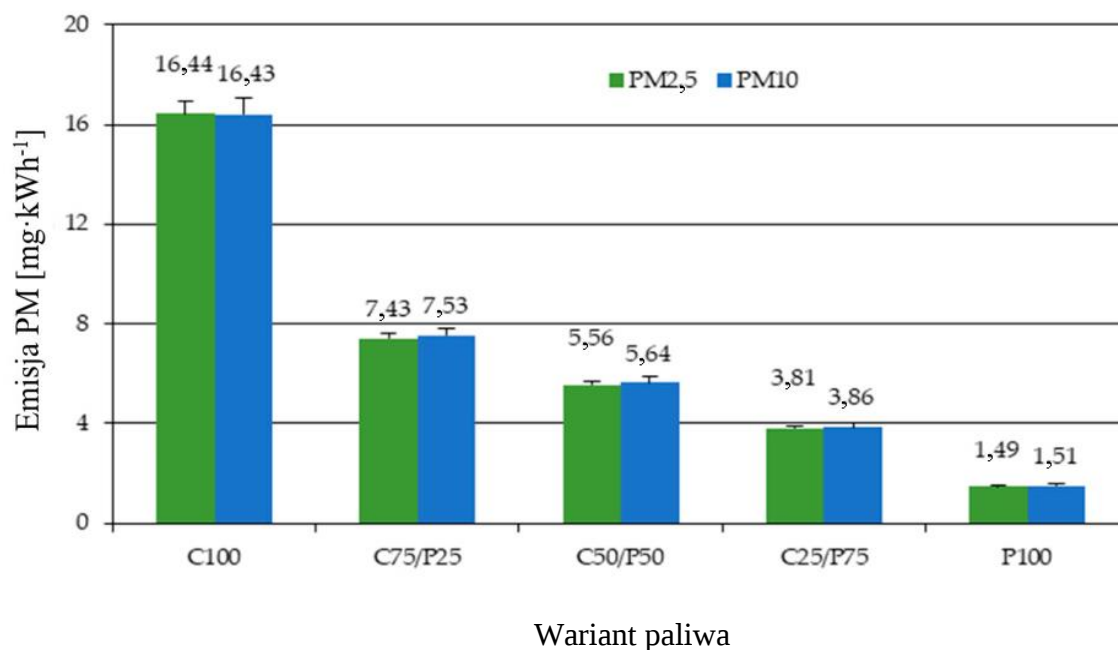
b)



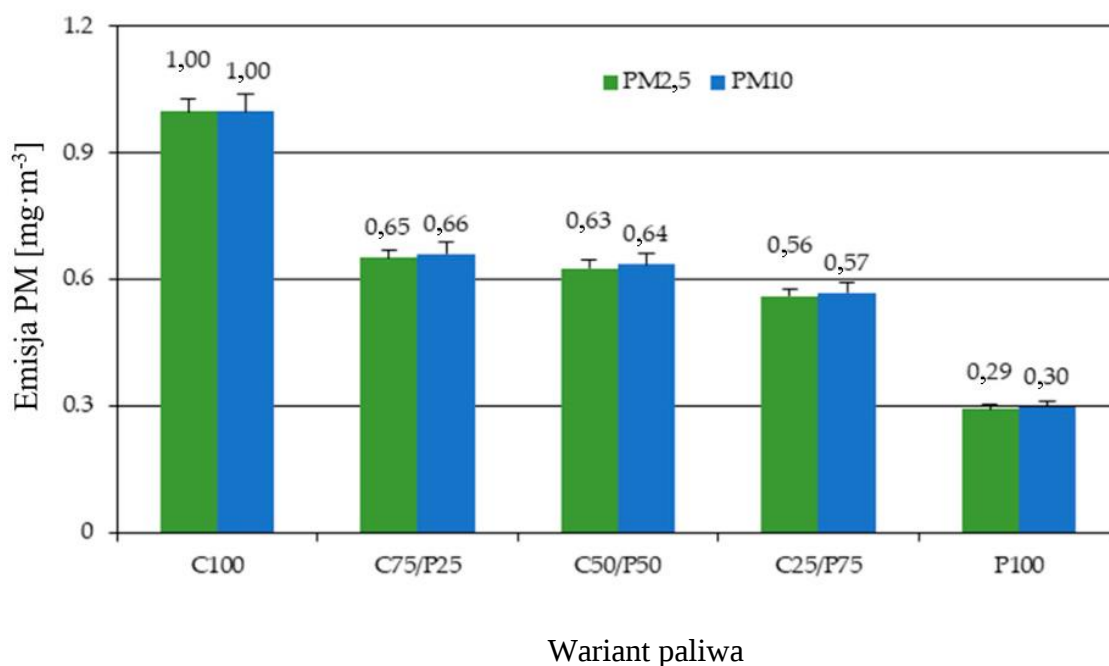
Rys. 13. Emisja SO₂ - opracowanie własne - w odniesieniu do: a) jednej kilowatogodziny ciepła; b) jednego metra sześciennego spalin.

Ważnym wskaźnikiem jakości spalania surowców energetycznych jest emisja pyłów. Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, że zawartość pyłów PM_{2,5} i PM₁₀ w jednym metrze sześciennym spalin była największa dla peletu konopnego (Rys. 14).

a)



b)

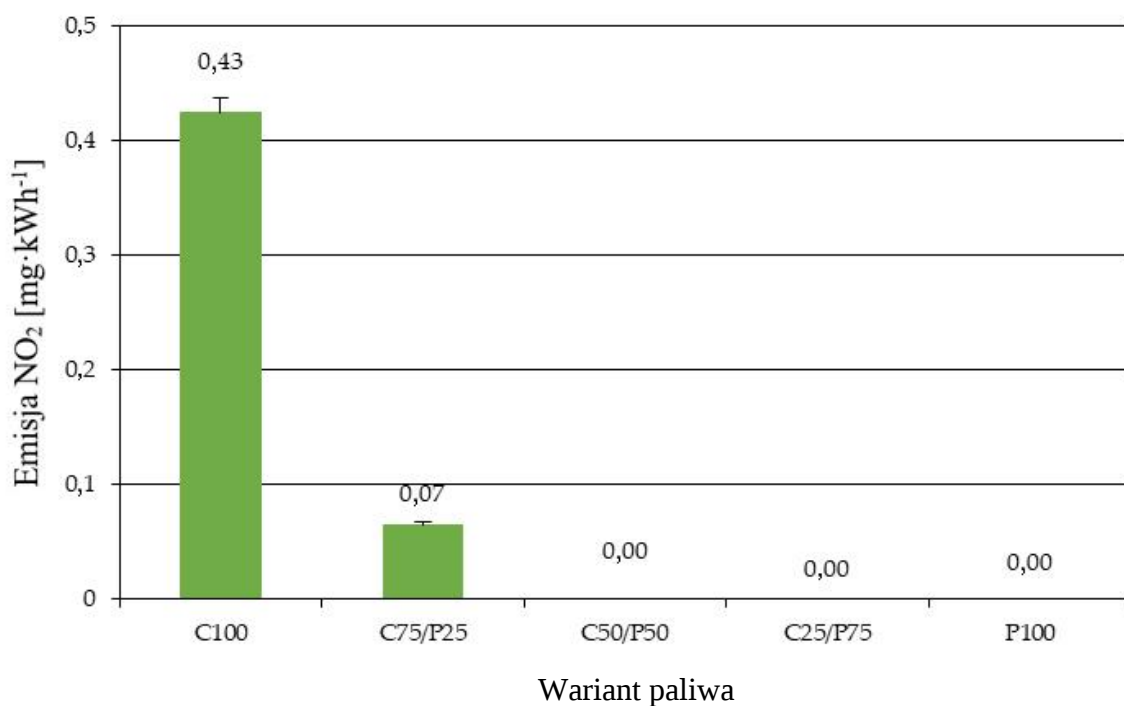


Rys. 14. Emisja PM - opracowanie własne - w odniesieniu do: a) jednej kilowatogodziny ciepła; b) jednego metra sześciennego spalin.

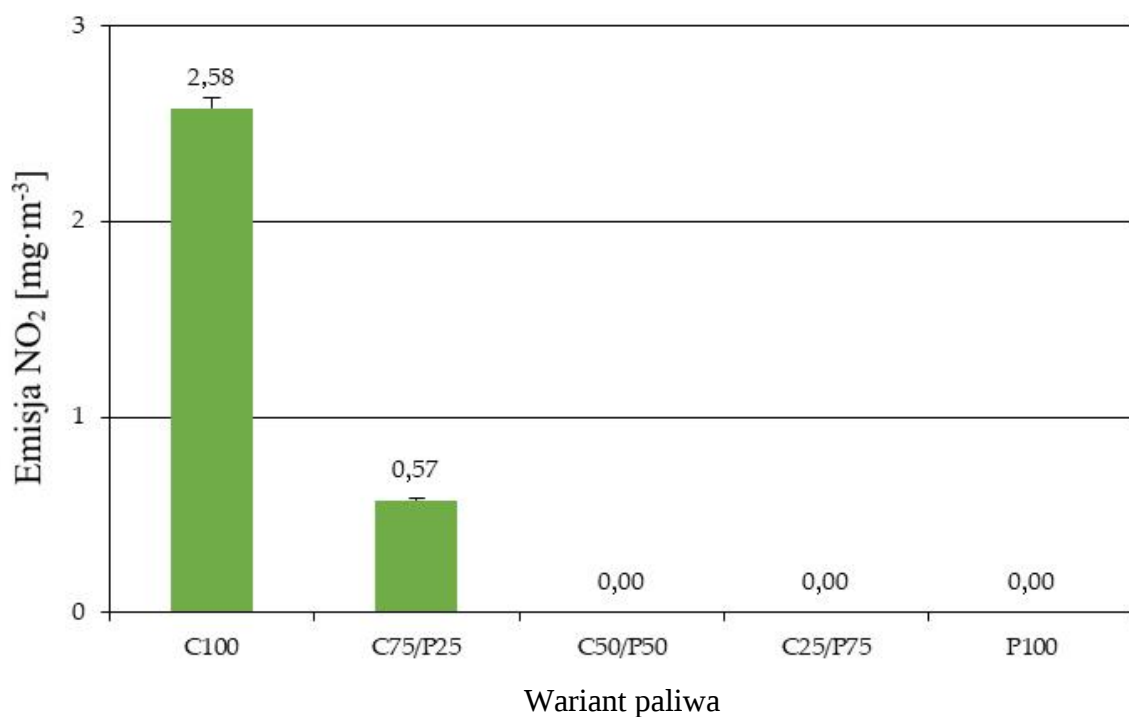
Wraz ze wzrostem zawartości peletu sosnowego w badanej mieszance, zawartość pyłów była coraz mniejsza. Podczas procesu odgazowania, a następnie spalania, lekka biomasa konopna jest porywana i przenoszona przez strumień powietrza wtórnego do spalin. W przeciwieństwie do cięższej biomasy sosnowej, ilość popiołu konopnego wydostającego się wraz ze spalinami jest około 3-krotnie większa w stosunku do sosny.

Zawartość NO_x w spalinach jest ściśle uzależniona od zawartości azotu w biomase [Gaze i in. 2020]. Wang i in. (2019) dokonali przeglądu różnych technik spalania, w których emisje NO_x wynosiły od 17,3 do 127 kg·MJ⁻¹, natomiast u Jasinskas i in. (2020) wynosiły od 88 do 117 ppm. Źródłem tlenków azotu w spalinach jest również azot zawarty w powietrzu. Mechanizm powstawania tlenków azotu związany jest ze spalaniem w wysokich temperaturach przy dużych współczynnikach nadmiaru powietrza. W przeprowadzonym eksperymencie można jednak uznać, że mechanizm ten nie wystąpił, ponieważ temperatury spalin nie były na tyle wysokie, aby sprzyjać powstawaniu tlenków azotu. Badania te wykazały, że ilość dwutlenku azotu była bardzo niska i został wykryty tylko dla paliw C100 i C75/P25 (Rys. 15).

a)



b)



Rys. 15. Emisja NO₂ - opracowanie własne - w odniesieniu do: a) jednej kilowatogodziny ciepła; b) jednego metra sześciennego spalin.

4.5.2.4. Ocena modelu bioenergetycznego

Prowadzonych jest wiele badań na danych pochodzących z celowo zakładanych doświadczeń prowadzonych przez jednostki badawcze. Dane do przeprowadzenia badań w pracy (O1) zaczerpnięto z faktycznie funkcjonujących indywidualnych gospodarstw rolniczych prowadzonych w celu uzyskania jak najwyższych korzyści, a nie w celu prowadzenia doświadczeń. W pracy (O1) przedstawiono efektywność energetyczną technologii produkcji kukurydzy na kiszonkę i wskazano wariant uprawy najkorzystniejszego pod względem efektywności energetycznej. Scharakteryzowano nakłady energetyczne oraz ich udział w łańcuchu produkcyjnym, który obejmował uprawę, zbiór i formowanie przysmy. Efektywność energetyczną technologii produkcji określono na podstawie analizy energochłonności produkcji; energii skumulowanej w materiałach, maszynach i narzędziach, pracy ludzi oraz nośnikach energii. Przeprowadzone analizy pozwoliły na ocenę stosowanych technologii ze względu na efektywność energetyczną i wskazanie nakładu, który w największym stopniu wpłynął na uzyskany efekt energetyczny badanych technologii produkcji kukurydzy na kiszonkę.

W pracy (O3) przedstawiono wyniki badań przeprowadzonych w warunkach laboratoryjnych, ale odzwierciedlają one działanie kotła używanego w warunkach rzeczywistych. Pomiary przeprowadzono na kotle o mocy znamionowej 20 kW, najczęściej stosowanym w domowych instalacjach grzewczych. Ze względu na możliwość precyzyjnego dozowania paliwa zastosowano kocioł z palnikiem zgazowującym. Metoda ta ogranicza częściowe spalanie i zawartość tlenu w spalinach.

W związku z tym określenie badanych parametrów może mieć szczególne znaczenie nie tylko w pracach badawczych, ale również w praktycznym zastosowaniu. Na podstawie wyprodukowanej energii oszacowano koszty produkcji ciepła. Uzyskane wyniki będą pomocne przy podejmowaniu decyzji o wyborze paliwa grzewczego przez odbiorców indywidualnych. Dzięki tak przeprowadzonej analizie możliwe jest prognozowanie uzyskanych parametrów energetyczno-emisyjnych dla kotłów o podobnej konstrukcji i innych mocach. Analiza wyników wykazała, że wykorzystanie biomasy do celów energetycznych może przynieść potencjalne korzyści, nie tylko energetyczne, ale również środowiskowe.

4.5.3. Ocena modelu redukcji emisji gazów cieplarnianych

Badania pomiaru natężenia ruchu drogowego są istotne dla oszacowania i analizy emisji (O4) liniowych w modelowej gminie. Badania przeprowadzono w oparciu o pomiar ruchu wykonany w poszczególnych punktach pomiarowych umiejscowionych na drogach

położonych w obrębie analizowanej gminy. Należy je przeprowadzić z uwzględnieniem przyjętych założeń oraz w oparciu o przyjętą metodykę obliczania emisji pochodzących z tego źródła. Etap pierwszy polega na wyborze punktów pomiarowych na drogach w obrębie modelowej gminy. Wybór powinien uwzględniać różne typy dróg, natężenie ruchu oraz kluczowe miejsca, takie jak skrzyżowania czy obszary o dużym natężeniu ruchu. Kolejnym etapem jest instalacja odpowiednich czujników ruchu w wybranych punktach pomiarowych. Mogą to być na przykład pętle indukcyjne w nawierzchni drogi lub kamery monitorujące ruch. Czujniki te służą do zbierania danych dotyczących ilości pojazdów, prędkości, czasu przejazdu oraz inne dane. Po instalacji czujników ruchu w wyselekcjonowanych miejscach rozpoczyna się proces zbierania danych. Czujniki rejestrują ruch drogowy przez określony czas, a uzyskane informacje są przechowywane w systemie monitorującym. Pozyskane dane poddawane są analizie, której celem jest uzyskanie informacji umożliwiających charakterystykę ruchu drogowego w poszczególnych punktach pomiarowych. Otrzymane wyniki pomiarów ruchu drogowego są elementem wyjściowym do szacowania emisji pochodzących z tego źródła. Do analiz wykorzystano metodę szacowania emisji zanieczyszczeń powstałych na skutek spalania paliwa w silnikach, której ilość uzależniona jest od typu pojazdu, rodzaju paliwa, obciążenia pracy silnika. Następnie sumuje się emisje ze wszystkich dróg i wszystkich pojazdów w obszarze badawczym, aby uzyskać emisje ogółem dla obszaru badań [Song i Cha 2022], którym w pracy (O5) był obszar modelowej gminy.

Założenia do analiz

Szacuje się, że 30% podróży samochodowych w UE nie przekracza 3 km, a 50% - 5 km. Rozpatrzono dwa scenariusze (I i II), a w każdym z nich po dwa warianty (Ia, Ib, IIa i IIb) umożliwiające ograniczenie emisji zanieczyszczeń do atmosfery:

wariant I – zastąpienie podróży do 3 km odbywanych transportem prywatnym (samochód osobowy) transportem rowerowym:

- a) zastąpienie 30% podróży samochodowych transportem rowerowym,
- b) zastąpienie 30%+10% (spowodowanych przez pandemię COVID-19) podróży samochodowych transportem rowerowym,

wariant II - zastąpienie dojazdów do pracy, szkół odbywanych samochodem prywatnym komunikacją publiczną (mikrobusy):

- a) 10% mieszkańców zamieni transport prywatny na transport publiczny,
- b) 30% mieszkańców zamieni transport prywatny na transport publiczny.

Ponadto, analizom poddano kombinacje wariantów: IaIIa, IaIIb, IbIIa i IbIIb. Przyjęto następujące średnie liczby osób w pojazdach: w samochodach osobowych - 1,4 osoby, w mikrobusach - 4,5 osoby, w mikrobusach - 25 osób. Obliczenia wykonano w odniesieniu do średniego dobowego natężenia ruchu na drogach powiatowych i gminnych. Założono, że zamiana środka transportu dotyczy użytkowników dróg powiatowych i gminnych. To właśnie na tych drogach odbywa się najwięcej podróży w niewielkich odległościach.

W celu wyliczenia redukcji emisji, od wielkości emisji, jaka występowała w roku bazowym, odjęto wartości zanieczyszczeń wyemitowane przez 30 % podróży odbywanych samochodami osobowymi na drogach powiatowych i gminnych, zastąpionych w tym wariancie transportem rowerowym. Ograniczeniem w naszych analizach jest teoretyczne założenie ilości podróży odbytych rowerem. Na badanym terenie brak możliwości automatycznej rejestracji ilości przejazdów rowerowych.

Metoda obliczeń

Przyjęto, iż w obrębie modelowej gminy znajdują się drogi następujących kategorii, przy czym kategoria drogi wynika z jej funkcji w sieci drogowej Polski (Ustawa z dnia 21 marca 1985 roku o drogach publicznych): drogi krajowe, drogi wojewódzkie, drogi powiatowe i drogi gminne [Dz. U. 2013 r. poz. 260 z późn. zm.]. Założono, że łączna długość dróg publicznych na terenie poddanej analizie gminy wynosi w 150 km, w tym drogi: krajowe - 7 km, wojewódzkie - 23 km, powiatowe - 35 km, drogi gminne - 85 km.

Inwentaryzacją objęto następujące kategorie pojazdów: motocykle, samochody osobowe, lekkie samochody ciężarowe (dostawcze), w kategorii samochodów ciężarowych oddzielnie rozpatrywano samochody bez przyczepy i z przyczepą oraz mikrobusy (Tabela 15).

Tabela 15. Natężenie ruchu na drogach w modelowej gminie wiejskiej; opracowanie własne na podstawie [GPR 2010].

Kategoria pojazdu	SDR – średni dobowy ruch; ilość pojazdów na dobę				
	krajowe	wojewódzkie	powiatowe	gminne	Razem
Motocykle	60	323	113	107	603
Samochody osobowe	13 404	31 268	10 944	10 318	65 934
Lekkie samochody ciężarowe (dostawcze)	1 841	3 076	1 077	1 015	7 009
Samochody ciężarowe bez przyczepy	900	1 115	390	368	2 773
Samochody ciężarowe z przyczepą	3 641	1 362	477	449	5 929
Mikrobusy	160	339	119	112	730
Pojazdy samochodowe ogółem	20 006	37 483	13 120	12 369	82 978

W celu przeliczenia jednostkowych wskaźników emisji zastosowano przelicznik określony w rozporządzeniu Ministra Środowiska w sprawie wzorów wykazów zawierających informacje i

dane o zakresie korzystania ze środowiska oraz o wysokości należnych opłat [Dz. U. 2009 r. nr 97, poz. 816]. Zgodnie z nim litr paliwa należy przeliczać przyjmując, że gęstość oleju napędowego wynosi $0,84 \text{ kg} \cdot \text{dm}^3$, a benzyny $0,65 \text{ kg} \cdot \text{dm}^3$. Dla określonego poziomu zużycia paliwa ustala się emisje $E(i)$ gazów/zanieczyszczeń wg metody Tier 3 przyjmując wskaźniki emisji w $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Tabela 16).

Tabela 16. Wskaźniki emisji zanieczyszczeń w zależności od rodzaju środka transportu [EMEP EEA 2019].

Rodzaj środka transportu	Wskaźniki emisji [$\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$]			
	CO	NMLZO ¹	NO _x	PM
Samochody osobowe zasilane benzyną	230,0	44,0	34,1	0,0
Samochody o masie całkowitej do 3500 kg ON	18,0	4,0	18,8	6,0
Samochody ciężarowe o m. całkowitej powyżej 3500 kg ON	32,5	12,5	53,0	6,0

¹NMLZO - niemetanowe lotne związki organiczne

Bazując na danych pochodzących z Urzędów Gmin, które dysponują danymi z rejestru ilości dopłat do zakupu ON wykorzystywanych przez maszyny rolnicze oszacowano emisje poszczególnych rodzajów zanieczyszczeń pochodzących z pracy ciągników wykorzystywanych w rolnictwie. Charakteryzują one poziom dofinansowania przypadający na 1ha użytków rolnych na rok. Do obliczeń emisji wykorzystano wartości jednostkowych wskaźników emisji ze spalania ON przez ciągniki rolnicze (Tabela 17).

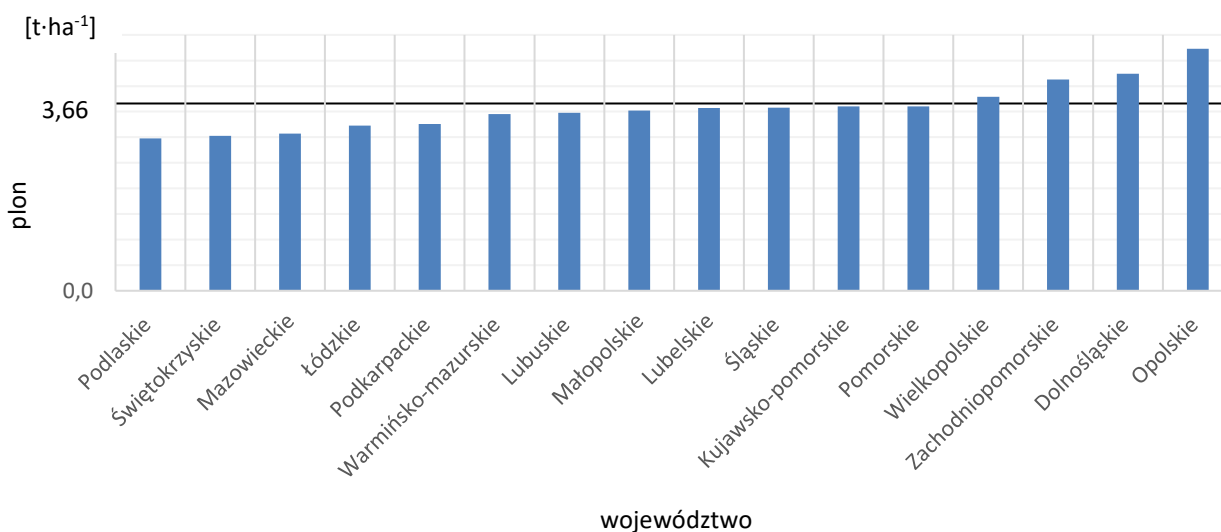
Tabela 17. Wskaźniki emisji pochodzących ze zużycia oleju napędowego przez ciągniki rolnicze w Polsce [Radzimirski i Taubert 2009].

Rodzaj zanieczyszczenia							
CO ₂	CH ₄	N ₂ O	CO	NMVOC	NO _x	PM	SO ₂
[$\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$]							
3 170	0,19	0,16	46,3	8	52	5,2	0,1

Na poziom emisji zanieczyszczeń w obszarach wiejskich wpływa także działalność rolnicza, w tym produkcja roślinna. Określono strukturę zasiewów jęczmienia (**O5**), jako jednego ze zbóż dominujących w uprawie w Polsce. W latach 2010-2020 uprawy jęczmienia zajmowały średnio 920 595 ha, a średnie plony w tych latach to $3,66 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$. Średnie plony jęczmienia wg województw w tych latach, mieściły się w zakresie od $2,98 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ (woj. podlaskie) do $4,73 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ (woj. opolskie) (Tabela 18, Rys. 16).

Tabela 18. Średnie plony jęczmienia w Polsce wg. Województw; opracowanie własne na podstawie [GUS 2011-2021].

	średnie plony 2010-2020, t·ha ⁻¹
Polska	3,66
Podlaskie	2,98
Świętokrzyskie	3,03
Mazowieckie	3,07
Łódzkie	3,23
Podkarpackie	3,26
Warmińsko-mazurskie	3,45
Lubuskie	3,48
Małopolskie	3,52
Lubelskie	3,57
Śląskie	3,58
Kujawsko-pomorskie	3,60
Pomorskie	3,60
Średnia z plonów poniżej średniej krajowej	3,36
Wielkopolskie	3,79
Zachodniopomorskie	4,13
Dolnośląskie	4,24
Opolskie	4,73
Średnia z plonów powyżej średniej krajowej	4,22



Rys. 16. Zróżnicowanie plonów jęczmienia w województwach w odniesieniu do średniej krajowej w Polsce w latach 2010-2020; opracowanie własne na podstawie [GUS 2011-2021].

Aż w 12 województwach (podlaskie, świętokrzyskie, mazowieckie, łódzkie, podkarpackie, warmińsko-mazurskie, lubuskie, małopolskie, lubelskie, śląskie, kujawsko-pomorskie, pomorskie) średnie plony jęczmienia były niższe od średniej krajowej, która wyniosła – 3,66 t·ha⁻¹. Średnia z plonów z województw o wartości poniżej średniej krajowej, wyniosła 3,36 t·ha⁻¹. Tylko w 4 województwach (wielkopolskie, zachodniopomorskie,

dolnośląskie, opolskie) średnie plony z lat 2010-2020 przewyższyły średnią wielkość plonów dla kraju. Średnie plony dla tych województw wyniosły $4,22 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ (Tabela 18, Rys. 16).

Jęczmień jest zbożem, które w Polsce w przewadze uprawiane jest jako jare. W latach 2010-2020 uprawa gatunków jarych zajmowała 95% (875 771 ha) ogólnej powierzchni uprawy tego zboża, a średnie plony odmian jarych wyniosły $3,60 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ (Tabela 19).

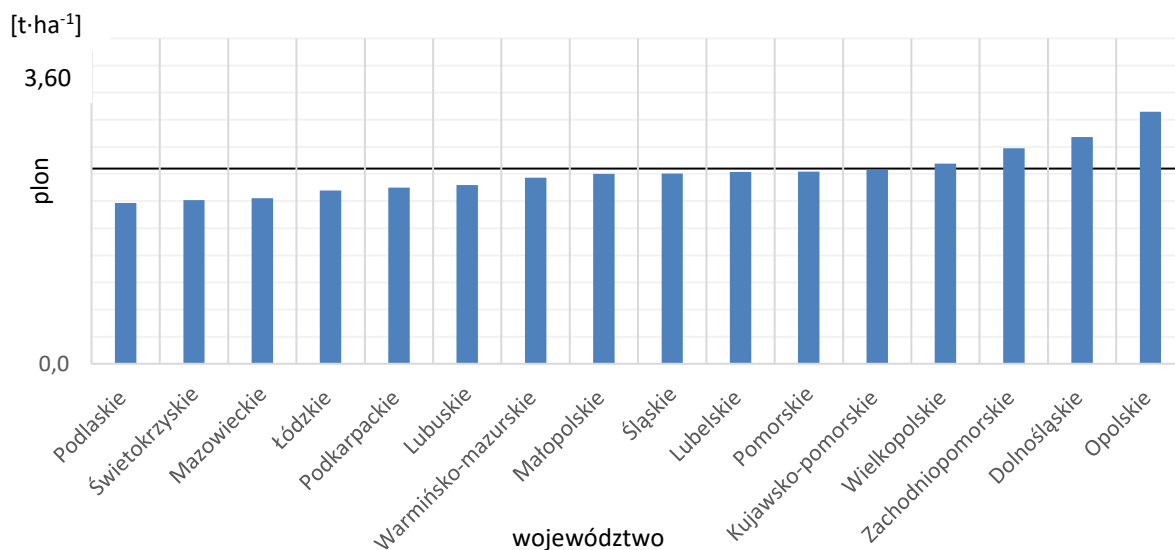
Tabela 19. Średnie powierzchnia oraz średnie plony upraw jęczmienia w Polsce w latach 2010-2020; opracowanie własne na podstawie [GUS 2011-2021].

Rodzaj uprawy	Średnia powierzchnia uprawy 2010-2020		Średnie plony 2010-2020, $\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$
	ha	%	
Jęczmień	920 595	100	3,66
w tym:			
jęczmień ozimy	44 824	5	4,17
jęczmień jary	875 771	95	3,60

Analogicznie, obliczono średnie plony jęczmienia jarego w poszczególnych województwach. Średnie plony odmian jarych jęczmienia w latach 2010-2020 z województw mieściły się w zakresie od $2,97 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ w woj. podlaskim do $4,65 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ w woj. opolskim. Średnie wielkości plonów z województw podzielono na dwie grupy. Jako kryterium podziału przyjęto średni plon odmian jarych tego gatunku dla Polski w latach 2010-2020, który wyniósł $3,60 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ (Tabela 20). W jednej grupie umieszczono województwa o plonach poniżej średniej krajowej, w drugiej wyższe od średniej krajowej. Średnia plonów jęczmienia jarego w Polsce z województw z lat 2010-2020 o średniej poniżej średniej krajowej wyniosła $3,32 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$, a średnia plonów z województw powyżej średniej dla Polski wyniosła $4,12 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ (Tabela 20, Rys. 17).

Tabela 20. Średnie plony jęczmienia jarego w Polsce wg. województw; opracowanie własne na podstawie [GUS 2011-2021].

	średnie plony 2010-2020, t·ha ⁻¹
Polska	3,60
Podlaskie	2,97
Świętokrzyskie	3,02
Mazowieckie	3,06
Łódzkie	3,19
Podkarpackie	3,25
Lubuskie	3,30
Warmińsko-mazurskie	3,43
Małopolskie	3,50
Śląskie	3,51
Lubelskie	3,54
Pomorskie	3,54
Kujawsko-pomorskie	3,57
Średnia z plonów poniżej średniej krajowej	3,32
Wielkopolskie	3,69
Zachodniopomorskie	3,97
Dolnośląskie	4,18
Opolskie	4,65
Średnia z plonów powyżej średniej krajowej	4,12



Rys. 17. Zróżnicowanie plonów odmian jarych jęczmienia w województwach w odniesieniu do średniej krajowej w Polsce w latach 2010-2020; opracowanie własne na podstawie [GUS 2011-2021].

Założenia do badań

Na podstawie uzyskanych wyników analiz danych statystycznych dotyczących powierzchni uprawy i plonowania jęczmienia jarego oraz po obliczeniu średnich plonów zamodelowano technologie uprawy dla plonów średnich, niższych i wyższych od średniej krajowej. Wielkość plonu danej uprawy, uzależniona jest m.in. od warunków przyrodniczych

regionu oraz ilości zastosowanych nawozów azotowych, ilości zastosowanych zabiegów agrotechnicznych (ilość zużytego paliwa), które są źródłem emisji GHG (CO_2 , N_2O , CH_4) i NH_3 .

W badaniu przeanalizowano etapy uprawy jęczmienia, od przygotowania gleby do siewu, poprzez nawożenie, siew, zabiegi uprawowe i zbiór. Emisję gazów cieplarnianych oszacowano na podstawie ilości zastosowanych nawozów mineralnych oraz zużycia paliwa podczas dojazdów z siedliska na pole, podczas przeprowadzania zabiegów agrotechnicznych [Muzalewski 2020]. Przyjęto następujące założenia: wielkość gospodarstwa 20-30 ha, areal uprawy jęczmienia 5 ha, odległość pola od gospodarstwa 1 km – istotne z punktu widzenia ilości zużywanego paliwa. W szacowaniu emisji GHG z paliw uwzględniono moc ciągników i maszyn samobieżnych, które zgodnie z zasadami doboru maszyn [Muzalewski 2015] dostosowano do założonej wielkości gospodarstwa, obliczono wydajność pracy poszczególnych maszyn i zestawów roboczych dla wykonywanych zabiegów agrotechnicznych z uwzględnieniem dojazdu z siedliska na pole, załadunku nawozów, środków ochrony roślin, nasion, niezbędnych regulacji i zbioru.

W celu określenia wielkości dawek nawozów, na podstawie zaleceń nawozowych IUNG [Jadczyżyn i in. 2010] wyznaczono ilości poszczególnych składników pokarmowych niezbędnych do dostarczenia dla otrzymania prognozowanego plonu w 4 modelowych wariantach technologii uprawy jęczmienia jarego, którym nadano symbole, odpowiednio JN, JS, JW, J7;

- plon średni z plonów poniżej średniej – $3,32 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ (wariant JN),
- plon średni – $3,60 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ (wariant JS),
- plon średni z plonów powyżej średniej – $4,12 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ (wariant JW),
- plon – $7,00 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ (wariant J7) (Tabela 21).

Tabela 21. Zalecane dawki N, P_2O_5 i K_2O w modelowych wariantach technologicznych uprawy jęczmienia jarego; obliczenia własne na podstawie [Jadczyżyn i in. 2010]).

Wariant technologii	Plon, $\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$	Dawka, $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$		
		N	P_2O_5	K_2O
JN	3,32	23	32	37
JS	3,60	29	34	39
JW	4,12	34	36	42
J7	7,00	100	60	75
zalecenia nawozowe*	6,00	80	55	65
	7,00	100	60	75
	8,00	120	70	85

*Jadczyżyn i in. 2010

W celu pogłębienia analiz ze względu na prognozowany plon wybrano również technologię o potencjalnym plonie możliwym do uzyskania przy intensywnej uprawie ($7,0 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$).

W zależności od składu procentowego poszczególnych substancji (N, P_2O_5 i K_2O) w nawozach mineralnych (wg informacji producenta – Tabela 22) zaproponowano asortyment i obliczono dawki nawozów. W technologiach uprawy uwzględniono warianty z nawożeniem wyłącznie mineralnym.

Tabela 22. Zawartość azotu, fosforu i potasu w proponowanych do zastosowania nawozach mineralnych (opracowanie własne na podstawie danych producentów).

Nazwa nawozu	Zawartość w nawozie, %		
	azot (N)	fosfor (P_2O_5)	potas (K_2O)
Mocznik	46		
Fosforan amonu	18	46	
Sól potasowa			60

Ilości poszczególnych składników pokarmowych (N, P_2O_5 , K_2O) dla otrzymania prognozowanego plonu w modelowych wariantach technologii uprawy, dobrano tak, aby uzyskać właściwe ze względu na zapotrzebowanie pokarmowe ilości makroelementów dla upraw jęczmienia jarego (JN, JS, JW, J7) (Tabela 23).

W celu pogłębienia analiz ze względu na prognozowany plon, który jest zależny m.in. od poziomu nawożenia, ilości przeprowadzonych zabiegów agrotechnicznych, z czym jest związane zużycie paliwa, wytypowano także technologie z potencjalnymi plonami możliwymi do otrzymania przewyższającymi średnie wielkości obliczone na podstawie analiz plonów otrzymywanych w województwach w Polsce – na podstawie zaleceń nawozowych IUNG [Jadczyński i in. 2010] - jęczmień jary – $7 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ (wariant J7) (Tabela 23-24).

Tabela 23. Proponowane nawozy mineralne i dawki w modelowych technologiach uprawy jęczmienia jarego, opracowanie własne.

Wariant technologii	Wymagania pokarmowe			Plon	Mocznik		Polifoska 8 NPK 8-24-24				Sól potasowa		Fosforan amonu		
	N	P ₂ O ₅	K ₂ O		N 46%	dawka	N 8%	P ₂ O ₅ 24%	K ₂ O 24%	dawka	K ₂ O 60%	dawka	N 18%	P ₂ O ₅ 46%	dawka
	kg·ha ⁻¹														
JN	26	33	38	3 320	12,88	28	0	0	0	0	37,80	63	12,96	33,12	72
JS	32	35	41	3 600	18,40	40	0	0	0	0	40,80	68	13,50	34,50	75
JW	42	39	46	4 120	26,22	57	0	0	0	0	45,60	76	15,30	39,10	85
J7	100	60	75	7 000	77,28	168	6,40	19,20	19,20	80	55,80	93	15,84	40,48	88

Tabela 24. Zestawienie i porównanie poszczególnych wariantów uprawy jęczmienia jarego, opracowanie własne.

Wariant technologii	Plon		Nawozy mineralne i wapniowe				Zużycie ON, dm ³ ·ha ⁻¹
	główny	uboczny	N	P (P ₂ O ₅)	K (K ₂ O)	CaO*	
	t·ha ⁻¹		kg·ha ⁻¹				
JN	3,32	4,15	26	33	38	119	79,62
JS	3,60	4,50	32	35	41	119	83,52
JW	4,12	5,15	42	39	46	119	84,00
J7	7,00	8,75	100	60	75	119	110,79

*wapno dolomitowe 55% CaO, dawka na ha na rok

Analizy przeprowadzono na podstawie danych o ilości zastosowanych nawozów nieorganicznych, wapniowych i mocznika oraz ilości zużytego paliwa. Rodzaje rozpatrywanych zanieczyszczeń z badanych źródeł zamieszczono w Tabeli 25.

Tabela 25. Źródła emisji i rodzaje zanieczyszczeń emitowanych do atmosfery, opracowanie własne.

Źródło emisji	Szacowane rodzaje zanieczyszczeń			
	Gazy cieplarniane GHG			NH ₃
	N ₂ O	CO ₂	CH ₄	
Nawozy nieorganiczne, w tym mocznik	+	+		+
Nawozy wapniowe		+		
Zużycie paliwa	+	+	+	

Szacowania emisji GHG i NH₃

Obliczenia ilości emisji bezpośredniej CO₂ i N₂O z aplikacji nawozów dokonano w oparciu o metodykę zaprezentowaną przez Buendia i in. (2019). W szacowaniu emisji gazów cieplarnianych (GHG): N₂O i CO₂ otrzymane wyniki emisji poszczególnych GHG przeliczono zgodnie z ich potencjałem cieplarnianym w celu wykazania łącznej ilości emisji GHG w jednostce ekwiwalentnej – uwzględniającej potencjał cieplarniany poszczególnych gazów (GWP). Jednostka ta została utworzona w celu umożliwienia porównywania emisji gazów [Eggleston i in. 2006]. Potencjał cieplarniany gazów wyraża ilość kilogramów węgla, która w czasie 100 lat daje taki sam efekt globalnego ocieplenia, co 1 kg analizowanego gazu cieplarnianego. W celu obliczenia emisji wyrażonych w ekwiwalencie CO₂ posłużono się wytycznymi IPCC (2014). Wartości potencjału globalnego ocieplenia, dla CO₂, N₂O a także CH₄ (występuje w przypadku nawożenia naturalnego) zostały przedstawione w Tabeli 26.

Tabela 26. Potencjał cieplarniany gazów cieplarnianych; opracowanie własne na podstawie [IPCC 2014].

Gaz cieplarniany	Przelicznik do równoważnika CO ₂
CO ₂	1
N ₂ O	265
CH ₄	28

Analizie zostały poddane 4 warianty uprawy jęczmienia jarego zróżnicowane pod względem otrzymywanych plonów. W uprawach rozważono warianty z nawożeniem wyłącznie mineralnym. Na potrzeby oszacowania emisji GHG i NH₃, każdy z wariantów został scharakteryzowany pod względem ilości zastosowanych nawozów nieorganicznych (w tym mocznika) i wapniowych. Obliczono ilość dostarczonego azotu i węgla w poszczególnych

źródłach. Oszacowanie emisji GHG w nawożenia mineralnego dokonano na podstawie wytycznych IPCC [Buendia i in. 2019].

Emisje N_2O z nawożenia mineralnego obliczono z zależności (29):

$$N_2O_{Direct} - N Emission = F_m \cdot EF_{fm} \quad (29)$$

gdzie:

N_2O_{Direct} -N Emission - emisja z aplikacji nawozów mineralnych, $kg \cdot ha^{-1}$, $kg \cdot 1t \text{ plonu}^{-1}$,

F_m - ilość nawozu mineralnego, $kg \cdot ha^{-1}$, $kg \cdot 1t \text{ plonu}^{-1}$,

EF_{fm} - wskaźnik emisji dla nawozów zawierających azot = 0,01 [Buendia i in. 2019].

Emisje CO_2 z wapnowania obliczono na podstawie wzoru (30):

$$CO_2C - Emission = L_{Dolomite} \cdot EF_{Dolomite} \quad (30)$$

gdzie:

CO_2 -C Emission - emisja C z aplikacji nawozów wapniowych, $kg \cdot ha^{-1}$, $kg \cdot 1t \text{ plonu}^{-1}$,

$L_{Dolomite}$ - ilość wapna dolomitowego ($CaMg(CO_3)_2$), $kg \cdot ha^{-1}$, $kg \cdot 1t \text{ plonu}^{-1}$,

$EF_{Dolomite}$ - wskaźnik emisji dla wapna dolomitowego = 0,13 [Buendia i in. 2019].

Otrzymany wynik CO_2 -C Emission należy pomnożyć przez 44/12, aby przeliczyć emisję C z zastosowanych nawozów na emisję CO_2 .

W analizowanych modelowych technologiach do nawożenia stosowano także mocznik. W oparciu o metodykę IPCC [Buendia i in. 2019] oszacowano emisję CO_2 ze stosowania mocznika. Obliczenia dokonano na podstawie wzoru (31):

$$CO_2 - C Emission = U \cdot EF_u \quad (31)$$

gdzie:

CO_2 -C Emission - emisja C z aplikacji mocznika, $kg \cdot ha^{-1}$, $kg \cdot 1t \text{ plonu}^{-1}$,

U - ilość mocznika, $kg \cdot ha^{-1}$, $kg \cdot 1t \text{ plonu}^{-1}$,

EF_u - wskaźnik emisji dla mocznika = 0,2 [Buendia i in. 2019].

W celu przeliczenia CO_2 -C Emission na emisję CO_2 wynik należy przemnożyć przez 44/12.

W oparciu o założenia, przyjęte na podstawie danych literaturowych oraz danych zadeklarowanych przez producentów na temat rodzaju stosowanych nawozów sformułowano wzór do szacunku emisji NH_3 z aplikacji azotowych nawozów mineralnych (32):

$$NH_3 \text{ Emission} = F_N \cdot EF_N \quad (32)$$

gdzie:

F_N - dawka azotu (N) w aplikowanym nawozie (kg); zgodnie ze składem procentowym asortymentu nawozów podanym przez producenta,

EF_N - wskaźnik emisji dla nawozów zawierających azot ($g \text{ NH}_3 \cdot \text{kg N}^{-1}$ w nawozie) - Tabela 27.

W celu przeliczenia emisji $\text{NH}_3\text{-N}$ na emisję NH_3 wynik należy przemnożyć przez 17/14.

Według aktualnych wytycznych EEA (2019) do szacowania emisji NH_3 rekomendowaną metodą jest bardziej dokładna metoda – Tier 2. W metodzie tej wskaźniki emisji $EF(\text{NH}_3)$ ze stosowanych mineralnych nawozów azotowych mają wartość zależną od rodzaju nawozu, odczynu gleby (pH) i warunków klimatycznych (temperatury). Dla polskich warunków w analizach zastosowano wartości wskaźników (Tabela 27) zgodnie z wytycznymi EEA (2019) dla gleb o pH poniżej 7, które cechuje 89% gleb Polski [GUS 2018] oraz że Polska zalicza się do strefy klimatu umiarkowanego.

Tabela 27. Zawartość N i wskaźniki emisji N_2O , CO_2 , NH_3 dla wybranych nawozów nieorganicznych; opracowanie własne na podstawie [EEA 2019].

Rodzaj nawozu	Zawartość N, %	Wskaźnik emisji EF		
		$\text{N}_2\text{O-N}$	$\text{CO}_2\text{-C}$	NH_3 , $g \text{ NH}_3 \cdot \text{kg N}^{-1}$
Fosforan amonu	18	0,01		51
Mocznik	46	0,01	0,2	159
Nawozy wieloskładnikowe (NPK)		0,01		67
Wapno dolomitowe			0,13	

Ze względu na ilość emisji zanieczyszczeń do atmosfery powstających na etapie produkcji polowej istotne jest również oszacowanie ilości zużytego paliwa, co uzależnione jest od ilości przeprowadzanych zabiegów, wielkości plonu (zbiór) i dostarczenia niezbędnych ilości składników pokarmowych dla jego uzyskania, zastosowanych środków ochrony roślin. Obliczono wydajności eksploatacyjne poszczególnych maszyn oraz zestawów roboczych (ciągnik + narzędzie) dla wykonywanych zabiegów i czynności agrotechnicznych. W obliczeniach uwzględniono czas przejazdów transportowych, czas pracy efektywnej uzależniony od szerokości roboczej maszyn i narzędzi oraz odpowiednio dostosowanej do wykonywanych prac prędkości roboczej, czas na uwrociach, czas na załadunek i rozładunek (nawozy, środki ochrony roślin, zbiór plonów) oraz czas na usunięcie potencjalnych usterek i przeprowadzenie regulacji.

Na podstawie ilości zużytego paliwa (olej napędowy - ON) w analizowanych modelowych wariantach oszacowano ilość emisji GHG: CO₂, N₂O, CH₄ powstające w wyniku spalania oleju napędowego przez silniki ciągników i maszyn rolniczych. Obliczenia wykonano w oparciu o poniższe wzory (33-35), w których wykorzystano wartości wskaźników emisji wymienionych gazów [Radzimirski i Taubert 2009, Muzalewski 2018].

$$CO_2P \text{ Emission} = F_c \cdot EF_{ON}CO_2P \quad (33)$$

$$CH_4 \text{ Emission} = F_c \cdot EF_{ON}CH_4 \quad (34)$$

$$N_2O \text{ Emission} = F_c \cdot EF_{ON}N_2O \quad (35)$$

gdzie:

F_c - zużycie paliwa (ON), kg,

$EF_{ON}CO_2P$ - wskaźnik emisji potencjalnej CO₂ = 3 170, g·kg⁻¹ON,

$EF_{ON}CH_4$ - wskaźnik emisji CH₄ = 0,19, g·kg⁻¹ON,

$EF_{ON}N_2O$ - wskaźnik emisji N₂O = 0,16, g·kg⁻¹ON.

W celu przeliczenia ilości zużytego paliwa z dm³ na kg, zgodnie z Rozporządzeniem [Dz. U. 2018 r. nr 2527] zastosowano przelicznik: 1 dm³ ON = 0,84 kg.

4.5.4. Przetwarzanie substratów (biomasy) w procesie fotofermentacji – rezultaty z badań

Istnieje wiele możliwości wykorzystania różnych rodzajów biomasy, w tym także nawozów naturalnych - obornika koziego (**O6**) oraz obornika krowiego (**O7**). Wykorzystanie obornika zwierzęcego jako nawozu jest jedną z najstarszych i najbardziej rozpowszechnionych metod utrzymania żyzności gleby na świecie. Nawozy naturalne są cennym źródłem makro- i mikroelementów dla upraw. Mają one bardzo korzystny wpływ na glebę, poprawiają warunki mikroklimatyczne i zwiększają aktywność mikroorganizmów glebowych. Obornik poprawia właściwości fizyczne i chemiczne gleby, zwiększa pojemność kompleksu sorpcyjnego, zapobiegając ucieczce jonów – K⁺, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ – dzięki ciemnej barwie i absorpcji promieniowania słonecznego, poprawia warunki termiczne, reguluje stosunki wodno-powietrzne w glebie i korzystnie wpływa na jej strukturę. Zwiększa aktywność mikroorganizmów glebowych, stabilizuje odczyn gleby, co przyczynia się do zwiększenia jej pojemności buforowej, wiąże i dezaktywuje toksyczne pozostałości środków ochrony roślin,

zmniejsza ruchliwość metali ciężkich w glebie i zwiększa zawartość materii organicznej w glebie.

Obornik, oprócz zastosowań nawozowych, może być także wykorzystywany do produkcji energii. Jedną z możliwości jest zastosowanie nawozów naturalnych jako substratu do biogazowni. Opracowano sposób/metodę przetwarzania substratu (obornik kozi, obornik krowi) dla procesu fotofermentacji obejmującego produkcję biometanu (**O6, O7**).

Przed użyciem danego surowca bada się jego skład, aby określić jego potencjał biogazowy - przydatność do produkcji biogazu. Szacuje się również, ile biogazu z jakim udziałem metanu można z niego wyprodukować. Do najważniejszych parametrów, które należy zbadać, należą zawartość organicznego C i ilość N₂. Na tej podstawie określa się stosunek C do N₂.

Do najważniejszych wykonywanych oznaczeń należą [Konkol i in. 2023]:

- oznaczanie suchej masy i suchej substancji organicznej,
- oznaczanie całkowitego azotu i NH₃ metodą Kjeldahla,
- pomiar pH, przewodności i potencjału redoks,
- analiza elementarna.

Oznaczanie suchej masy wykonuje się metodą wagową. Polega ona na wysuszeniu określonej ilości próbki w temperaturze 105 °C do stałej masy. Po zakończeniu suszenia próbkę umieszcza się w ekzykatorze. Po schłodzeniu z różnicy masy próbki przed i po suszeniu oblicza się procentową zawartość suchej masy. Ważenie wykonuje się na wadze analitycznej o dokładności co najmniej 0,001 g. Należy wykonać co najmniej trzy serie oznaczeń, aby zapewnić powtarzalność wyników i ich wiarygodność. Oznaczanie suchej masy organicznej obejmuje kalcynację próbki w piecu muflowym w temperaturze 550 °C do stałej masy. Po schłodzeniu próbek w ekzykatorze próbki są ważone, a straty po prażeniu i zawartość suchej materii organicznej są obliczane z różnicy mas przed i po prażeniu. Należy również wykonać co najmniej trzy serie oznaczeń, aby zapewnić powtarzalność i wiarygodność wyników.

Oznaczanie całkowitego i amonowego N₂ wykonuje się zwykle metodą Kjeldahla. Metoda ta obejmuje mineralizację organicznych związków azotu zawartych w badanej próbce za pomocą kwasu siarkowego w obecności katalizatora — siarczanu (VI) miedzi (II) z dodatkiem dwutlenku tytanu. Próbkę podgrzewa się do temperatury około 350 °C. W tych warunkach organiczne związki N₂ są przekształcane w siarczan amonowy. Następnie, próbki zmineralizowane w powyższy sposób są alkalizowane roztworem wodorotlenku sodu. Uwolniony amoniak jest oddestylowywany parą wodną i absorbowany w roztworze kwasu borowego z dodatkiem wskaźnika. W ostatnim etapie roztwór kwasu borowego jest miareczkowany roztworem kwasu solnego, aż do zmiany koloru roztworu z zielonego na

fioletowy. W przypadku oznaczania wyłącznie azotu amonowego cała procedura badawcza jest taka sama. Pomija się jedynie etap mineralizacji próbki. Oznaczania należy wykonywać co najmniej trzy razy, aby zapewnić powtarzalność wyników. Oznaczanie można wykonać przy użyciu typowego laboratoryjnego zestawu destylacyjnego, a mineralizację można przeprowadzić przy użyciu kolby Kjeldahla. Można również użyć zestawu mineralizacyjnego i aparatu do destylacji parowej.

Wartość pH, przewodność elektryczną i potencjał redoks najłatwiej określić przy użyciu wielofunkcyjnego urządzenia pomiarowego, które umożliwia pomiar tych parametrów. pH mierzy się za pomocą elektrody przystosowanej do wykonywania pomiarów w zawiesinach. Elektrode pH kalibruje się przy użyciu roztworów buforowych dostarczonych przez producenta urządzenia. Po upływie terminu ważności kalibrację wykonuje się przy użyciu roztworów wzorcowych pH, które można zakupić u producenta urządzenia lub u innego producenta. Roztwory te powinny zapewniać dokładność pomiaru $\pm 0,01$ jednostki, a ich produkcja powinna spełniać wymagania normy PN-EN ISO 17034. Elektrode do pomiaru przewodnictwa elektrycznego należy kalibrować, stosując np. 0,1 M roztwór KCl (przewodnictwo $12,9 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$), który można nabyć u producenta urządzenia. Powinna ona również spełniać wymagania normy PN-EN ISO 17034. Elektrode redoks można kalibrować, stosując 3 M roztwór KCl, w którym potencjał półogniwa Ag/AgCl wynosi 220 mV. Można również stosować różne dostępne na rynku płyny kalibracyjne, jeśli spełniają wymagania normy PN-EN ISO 17034.

W analizie elementarnej oznacza się zawartość procentową pierwiastków, w szczególności C i N₂, w suchej masie próbek. Do oznaczeń stosuje się analizator pierwiastkowy CHNSO. Oznaczanie polega na spalaniu próbki w piecu redukcyjno-utleniającym z elektroniczną kontrolą temperatury. Gazy powstałe w wyniku tego procesu rozdziela się na kolumnie chromatograficznej. Udział poszczególnych pierwiastków odpowiada stosunkowi ilości gazów z mineralizacji próbki określonej na detektorze przewodnictwa cieplnego.

W przypadku braku analizatora pierwiastkowego zawartość rozpuszczonego węgla organicznego można analizować metodą Tiurina [Łądkiewicz i in. 2017]. Powietrznie suchą próbkę surowca wystawia się na działanie utleniacza dwuchromianu (VI) potasu w silnie kwaśnym środowisku (stężony H₂SO₄). W tych warunkach, w obecności katalizatora HgSO₄, około 95% węgla organicznego ulega utlenieniu do CO₂. Nadmiar utleniacza pozostały w roztworze po utlenieniu związków organicznych miareczkuje się solą Mohra w obecności wskaźnika (kwasu N-fenantrolinowego). Gotowanie musi być powolne i delikatne, aby uniknąć nadmiernego parowania i rozkładu kwasu chromowego (dwuchromian potasu rozkłada się w temperaturach powyżej 150 °C [Huang i in. 2009]).

W „Programie działań mających na celu ograniczenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych i zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu”, który stanowi załącznik do Rozporządzenia Rady Ministrów z dnia 12 lutego 2020 r. [Dz. U. 2020 r. poz. 243], zamieszczone są informacje o średniej rocznej produkcji nawozów naturalnych i stężenie zawartego w nich azotu w zależności od gatunku zwierzęcia gospodarskiego, w tym kóz, jego wieku i wydajności oraz systemu utrzymania. Tabela 28 zawiera dane dotyczące ilości obornika i zawartości azotu (N) dla kóz, których systemem utrzymania jest ściółka głęboka.

Tabela 28. Produkcja obornika koziego i zawartość azotu; opracowanie własne na podstawie [Dz. U. 2020 r. poz. 243].

Grupa technologiczna	System utrzymania – głęboka ściółka	
	Produkcja, t·rok ⁻¹	Zawartość azotu, kg N·t ⁻¹
Kozy matki	1,2	8,4
Koźlęta do 3,5 miesiąca	0,4	9,4
Koźlęta od 3,5 miesiąca do 1,5 roku	0,8	6,9
Pozostałe	1,0	8,0

Celem badań przedstawionych w pracy jest ocena jakości biogazu produkowanego w warunkach atmosferycznych z obornika koziego umieszczonego w reaktorze (fotofermentatorze). Podjęto próbę ustalenia warunków procesu - immobilizacji na złożu obornika koziego (w zależności od zebranego materiału badawczego), co pozwala na wykazanie aktywności flory bakteryjnej fermentacji, a tym samym wpływa na ilość biogazu (biometanu) produkowanego w reaktorze.

Przyjęto następujące kryteria oceny produkcji biogazu (biometanu):

1. Czas pobrania materiału badawczego;
2. Mineralizacja i skład pierwiastkowy materiałów badawczych;
3. Skład procentowy poszczególnych składników biogazu dla danego przepływu biogazu;
4. Przebieg zmian udziału poszczególnych składników biogazu w zależności od temperatury i czasu produkcji biogazu.

Obornik kozi pobierano bezpośrednio z miejsca składowania, które znajdowało się w gospodarstwie w otwartej przestrzeni (materiał A i materiał B), w następujący sposób:

- materiał A przechowywany przez 1 miesiąc (świeży - próbka mokra);
- materiał B przechowywany przez 12 miesięcy (stary - próbka mokra);

oraz z pomieszczeń zamkniętych:

- materiał C przechowywany przez 12 miesięcy (stary - próbka sucha).

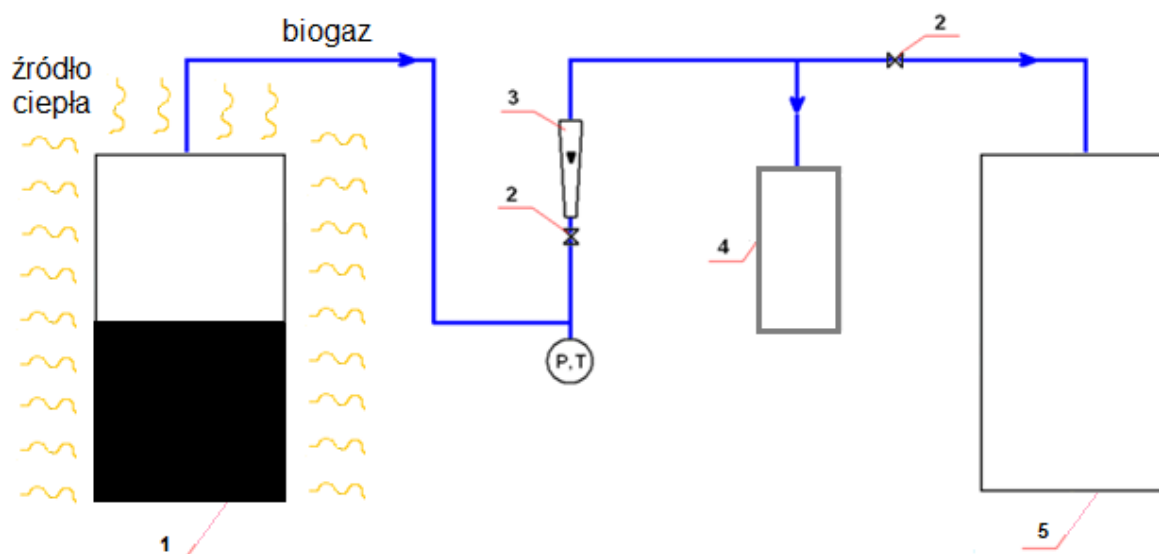
Badania obornika koziego przeprowadzono w oparciu o następujące normy:

1. Oznaczanie suchej masy w temperaturze 105°C metodą wagową - ISO 11465:1994 [Soil quality 1994];
2. Mineralizacja próbek roślinności i nawozów naturalnych w stężonych kwasach mineralnych na składniki ogólne (makro i mikroelementy) - PB/31/12:2014* [Mineralization 2014a]; PB/31/14:2014*; [Mineralization 2014b]; PN-91/R-04014* [Mineralization 2014c];
3. Mineralizacja próbek roślinności i nawozów naturalnych w skoncentrowanych kwasach mineralnych dla azotu - PB/31/09:2014* [Mineralization 2014d];
4. Oznaczanie fosforu i azotu - według metodyki SKALAR [SKALAR 2024];
5. Oznaczanie Na, K, Mg, Ca (ASA) - PN-ISO 9964-1:1994 [Water quality 1994]; PN-ISO 9964-2/AK:1997 [Water quality 1997];
6. Oznaczanie Fe, Mn, Zn, Cu (ASA) - PN-ISO 8288:2002 [Water quality 2002].

Zgodnie z normą ISO 11465:1994 [Soil quality 1994] suchą masę ($T = 378,15 \text{ K}$) oznaczano metodą wagową. Zgodnie z normą PB/31/12:2014* [Mineralization, 2014a], PB/31/14:2014* [Mineralization 2014b] i PN-91/R-04014* [Mineralization 2014c] próbki mineralizowano (nanoszono na materiał roślinny i nawozy naturalne) w stężonych kwasach mineralnych do składników ogólnych (makro- i mikroelementów). Zgodnie z normą PB/31/09:2014* [Mineralization 2014d] próbki mineralizowano (nanoszono na materiał roślinny i nawozy naturalne) w stężonych kwasach mineralnych w celu wytworzenia azotu. Azot i fosfor oznaczano zgodnie z metodyką SKALAR [SKALAR 2024]. Zgodnie z normami PN-ISO 9964-1:1994 [Water quality 1994] i PN-ISO 9964-2/AK:1997 [Water quality 1997] sód, potas, magnez i wapń oznaczano metodą atomowej spektrometrii absorpcyjnej. Zgodnie z normą PN-ISO 8288:2002 [Water quality 2002] żelazo, mangan, cynk i miedź oznaczano metodą atomowej spektrometrii absorpcyjnej.

Procedura badawcza (*) Laboratorium Badawczego Chemii Środowiska polegała na dostosowaniu rutynowych procedur badawczych do warunków pracy laboratorium dla próbek o oczekiwanych cechach (składzie), mających zastosowanie do oznaczania danego składnika w założonym zakresie stężeń.

Stanowisko eksperymentalne - laboratoryjną produkcję biogazu w złożu obornika koziego przedstawiono na schemacie (Rys. 18).



Rys. 18. Stanowisko badawcze do produkcji biometanu w warunkach fotofermentacji na złożu obornika koziego: 1-fotofermentator ze złożem obornika koziego (próbka), 2-zawór regulacyjny, 3-rotametr, 4-analizator gazów, 5-zbiornik biogazu, P-manometr, T-termometr (opracował: G. Wałowski).

Sposób badania substratu w warunkach laboratoryjnych do produkcji surowego biometanu charakteryzował się tym, że w szklanym naczyniu-reaktorze (fotofermentatorze o pojemności $0,00075 \text{ m}^3$) umieszczono złożę w postaci obornika koziego o objętości $0,000375 \text{ m}^3$. Po uszczelnieniu fotofermentatora poprowadzono elastyczny kanał przepływowy z naczynia-reaktora do zamkniętego zbiornika stanowiącego magazyn biogazu.

W ten sposób przygotowano trzy reaktory (fotofermentatory) dla każdej z trzech próbek testowych/badawczych: materiał A, materiał B i materiał C.

Badania przeprowadzono na stanowisku laboratoryjnym, którego głównym elementem było szklane naczynie (fotofermentator) służące do produkcji biogazu w warunkach atmosferycznych. Fotofermentator pracował w warunkach wymiany ciepła z otoczeniem, a promieniowanie słoneczne warunkowało intensywność produkcji ze względu na szklane ściany naczynia-reaktora. Stanowisko laboratoryjne wyposażono w:

- naturalne źródło ciepła (ciepło otoczenia z promieniowania słonecznego),
- termometr do pomiaru temperatury,
- analizator gazów do pomiarów i monitorowania składu i parametrów fizycznych naturalnie występujących mieszanin gazowych ze szczególnym przeznaczeniem w badaniach biogazu.

Pomiar przeprowadzono przy przepływie biogazu $0,018 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, wskazując % udział poszczególnych składników: CH_4 , CO_2 , O_2 , H_2 , a w przypadku H_2S w ppm.

Zakres i metodyka badań – celem pracy jest ocena jakości biogazu produkowanego w warunkach atmosferycznych ze złoża obornika koziego umieszczonego w reaktorze (fotofermentatorze), wskazująca na potencjalne wykorzystanie substratu do produkcji biometanu w ramach odnawialnych źródeł energii.

Przedmiotowa metoda badawcza polega na:

- ustaleniu warunków procesu produkcji biogazu (biometanu) w zależności od przyjętych kryteriów procesowych.

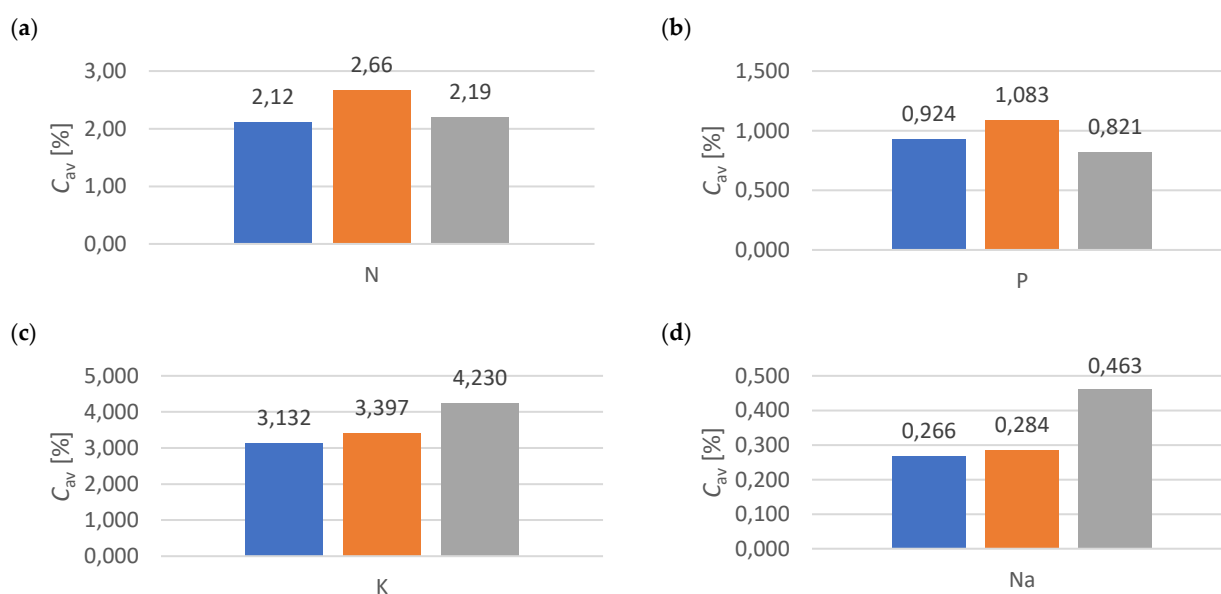
Azot w oborniku występuje w formach organicznej i mineralnej. Azot organiczny (Rys. 19a), którego zawartość w oborniku stanowi ok. 60-70% azotu całkowitego jest niedostępny dla roślin, stanowi potencjalne źródło azotu dla roślin. Mineralizacja do form dostępnych dla roślin (azot amonowy NH_4^+ , azot azotanowy NO_3^-) uzależniona jest od wielu czynników, m.in. rodzaju obornika, temperatury, wilgotności, pH, czasu i warunków przechowywania, które wpływają na aktywność mikroorganizmów i tempo mineralizacji [Thompson i Troeh 1978, European Union Report 2014].

W przypadku fosforu zawartego w oborniku, formą dominującą jest fosfor nieorganiczny występujący głównie w postaci ortofosforanów (Rys. 19b). Fosfor nieorganiczny stanowi ok. 45–70%, a organiczny 30-55% całkowitego fosforu w oborniku. Fosfor w postaci ortofosforanów jest przyswajalny dla roślin. Większość organicznego fosforu jest łatwo rozkładana przez mikroorganizmy glebowe do formy nieorganicznej, a szybkość mineralizacji zależy od aktywności mikroorganizmów glebowych, na którą mają wpływ przede wszystkim temperatura, wilgotność i pH gleby. W porównaniu dostępności fosforu z nawozów mineralnych, dla których przyjmuje się dostępność 100%, dostępność tego składnika pokarmowego z obornika wynosi od 80% do 100%. W praktyce, w zarządzaniu składnikami pokarmowymi przy obliczaniu dawek nawozowych fosforu przy uwzględnianiu w planie nawozowym obornika przyjmuje się dostępność na poziomie 90%. Rośliny pobierają fosfor głównie w postaci anionów rozpuszczonych w wodzie; H_2PO_4^- (w środowisku kwaśnym $\text{pH} < 7$) i HPO_4^{2-} (w środowisku zasadowym $\text{pH} > 7$). Ze względu na to, że ryzosfera zwykle utrzymywana jest środowisku kwaśnym, najczęściej dominującą formą jest H_2PO_4^- . Pobieranie fosforu przez rośliny zmienia się w czasie; we wczesnych fazach rozwojowych pobierają go niewiele, następnie zapotrzebowanie wzrasta, aż do fazy rozwojowej, w której rośliny osiągają maksymalny plon biomasy, po czym maleje [Lityński i Jurkowska 1982, Szmaja 2006, Zhang 2024].

Potas (K) to - obok azotu i fosforu - jeden z najważniejszych makroelementów niezbędnych do wzrostu i prawidłowego rozwoju roślin (Rys. 19c). W przypadku stwierdzenia niedoboru w

glebie, zasoby mogą być uzupełniane poprzez aplikację nawozów mineralnych jak również wraz z nawozami naturalnymi. Tak samo jak w przypadku innych makroskładników, zawartość potasu (K_2O) w oborniku jest znacznie zróżnicowana ze względu na rodzaj obornika, ok. $5,90 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m}$ [Kazberuk i in. 2021], średnio od $2,17 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ świeżej masy z obornika tuczników utrzymywanych na płytce i głębokiej ściółce, do $19,73 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ dla pomiotu drobiowego [Skowron i in. 2019]. Są to ilości, które zazwyczaj spełniają potrzeby pokarmowe roślin. Ze względu na to, że potas w nawozach naturalnych występuje w formie nieorganicznej, nie wymaga przemian, aby być dostępnym dla roślin.

Sód (Na), choć nie jest uznawany za składnik pokarmowy tak jak N, P i K, to jego obecność wspomaga metabolizm roślin, pomaga w utrzymaniu równowagi ciśnienia osmotycznego i regulacji bilansu wodnego zwłaszcza u roślin rosnących w warunkach zasolonych (Rys. 19d). Nadmiar sodu w glebie powoduje ograniczenie pobierania wody przez rośliny powodując zahamowanie wzrostu, w szczególnych przypadkach zamieranie roślin [Zhu 2001, Subbarao i in. 2003, Kering 2008]. Zawartość Na w nawozach naturalnych jest niska, ale może się różnić w zależności od rodzaju nawozu i pochodzenia materiału wyjściowego – stosunkowo dużo Na występuje w pomiole kurzym (od brojlerów) ok. $0,5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$, a niewielkie ilości w oborniku bydlęcym ok. $0,2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ [Kuziemska i in. 2017].

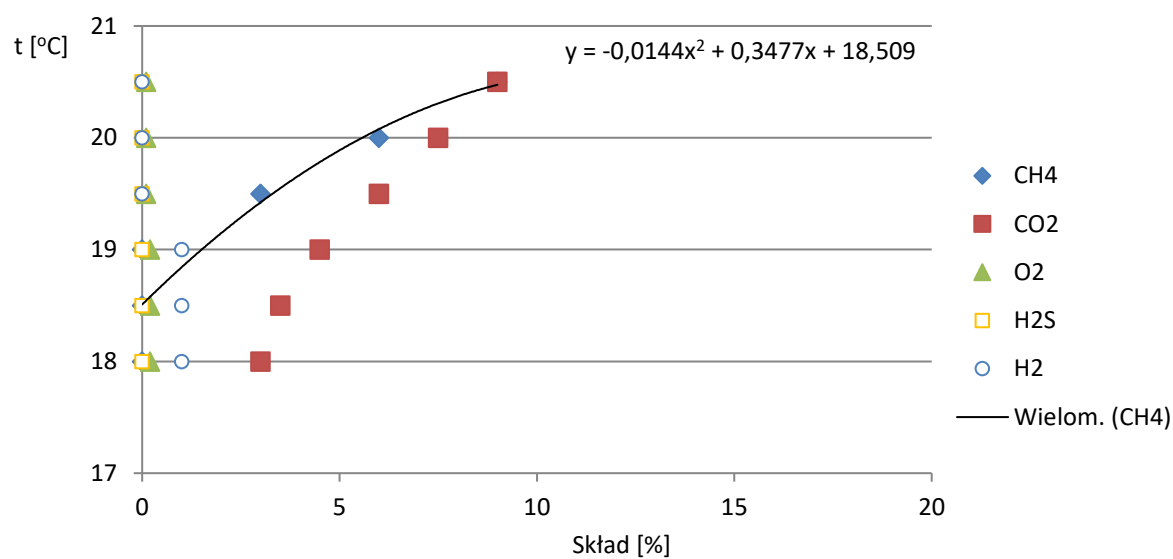


Rys. 19. Zawartość pierwiastków w próbkach nawozu koziego:
a) azot; b) fosfor; c) potas; d) sód (opracował J.T. Hołaj-Krzak).

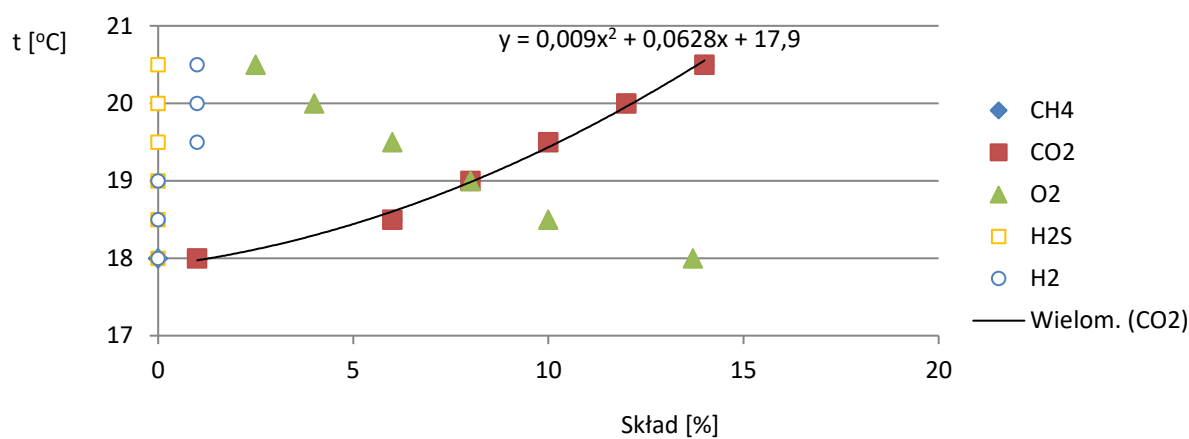
Badania eksperymentalne dotyczyły układu pomiarowego do oceny jakości biogazu (biometanu) w zwartym złożu w warunkach atmosferycznych (mezofilowych - warunki

procesu produkcji biogazu). Podstawą oceny produkcji biogazu jest przebieg zmian w zależności od temperatury. Interpretując rysunek 22, wykazano, że przez 6 miesięcy (od grudnia do maja) dla złoża obornika koziego - materiał A, wraz ze wzrostem temperatury z 18,0 °C do 20,5 °C (Rys. 20a) udział procentowy CH₄ stanowił 3-9% i CO₂ 3-9%. W reaktorze (fotofermentatorze) zaobserwowano klasyczne zjawisko przepuszczalności gazu w zwartym złożu, charakterystyczne dla produkcji biogazu. Podgrzanie powoduje, że mikroorganizmy metanogenne zachowują się odpowiednio dla procesu. Istnieje wyraźna tendencja wzrostu produkcji biometanu w warunkach fotofermentacji. Podobna sytuacja wystąpiła dla złoża obornika koziego - materiał B (Rys. 20b). Wraz ze wzrostem temperatury z 18,0 °C do 20,5 °C, procenty CH₄ - 6-14% i CO₂ - 6-14% wzrastają równomiernie. Niewielka różnica to 1,5-krotnie wyższa produkcja % CH₄ i CO₂, szczególnie w maju (szósty pomiar). Jednak interpretując Rys. 20c, można stwierdzić, że przez 6 miesięcy (od grudnia do maja) dla złoża obornika koziego - materiał C - przy wzroście temperatury z 18,0 °C do 20,5 °C, nie było produkcji CH₄ - procent wynosi 0. Procent CO₂ zaczyna wzrastać (0,5–1%) dopiero w okresie od lutego do maja. Zaobserwowano anomalię w reaktorze (fotofermentatorze) - zjawisko stałego hamowania produkcji biogazu dla zwartego złoża. Na tym etapie procesu odnotowano znacznie więcej O₂ - 17,6-18,5%. W warunkach fotofermentacji zaobserwowano wyraźną tendencję wzrostu zawartości tlenu.

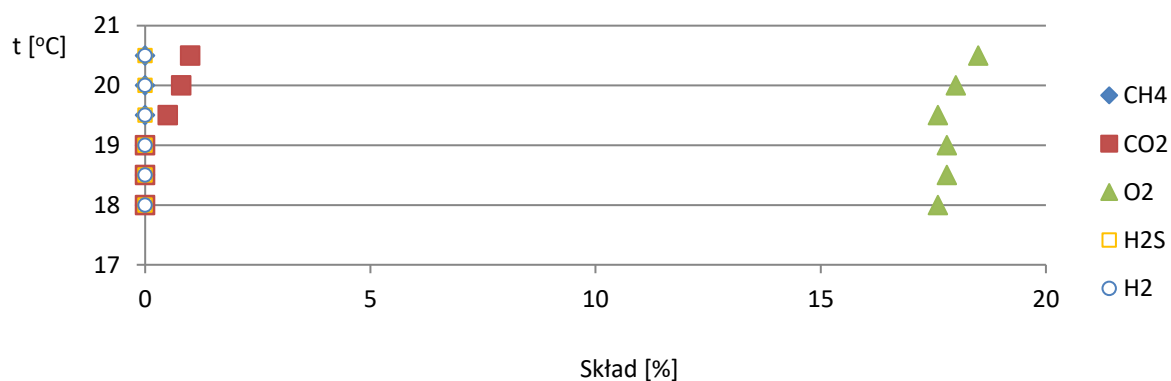
a)



b)

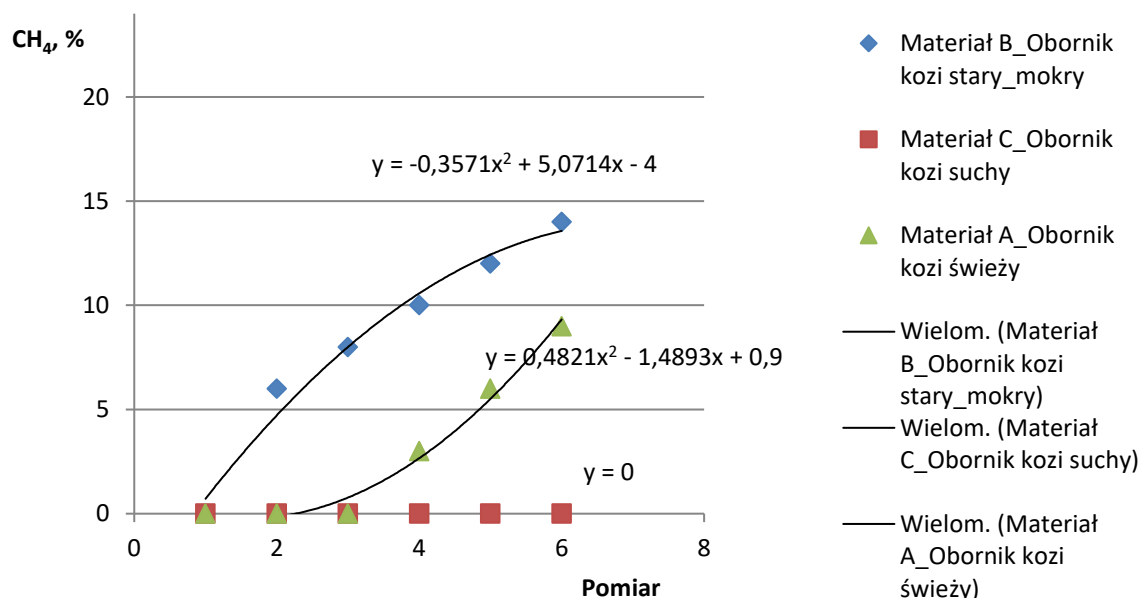


c)



Rys. 20. Produkcja biogazu (biometanu) w zależności od temperatury dla obornika koziego:
a) materiał A; b) materiał B; c) materiał C (opracował G. Wałowski).

Interpretując Rys. 21 wskazano, że przez okres 6 miesięcy (od grudnia do maja), w zależności od złoża i jego stanu ze względu na przepuszczalność gazu, decydujący wpływ ma funkcjonalność mikroorganizmów zawartych w złożu zwartym.



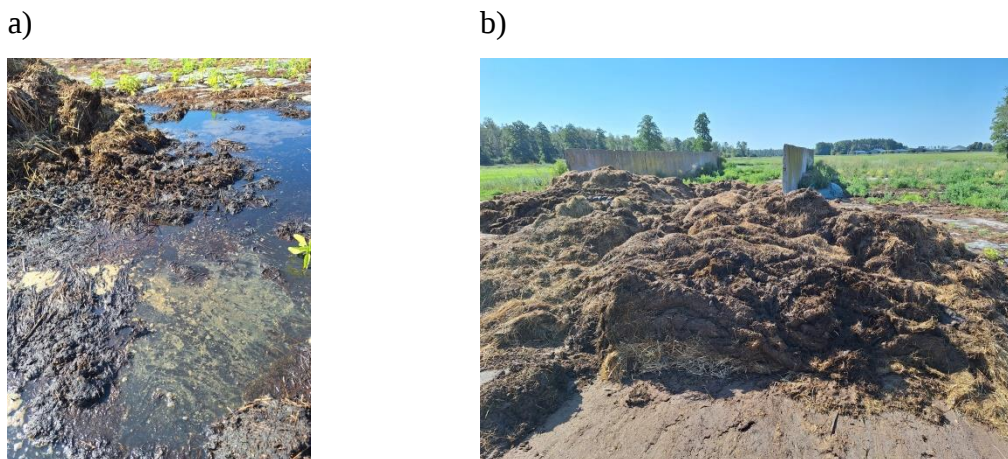
Rys. 21. Produkcja biometanu z obornika koziego; materiału A, materiału B, materiału C (opracował G. Wałowski).

W przypadku obornika koziego - materiału A i materiału B - produkcja biometanu zachodzi w większym stopniu niż w materiale C. Jest to niewątpliwie spowodowane obecnością składników odżywczych w złożu, które wspomagają proces produkcji biometanu. W przypadku grupy aktywnej (zwarte złoże) materiał A wykazuje dynamiczny wzrost produkcji biometanu przy niższych wartościach składników odżywczych. Jednak materiał B, o większej koncentracji składników, wykazuje stabilizację produkcji biometanu po szóstym miesiącu procesu.

Mikroorganizmy produkują CH_4 , CO_2 , H_2 i H_2S w warunkach bez dostępu światła, tzw. ciemna fermentacja w temperaturze 30–80 °C i pH 5–6 [Jarosz i in. 2024]. Natomiast fotobiologiczne [Moritz 2012] pozyskiwanie biometanu przy użyciu fioletowych bakterii bezsiarkowych [Gest i Kamen 1949] odbywa się w warunkach beztlenowych, w obecności światła i substratów organicznych. Istnieją również metody mieszane (hybrydowe) dla złożonej mieszaniny substancji organicznych z udziałem energii promieniowania widzialnego (fotofermentacja) [Eroğlu i in. 2006]. Stosuje się bakterie brunatne, które adsorbują promieniowanie elektromagnetyczne, wytwarzając H_2 [Urbaniec i Grabarczyk 2005].

Obornik krwi został pobrany bezpośrednio z miejsca magazynowania, zlokalizowanego na terenie Zakładu Doświadczalnego ITP-PIB w Biebrzy w przestrzeni otwartej:

- a) materiał A, składowany przez 1 tydzień (próbka świeża - mokra) - Rys. 22a;
- b) materiał B, składowany przez 1 miesiąc (próbka stara - sucha) - Rys. 22b.



Rys. 22. Miejsce magazynowania obornika krowiego - pobór bezpośredni w przestrzeni otwartej: a) materiał A; b) materiał B [fot. G. Wałowski].

Badania obornika krowiego zostały wykonane na podstawie norm i metod: ISO 11465:1994 [Soil quality 1994], PB/31/12:2014* [Mineralization 2014a], PB/31/14:2014* [Mineralization 2014b] PN-91/R-04014* [Mineralization 2014c], B/31/09:2014* [Mineralization 2014d], metoda SKALAR [SKALAR 2024], PN-ISO 9964-1:1994 [Water quality 1994], PN-ISO 9964-2/AK:1997 [Water quality 1997], PN-ISO 8288:2002 [Water quality 2002]. Procedurę badawczą (*) Laboratorium Badawczego Chemii Środowiska oraz wymienione normy wraz z metodyką badawczą szerzej opisano w artykule Hołaja-Krzaka i in. (2024) (O6).

Laboratoryjną produkcję biogazu w złożu obornika krowiego realizowano według schematu opracowanego przez Prof. Wałowskiego [Hołaj-Krzak i in. 2024], w którym istotę stanowi fotofermentator o pojemności 0,00075 m³. Natomiast usytuowane złoża:

- 1) materiał A;
- 2) materiał B.

w postaci obornika krowiego (o objętości 0,000375 m³) stanowiły dwie próbki do badań.

Badania prowadzono na stanowisku laboratoryjnym, którego głównym elementem było szklane naczynie (fotofermentator) służące do produkcji biogazu w warunkach atmosferycznych, przez 4 tygodnie (lipiec/sierpień 2024 roku). Fotofermentator pracował w warunkach wymiany ciepła z otoczeniem, a promieniowanie słoneczne powodowało intensywność produkcji ze względu na szklane ściany fotofermentatora. Stanowisko laboratoryjne zostało wyposażone w:

- 1) naturalne źródło ciepła (ciepło otoczenia od Słońca),
 - 2) termometr do pomiaru ciepła,
 - 3) analizator gazów do kontroli składu i parametrów fizycznych mieszanin gazowych powstających w sposób naturalny, ze szczególnym przeznaczeniem do badania biogazu.
- Pomiar był realizowany w przepływie biogazu $0,018 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ wskazując na skład % poszczególnych składników: CH_4 , CO_2 , O_2 , H_2 oraz H_2S w ppm.

Zawartość węgla (C_{tot}) oraz azotu (N_{tot}) całkowitego w oborniku krowim (Rys. 23) jest zmienna, zależna nie tylko od warunków przechowywania (przetwarzania) materiału badawczego, ale też od wieku zwierząt oraz celu hodowli, co z kolei wynika z diety. Dla krów mlecznych zawartość C_{tot} waha się w granicach od 30,3% do 40,4%, przy czym dla krów hodowanych na mięso jest to wartość pośrednia – 36,7%. Dla N_{tot} wartości te wynoszą, odpowiednio, 2,10%–3,35% oraz 1,91% [Yokoyama i in. 1991, Whitehead i Raistrick 1993, Lovell i Jarvis 1996].

Zawartość fosforu całkowitego (P_{tot}) jest również zróżnicowana. Dla krów mlecznych zawartość nieorganicznej frakcji fosforu (P_i) wynosi przeciętnie 63,2%. Rozpuszczalny w kwasach fosfor organiczny (P_{aso}) obecny jest w takim materiale na poziomie średnio 7,8% [Braithwaite 1976, Barnett 1994].

Obornik krowi (faza ciekła) od krów mlecznych zawiera średnio 25% potasu (K) w przeliczeniu na tlenek (K_2O), przy czym po doprowadzeniu do fazy stałej poziom ten spada do 8%. Wartość ta jest zbliżona do zawartości K_2O dla krów dojrzalnych – 7% [Pratt 1984, Pennsylvania State University 2009].

W związku z profilem diety, obornik krowi charakteryzuje się stosunkowo wysokim udziałem sodu (Na). Wartość ta wynosi średnio 0,4% dla jonów sodu (Na^+), co odpowiada 1,1% w przeliczeniu na tlenek (Na_2O) [Pratt 1984, Hao i Chang 2003].

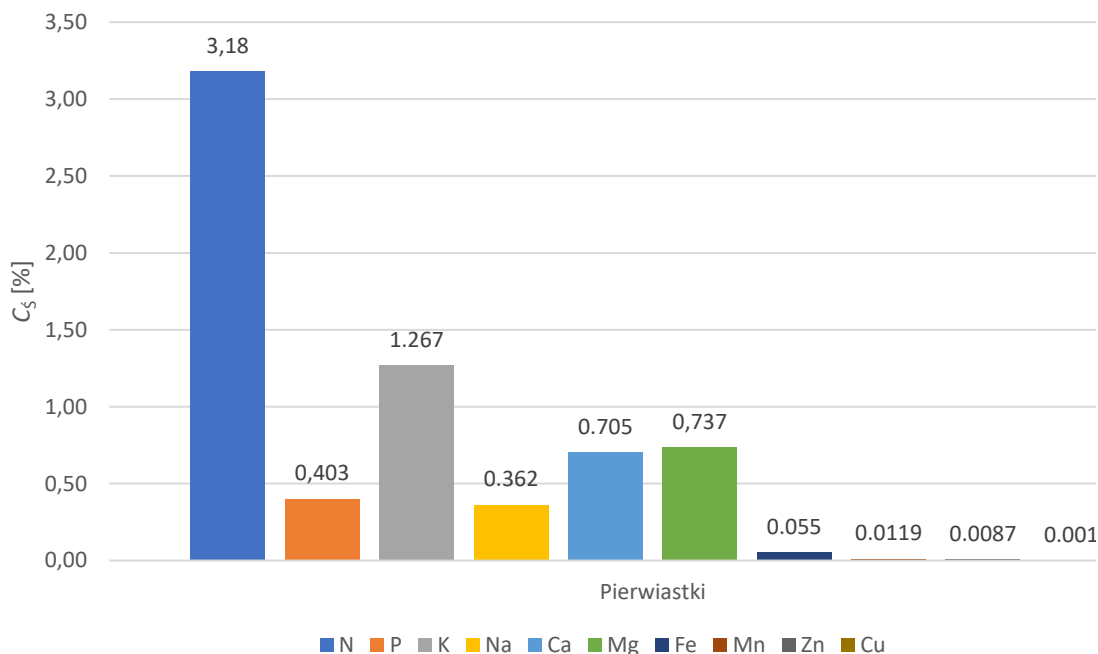
Zawartość wapnia (Ca) jest silnie uzależniona od zawartości fosforanów. Przeciętna zawartość tego pierwiastka w formie jonowej (Ca^{2+}) wynosi 1%, czyli 1,4% w przeliczeniu na tlenek (CaO) [Barnett 1994, Tanimu i in. 2012, Schott i in. 2023].

Magnez w formie jonowej (Mg^{2+}) występuje stosunkowo obficie w oborniku krowim – przeciętnie na poziomie 8,9%, w przeliczeniu na tlenek (MgO) odpowiada to 14,8% [Tanimu i in. 2011, Tanimu i in. 2012, Mantovani i in. 2017].

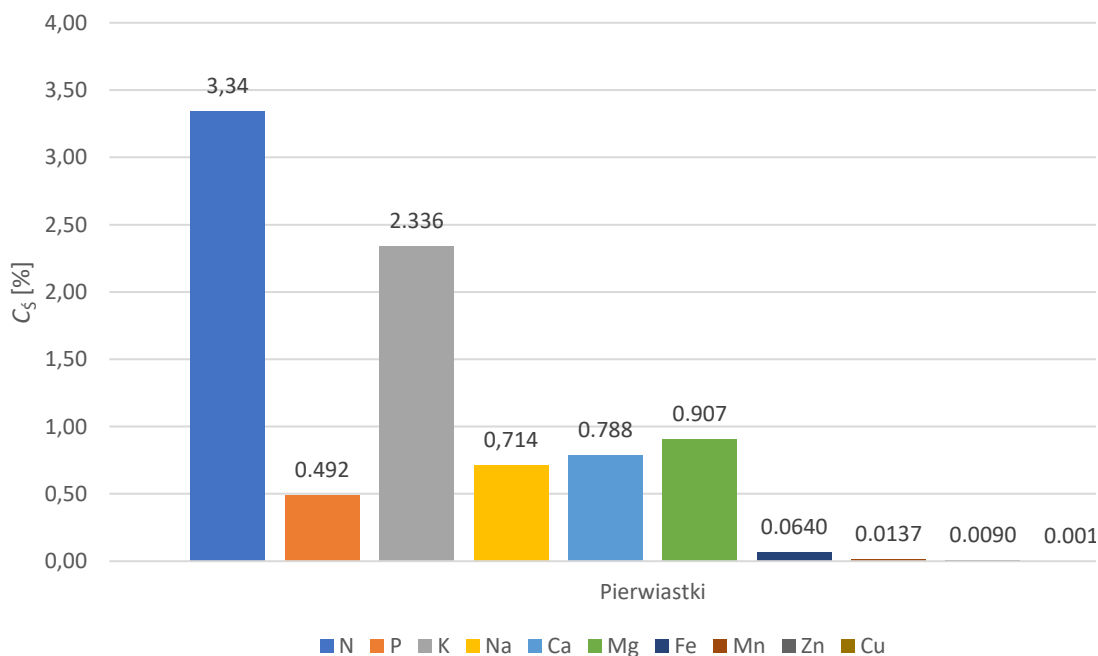
Metale ciężkie, a wśród nich żelazo (Fe), mangan (Mn), cynk (Zn) oraz miedź (Cu), występują w oborniku krowim w bardzo małych ilościach, a ich pochodzenie należy tłumaczyć jako zanieczyszczenie prób, nierzadko przypadkowe. Średnie zawartości jonów żelaza (Fe^{2+}),

manganu (Mn^{2+}), cynku (Zn^{2+}) oraz miedzi (Cu^{2+}) wynoszą odpowiednio 1,2%, 0,02%, 0,005% i 0,002% [Alwaneen 2016, da Silva i in. 2018, Rehman i in. 2020].

a)



b)



Rys. 23. Skład pierwiastkowy materiału badawczego - obornika krowiego:
a) materiał A; b) materiał B (opracował J.T. Hołaj-Krzak).

Zmienność (5%) zawartości N_{tot} pomiędzy materiałem A i materiałem B (Rys. 23) należy najpewniej interpretować w kontekście spadku wilgotności, co przyczynia się do ograniczenia rozpuszczalności soli amonowych. W warunkach niskiej wilgotności sole te są ponadto mniej podatne na rozkład.

Regularny trend czasowy zawartości P_{tot} jest odzwierciedleniem spodziewanego spadku labilności stosunkowo dobrze rozpuszczalnych w H_2O anionów diwodorofosforanowych(V) oraz wodorofosforanowych(V). Spodziewana jest korelacja tego efektu z profilem stężeń Ca^{2+} . Podobna zależność stężeń K^+ oraz Na^+ w analizowanych próbkach pozostaje zgodna ze spodziewanym wpływem starzenia się materiału na rozpuszczalność tworzonych przez nie soli. Z drugiej strony, ponieważ praktycznie wszystkie sole litowców z większością popularnych anionów są dobrze rozpuszczalne, a względne różnice pomiędzy nimi są niewielkie, widoczny może być efekt niejednorodności próby lub jej przypadkowe zanieczyszczenie (zwłaszcza dla Na^+).

Różnica zawartości Ca^{2+} pomiędzy materiałem A i materiałem B jest zgodna z profilem stężeń P_{tot} . Brak zgodności pomiędzy wartościami stężeń P_{tot} i Ca^{2+} dla odpowiednich próbek wytworzonych w laboratorium należy interpretować przez obecność pewnego udziału $CaCl_2$ (krystalizuje jako heksahydrat). Rozpuszczalność tej soli jest wyższa niż fosforanu obojętnego lub fosforanów kwaśnych, stąd niższa od spodziewanej zawartość Ca^{2+} .

Praktycznie stała zawartość Mg^{2+} każe przypuszczać, że występuje on jako sól fosforanowa, przy czym raczej w niewielkim udziale amonowej soli podwójnej. W badanym materiale Mg^{2+} występować może także, jako sól chlorkowa (dyskusja analogiczna, jak dla Ca^{2+}).

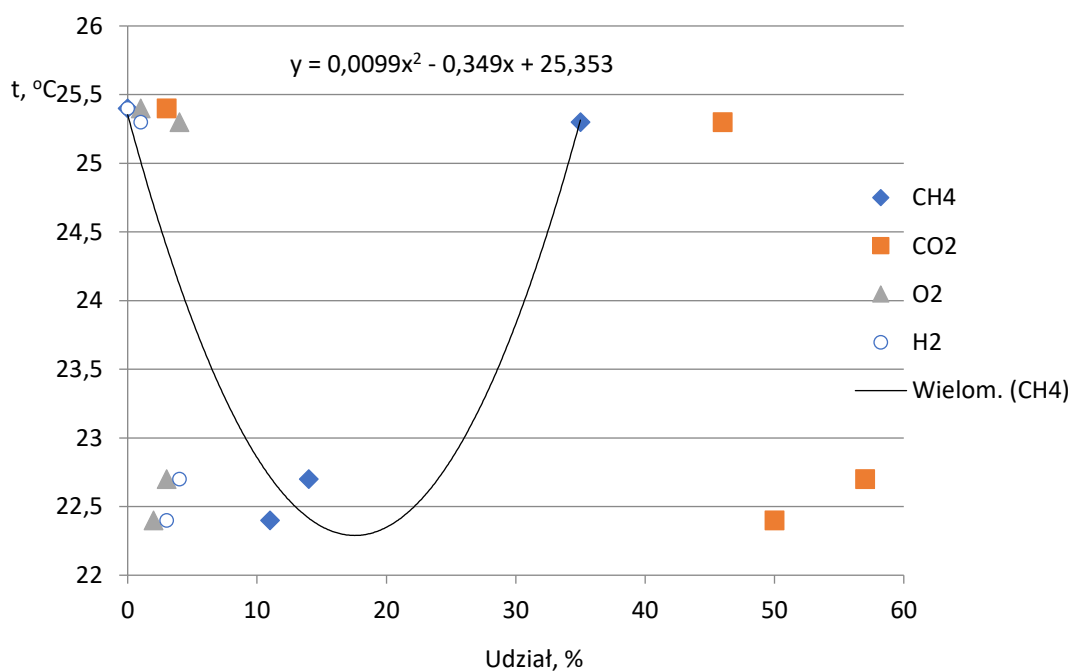
Podobieństwo profili stężeń $Fe(II)$ oraz $Mn(II)$ sugeruje wiązanie odpowiednich jonów jako fosforany lub wodorofosforany - połączenia te są trudnorozpuszczalne.

Przeciwnie właściwości wykazują jony Zn^{2+} . $Zn(II)$ w postaci hydratowanej jest bardziej mobilny niż $Fe(II)$ i $Mn(II)$, co w ujęciu jakościowym pozwala zrozumieć praktycznie równą jego zawartość w próbkach pierwotnych różniących się czasem składowania.

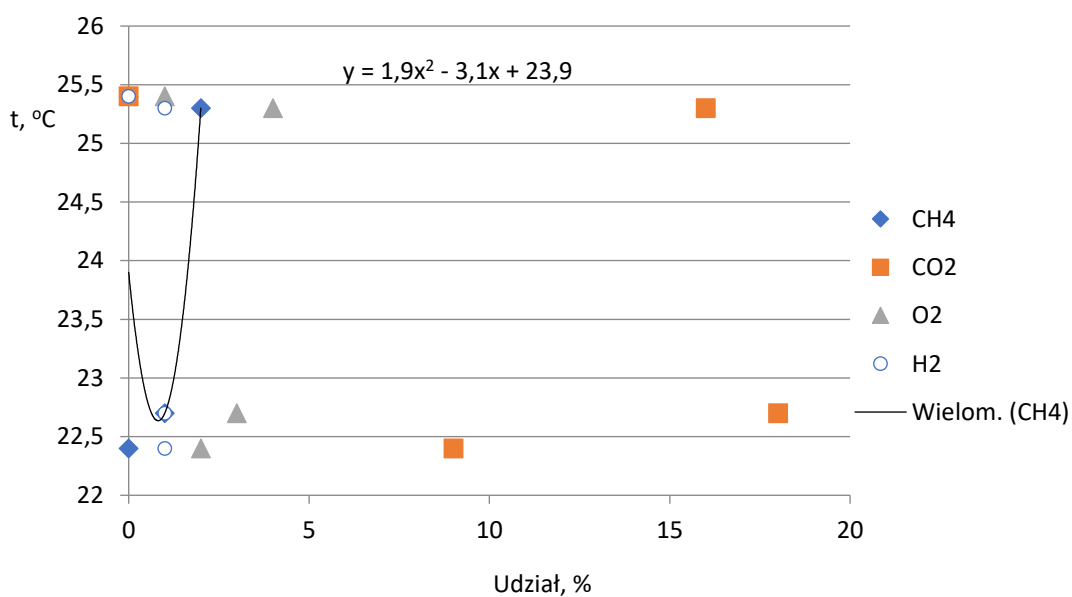
Na tle przedstawionej dyskusji problematyczna wydaje się interpretacja względnie niskiej zawartości $Cu(II)$ w materiale B. Najpewniej na wynik ten wpływają czynniki o działaniu różnokierunkowym, których efekty ulegają częściowemu znoszeniu się. Mając na względzie rozpatrywanie dyskutowanego pierwiastka jako makroskładnika, niejednorodność próbki może być przyczyną obserwowanego efektu. Ponieważ w warunkach prowadzenia doświadczeń nie jest możliwym przeprowadzenie soli $Cu(II)$ do postaci bezwodnych, głównie azotanu(V) oraz chlorku, jako jeden z powodów dużej zmienności lokalnych stężeń $Cu(II)$ należy brać właśnie rozpuszczalność tych soli.

Badania eksperymentalne dotyczyły układu pomiarowego dla oceny jakości biogazu (biometanu) w złożu zwartym w warunkach atmosferycznych (mezofilnych - warunki procesu produkcji biogazu). Podstawą oceny produkcji biogazu jest przebieg zmian w zależności od temperatury. Interpretując Rys. 24, wskazano, że przez 4 tygodnie (lipiec/sierpień) dla złoża obornika krowiego - materiał A przy temperaturze od 22,4 °C do 25,4 °C (Rys. 24a) wykazywał udział CH_4 od 0% do 35%. Zaobserwowano w fotofermentatorze wzmożoną gazoprzepuszczalność (produkcję biometanu) wraz ze wzrostem temperatury – przykład: dla około 22,5 °C udział CH_4 był w zakresie 11-14%. Natomiast przy temperaturze około 25,5 °C udział CH_4 był w zakresie 35%. Analogicznie materiał B przy temperaturze od 22,4 °C do 25,4 °C (Rys. 24b) wykazywał niewielki udział CH_4 od 0% do 2%. Zaobserwowano w fotofermentatorze niską gazoprzepuszczalność (produkcję biometanu) wraz ze wzrostem temperatury – przykład: dla około 22,5 °C udział CH_4 był w zakresie 0-1%. Natomiast przy temperaturze około 25,5 °C udział CH_4 to 2%.

a)



b)



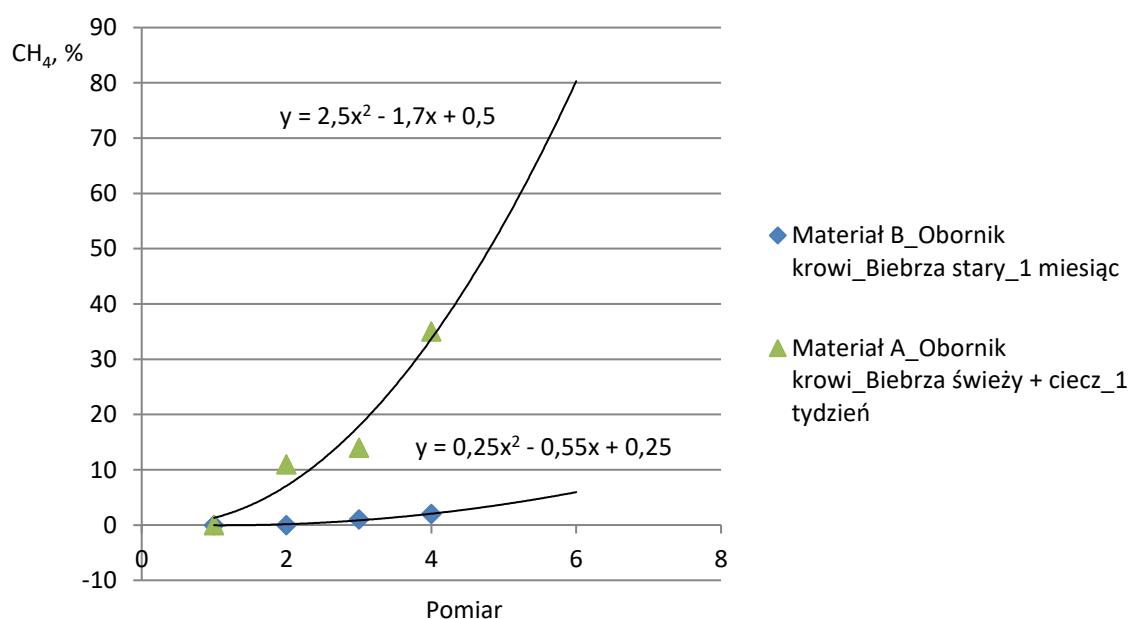
Rys. 24. Produkcja biogazu (biometanu) dla obornika krowiego w zależności od temperatury:

a) materiał A; b) materiał B (opracował G. Wałowski).

Interpretując Rys. 25, wskazano, że przez 4 tygodnie (lipiec/sierpień) w zależności od złoża i jego kondycji z uwagi na gazoprzepuszczalność, decydujący wpływ ma funkcjonalność mikroorganizmów zawartych w złożu zwartym. Dla obornika krowiego - materiał A zachodzi intensywniejsza produkcja biometanu niż w materiale B, na co wpłynął skład pierwiastkowy

złoża zwartego w postaci obornika krowiego (Rys. 23a). Uwzględniając wartości zaokrąglone w grupie aktywnej (złoża zwarte) dla materiału A wskazać należy, że N 3,2%, P 0,4%, K 1,3%, Na 0,4%, Ca 0,7%, Mg 0,7% są wartościami niższymi (Rys. 23a) w stosunku do grupy nieaktywnej (złoża zwarte) dla materiału B, w którym wyniosły one odpowiednio: N 3,3%, P 0,5%, K 2,3%, Na 0,7%, Ca 0,8%, Mg 0,9% (Rys. 23b) – powodując w ten sposób inhibicję procesu w warunkach fotofermentacji.

Dodatkowo zaobserwowano kolejną ciekawostkę naukową – dokonując porównania między obornikiem krowim, grupa aktywna (złoża zwarte) - materiał A wskazać należy że zawartość Fe 0,055%, Mn 0,011%, Zn 0,008% są wartościami niższymi (Rys. 23a) w stosunku do materiału B, w którym ich zawartość wyniosła: Fe 0,064%, Mn 0,013%, Zn 0,009% (Rys. 23b). Jest to niewątpliwie spowodowane obecnością w złożu składników pokarmowych wspierających proces produkcji biometanu Rys. 25.



Rys. 25. Produkcja biometanu z obornika krowiego: materiał A i materiał B (opracował G. Wałowski).

Czyli dla grupy aktywnej (złoża zwarte) materiał A wykazuje dynamiczny wzrost produkcji biometanu, przy wartościach niższych składników pokarmowych – z jednym wyjątkiem dla Cu 0,0019% (materiał A), które jest wyższe w stosunku do Cu 0,0015% (materiał B).

4.6. SYNTETYCZNY OPIS PRAC

4.6.1. Praca nr O1

Uprawa roślin ma szczególne znaczenie w pokryciu zapotrzebowania na cele konsumpcyjne i paszowe oraz w coraz większym zakresie również na energetyczne [Jeziorska-Thöle i in. 2016]. Postęp cywilizacyjny, naukowo – techniczny i idący za tym rozwój gospodarczy powodują ciągły wzrost zużycia energii elektrycznej i paliw transportowych na całym świecie, czego skutkiem jest wzrost stężenia zanieczyszczeń, degradacja środowiska (woda, gleba, powietrze) [Katircioglu 2014, Balsalobre-Lorente i in. 2018, Wang i Lin 2019]. Kompleksowe oceny energochłonności produkcji, dokonywane tzw. metodą ciągnioną zapoczątkowano pod koniec lat 70. XX wieku [Szeptycki 2002]. W Europie, prekursorem takich badań był Pellizzi (1992, 2000). Wskaźniki energetyczne poszczególnych środków produkcji różnią się czasami dość istotnie w zależności od autorów, zmienia się ich wartość wraz z upływem czasu, co spowodowane jest zmianami w metodach produkcji przemysłowej, pełniejszymi i dokładniejszymi badaniami zużycia energii w różnych dziedzinach życia i działalności produkcyjnej człowieka [Szeptycki 2002, Fathollahi i in. 2018]. Energotechnologiczną metodę do oceny efektywności transformacji gospodarki żywnościowej zaproponował Nowacki (1999), który przedstawił przesłanki makroekonomicznego postrzegania systemu gospodarki żywnościowej. Obejmują one problematykę wzajemnych powiązań mierników ekonomicznej, energetycznej i socjologicznej efektywności gospodarowania.

Efektywność energetyczną technologii produkcji kukurydzy na kiszonkę - uwzględniając warunki polskich gospodarstw rolnych – opisano w pracy **O1**.

Konieczna, A.; Roman, K.; Roman, M.; Śliwiński, D.; Roman, M. Energy Efficiency of Maize Production Technology: Evidence from Polish Farms. *Energies* 2021, 14(1), 170, <https://doi.org/10.3390/en14010170>

Celem pracy było określenie wpływu zastosowanych technologii produkcji kukurydzy na kiszonkę, w tym nakładów energetycznych w łańcuchu produkcyjnym (uprawa, zbiór, formowanie przymy), na efektywność energetyczną i wskazanie wariantu najkorzystniejszego pod względem efektywności energetycznej.

Podjęto próbę określenia efektywności energetycznej technologii produkcji kukurydzy na kiszonkę wyprodukowanej przy użyciu różnych technologii na podstawie analizy

energochłonności produkcji (energia skumulowana w materiałach, maszynach, narzędziach, pracy ludzi, nośnikach energii) oraz wskazanie nakładu, który ma największy wpływ na efektywność energetyczną w badanych technologiach.

Jednym z elementów wpływających na energochłonność procesu produkcji są nakłady energetyczne wynikające z zużycia konwencjonalnych nośników energii w zastosowanych technologiach. Z tej grupy nośników energii, w badanych i analizowanych technologiach produkcji był to olej napędowy (ON).

Energochłonność skumulowana nośników energii w postaci oleju napędowego w badanych technologiach była zróżnicowana. W skrajnych przypadkach różnice były ponad dwukrotne. Z danych wynika, że energochłonność skumulowana nośników energii wahała się od 4 684,11 (technologia 6) do 17 162,61 MJ·ha⁻¹ (technologia 10).

Średnia wartość energochłonności skumulowanej nośników energii w badanych technologiach uprawy kukurydzy na kiszonkę wyniosła 10 561,90 MJ·ha⁻¹.

Na energochłonność technologii produkcji wpływa także energia skumulowana związana z wykorzystaniem ciągników, maszyn i narzędzi do produkcji kukurydzy na kiszonkę. Z wyliczeń wynika, że udział strumienia energii, skumulowanej w ciągnikach, maszynach i narzędziach, w całkowitej energii skumulowanej wahał się od 524,26 MJ·ha⁻¹ (technologia 1) co stanowiło 1% w nakładach z tego strumienia ogółem do 12 196,21 MJ·ha⁻¹, co stanowiło 23,4 % (technologia 5).

Średnia wartość dla obliczonej energochłonności skumulowanej w ciągnikach, maszynach i narzędziach wyniosła 3 886,28 MJ·ha⁻¹.

Rozpatrywanym strumieniem energetycznym były także nakłady pracy ludzi. Wskaźnik energochłonności do obliczeń energii skumulowanej zawartej w pracy ludzkiej wyraża równowartość energetyczną 1 rbh pracy ludzi w danej technologii produkcji. Z obliczeń wynika, że energochłonność skumulowana związana z pracą ludzi mieściła się w przedziale od 1 032,00 MJ·ha⁻¹ do 6 016,00 MJ·ha⁻¹. Wartość najmniejsza wystąpiła w technologii 7 i stanowiła 4,6% udziału w strukturze całkowitej energochłonności skumulowanej. Największą wartością charakteryzowała się technologia 10, w której nakłady skumulowane pracy ludzkiej stanowiły 13,2% udziału nakładów ogółem.

Wartość średnia dla obliczonych energochłonności skumulowanych w badanych technologiach dla rozpatrywanego strumienia energetycznego to 3 439,90 MJ·ha⁻¹.

W badanych technologiach produkcji kukurydzy na kiszonkę rozpatrywanym strumieniem energetycznym było także zużycie materiałów i surowców. Udział strumienia energii

skumulowanej w materiałach, w całkowitej energii skumulowanej wahał się od 3 924,32 MJ·ha⁻¹, co stanowiło 32,1% (technologia 13), do 31 845,65 MJ·ha⁻¹, co stanowiło 63,0% (technologia 1).

Średnia wartość energochłonności skumulowanej w materiałach dla analizowanych technologii wyniosła 20 847,77 MJ·ha⁻¹.

Określono strukturę energochłonności skumulowanej w badanych technologiach, dokonano obliczeń dla poszczególnych strumieni energetycznych, tj. nośników energii, nakładów pracy, materiałów i surowców oraz ciągników, maszyn i narzędzi. Przedstawiono udział skumulowanych nakładów materiałowo – energetycznych w technologiach uprawy kukurydzy na kiszonkę z czterech strumieni energii: w ciągnikach, maszynach i narzędziach, środkach transportu, a także w częściach zamiennych i materiałach wykorzystywanych do napraw tego sprzętu, bezpośrednim nośniku energii, tj. w oleju napędowym, w materiałach i surowcach użytych do produkcji oraz nakładach pracy ludzkiej.

Spośród analizowanych strumieni energii największy udział w całkowitej energochłonności skumulowanej stanowiły materiały i surowce – od 32,1% w technologii 13 do 73,5% w technologii 3. Średnio, udział energii skumulowanej w materiałach i surowcach wyniósł 53,7%. Mniejszy udział w całkowitej energochłonności wykazywały nakłady energii związane z wykorzystaniem – do zabiegów i czynności agrotechnicznych w łańcuchu produkcji - oleju napędowego. Wartości te wahały się od 14,6% (technologia 3) do 42,2% (technologia 13). Średni udział energii skumulowanej w nośnikach energii to 27,5%. Kolejnym elementem mającym wpływ na całkowitą energochłonność produkcji była energia skumulowana w ciągnikach, maszynach i narzędziach. Średni udział nakładów z tego strumienia to 10,2%. W analizowanych technologiach wartości energochłonności ciągników, maszyn i narzędzi wahały się od 1,0% (technologia 1) do 23,4% (technologia 5). Najmniejszy udział w całkowitej energochłonności skumulowanej produkcji stanowiła energia skumulowana w pracy ludzkiej. Udział nakładów z tego strumienia energii wahał się w przedziale od 3,4% (technologia 3) do 13,2% (technologia 10), a średnia wartość wyniosła 8,6%. Przedstawiono wyniki obliczeń energii skumulowanej we wszystkich rozpatrywanych strumieniach energii dla każdej z badanych technologii produkcji kukurydzy na kiszonkę. Przedstawiono również procentowy udział energii skumulowanej w każdym z analizowanych strumieni w badanych technologiach.

W pracy przedstawiono wyniki analizowanych wariantów technologicznych produkcji kukurydzy na kiszonkę obejmujących: etap polowy produkcji, poprzez zbiór do przygotowania surowca do zakiszania. Wykazano, że:

1. w strukturze nakładów energii poniesionych na jej produkcję, największy udział mają nakłady energii skumulowanej w materiałach i surowcach – średnio 53,7%, a w tym strumieniu energii największy udział przypadł na nawozy (średnio 98% przyjmując jako 100% średnią energię skumulowaną w materiałach i surowcach),
2. w energochłonności produkcji najmniejszy udział w strukturze nakładów miała energia pracy ludzi – w zależności od technologii od 0,6 do 0,9% - średnio 8,6%,
3. nakłady energii skumulowanej ze wszystkich strumieni w badanych technologiach mieściły się w zakresie od 12 233,01 MJ·ha⁻¹ do 52 229,49 MJ·ha⁻¹ odpowiednio w technologiach 3 i 5, średnio 38 735,83 MJ·ha⁻¹,
4. średni wynik efektywności energetycznej dla badanych technologii produkcji kukurydzy na kiszonkę wyniósł 1,44, minimalny (pomijając technologie, które wykazały się brakiem efektywności) 1,04, a maksymalny 2,94,
5. najkorzystniejszym rozwiązaniem technologicznym z punktu widzenia efektywności energetycznej był wariant 13. Na podstawie wyników, można stwierdzić, że stosunkowo niski poziom nawożenia naturalnego i brak nawożenia mineralnego, na tyle zmniejszyły energochłonność produkcji zielonki z kukurydzy (12 233,01 MJ·ha⁻¹), że pomimo najniższego - w badanych technologiach - plonu uzyskano najwyższy wskaźnik efektywności energetycznej. Przyjmując jako 100% wartość średnią energii skumulowanej w materiałach i surowcach dla badanych technologii (20 847,75 MJ·ha⁻¹) w wariantcie 13 energia skumulowana z tego strumienia była niższa od średniej o 81,2%, co wpłynęło istotnie na wskaźnik efektywności energetycznej produkcji kukurydzy na kiszonkę. Energia skumulowana w plonie w tej technologii była niższa od średniej (50 054,15 MJ·ha⁻¹) o 28,1%. W technologii tej wskaźnik efektywności energetycznej był wyższy od tegoż wskaźnika w odniesieniu do technologii najmniej korzystnej pod względem energetycznym - jednak o wskaźniku powyżej 0 (1,04 technologia 12) - o 182%,
6. dla dwóch spośród badanych technologii wskaźnik efektywności energetycznej był mniejszy od jedności (0,95 i 0,99). Oznaczało to, że rozwiązania technologiczne zastosowane w wariantach oznaczonych odpowiednio numerami 3 i 5 wykazały brak efektywności energetycznej, nakłady energii skumulowanej poniesione na wyprodukowanie jednostki plonu biomasy były większe od energii w nim skumulowanej. Wyższy poziom plonowania i energia skumulowana plonu – 40 000,00 MJ·ha⁻¹ i 51 696,00 MJ·ha⁻¹ (odpowiednio w technologii 3 i 5) - nie zrekompensowały wysokich nakładów energii poniesionych do ich osiągnięcia – 42 116,45 MJ·ha⁻¹ w technologii 3 i 52 229,49 MJ·ha⁻¹ w technologii 5. Były to rozwiązania nieuzasadnione pod względem energetycznym.

Decydując się na wybór danego rozwiązania technologicznego, należy pamiętać, że wzrost plonów nie jest liniowy ze wzrostem ponoszonych nakładów - istnieje punkt, do którego zwiększanie poziomu nakładów jest uzasadnione. Powyżej pewnej wartości, zależnej od np. rodzaju uprawy, wielkości gospodarstwa, systemu uprawy, rosnące nakłady energetyczne nie są rekompensowane w plonie.

Na podstawie uzyskanych wyników, stwierdzono, że pod względem efektywności energetycznej uprawa kukurydzy jest uzasadniona i może przynosić korzyści energetyczne. Rachunek energetyczny powinien być istotnym elementem stosowanym do oceny produkcji roślinnej, która często ograniczana jest do kryteriów ekonomicznych i produkcyjnych. Odpowiednio dobrane technologie produkcji kukurydzy na kiszonkę czynią ją bardzo atrakcyjną pod względem energetycznym, co nabiera szczególnie istotnego znaczenia w dobie obowiązku wykorzystywania energii ze źródeł odnawialnych. Efektywność energetyczna dalszego wykorzystania uzależniona będzie od technologii przetwarzania zastosowanej np. w biogazowni.

4.6.2. Praca nr O2

Pomimo różniących się stanowisk odnośnie przyczyn zachodzących zmian klimatycznych podejmowane są działania mające na celu zmniejszenie emisji gazów cieplarnianych (GHG) i stabilizację ich stężenia w atmosferze. Do osiągnięcia tych celów niezbędne jest przeprowadzenie interdyscyplinarnych badań i współpraca agronomów, gleboznawców, ekologów i władz środowiskowych. Wraz z rozwojem społeczno – gospodarczym Polski wzrasta znaczenie gospodarki energetycznej, także w rolnictwie. Postęp cywilizacyjny, naukowo – techniczny i idący za tym rozwój gospodarczy powodują ciągły wzrost zużycia energii elektrycznej i paliw transportowych na całym świecie, czego skutkiem jest wzrost stężenia zanieczyszczeń, degradacja środowiska (woda, gleba, powietrze). Szczególnie uciążliwymi zanieczyszczeniami powietrza pochodzącymi z rolnictwa są amoniak, podtlenek azotu, tlenki azotu, metan, dwutlenek węgla, odory i pyły [Rzeźnik i in. 2017]. Według danych Międzynarodowej Agencji Energetycznej IEA (International Energy Agency) [IEA 2017] obecny system energetyczny oparty jest głównie na energii ze źródeł konwencjonalnych. Według raportu EIA (Energy Information Administration) [EIA 2015], do roku 2040 światowe zużycie energii wzrośnie o 56%, co spowoduje wzrost światowej emisji CO₂ o 46%. Zwiększenie energochłonności technologii jest skorelowane z redukcją emisji gazów cieplarnianych [Prindle 2009, Nadel i Ungar 2019].

Emisje gazów cieplarnianych i amoniaku, a efektywność energetyczna technologii uprawy kukurydzy na kiszonkę - uwzględniając polskie gospodarstwa rolne - zaprezentowano w publikacji nr O2:

Konieczna, A.; Roman, K.; Borek, K.; Grzegorzewska, E. GHG and NH₃ Emissions vs. Energy Efficiency of Maize Production Technology: Evidence from Polish Farms; a Further Study. *Energies* 2021, 14, 5574. <https://doi.org/10.3390/en14175574>

Celem pracy było wskazanie optymalnego wariantu technologicznego uprawy kukurydzy na kiszonkę pod względem emisji gazów cieplarnianych.

Podjęto próbę opisanie korelacji pomiędzy emisjami gazów cieplarnianych z efektywnością energetyczną badanych technologii uprawy kukurydzy na kiszonkę.

Na podstawie przyjętych założeń, informacji o osiągniętym plonie, ilości zużytego paliwa oraz wyników obliczeń ilości azotu dostarczonego wraz z nawozami, obliczonego w zależności od rodzaju nawozu oszacowano ilość emisji GHG i NH₃ w badanych technologiach produkcji

kukurydzy na kiszonkę. Rozpatrywane warianty produkcji kukurydzy na kiszonkę różnicowane były pod względem rodzaju i ilości zastosowanego nawożenia. W 12 spośród 13 wariantów uprawy zastosowano nawożenie naturalne; w 7 przypadkach był to nawóz bydlęcy (MS1-5, MS12-13), w 5 trzody chlewnej (MS6, MS8-11). W technologii MS7 stosowano tylko nawożenie mineralne, natomiast w MS13 zastosowano tylko nawożenie naturalne. Wraz z nawozami z obornikiem i gnojowicą do upraw dostarczono do upraw od 0,0 (MS7) do 207,6 kg N·ha⁻¹ (MS1). Nawożenie mineralne dostarczyło od 0 (MS13) do 181,0 kg N·ha⁻¹ (MS3). W przeliczeniu na czysty składnik, średnia dawka N z nawozów naturalnych wyniosła 115,5 kg N·ha⁻¹, a z mineralnych 104,0 kg N·ha⁻¹. Średnia, łączna dawka N na hektar wyniosła 219,4 kg N·ha⁻¹.

Otrzymane ilości emisji GHG i NH₃ dla badanych technologii upraw produkcji kukurydzy na kiszonkę odniesiono do jednostki powierzchni - 1 hektar - i jednostki plonu - 1 tona.

Zamieszczono szacunki ilości emisji GHG i NH₃ (kg), które zostały uwolnione do atmosfery w wyniku zastosowania nawozów nieorganicznych, organicznych i spalania paliwa na jednostkę powierzchni (ha). Ilości wyemitowanych zanieczyszczeń w postaci GHG mieściły się w zakresie od 535,677 (technologia MS13) do 2 657,868 kg·CO₂eq·ha⁻¹ (technologia MS1). Średnia ilość emisji tych gazów z 1 hektara z 13 badanych technologii wyniosła 1 848,030 kg·CO₂eq·ha⁻¹. W przypadku emisji amoniaku (NH₃) najmniej tego zanieczyszczenia zostało wyemitowane w technologii MS13 - 0,012 kg NH₃·ha⁻¹, w której azot dostarczony był jedynie w formie nawozów naturalnych. Największa ilość amoniaku (NH₃) z hektara została wyemitowana w technologii MS3 – 32 711,677 kg NH₃. Średnia ilość emisji NH₃ przypadająca na jednostkę powierzchni z 13 badanych technologii wyniosła 15 261,808 kg NH₃·ha⁻¹.

W pracy przedstawiono wyniki i ich analizę, która wykazała ujemną korelację między efektywnością energetyczną a emisją GHG do atmosfery z badanych technologii produkcji kukurydzy na kiszonkę - wraz ze zwiększeniem efektywności maleje obciążenie środowiska (atmosfery) emisjami GHG. Wyniki analizy porównawczej emisji GHG i NH₃ w poszczególnych wariantach technologicznych produkcji kukurydzy na kiszonkę, z uwzględnieniem nakładów produkcyjnych jako źródeł emisji: nawozów naturalnych i mineralnych oraz zużycia paliwa w odniesieniu do jednostki powierzchni oraz poziomu plonowania, planuje się wykorzystać w kolejnych etapach badań polegających na przeprowadzeniu analiz i rozważań dotyczących możliwości ograniczenia emisji z poszczególnych źródeł poprzez wprowadzenie w produkcji praktyk rolniczych redukujących ich powstawanie.

4.6.3. Praca nr O3

Zachodzące zmiany gospodarcze, klimatyczne rodzą konieczność zwrócenia szczególnej uwagi na możliwości pozyskiwania energii. Znajduje to odzwierciedlenie w wielu badaniach na całym świecie, w polityce klimatycznej, w tym także Unii Europejskiej, która nakłada na kraje członkowskie obowiązek ograniczenia produkcji energii elektrycznej z węgla. Obecna sytuacja na arenie międzynarodowej wymusza konieczność zwiększenia udziału pozyskiwania energii ze źródeł odnawialnych. W 2018 roku dostawy energii odnawialnej stanowiły ok. 14% całkowitej światowej podaży energii pierwotnej [World Bioenergy Association. Global Bioenergy Statistics 2020]. Wg. szacunków, do roku 2026 globalne zapotrzebowanie na biopaliwa może wzrosnąć do 41 mld litrów [IEA 2021]. Poszukiwane są rozwiązania technologiczne przede wszystkim bardziej wydajne pod względem energetycznym, ale również bardziej przyjazne dla środowiska [Papadopoulou i in. 2015, Schneider i in. 2020, Usmani i in. 2021], o ekologicznym i ekonomicznym zrównoważonym podejściu do gospodarki np. osadami ściekowymi [Voća i in. 2021] poprzez alternatywną formę recyklingu składników odżywczych i materii organicznej z odpadów [Wiśniewski i in. 2018, Frankowski i Sieracka 2021, Usmani i in. 2021, Jha i in. 2022, Liu i in. 2023], a także opłacalne pod względem ekonomicznym [Przydatek i Wota 2020, Winkler i in. 2020, Swetha i in. 2022, Vávrová i in. 2022]. Zastosowanie komunalnych osadów ściekowych jako nawozu w produkcji przemysłowych roślin energetycznych jest ekologicznie i ekonomicznie zrównoważonym podejściem do gospodarki osadami ściekowymi. Ponadto, zastosowanie np. osadów ściekowych na glebach o niskiej jakości i w niekorzystnych warunkach klimatycznych czy wykorzystanie upraw na cele energetyczne z terenów rekultywowanych nie stwarza konkurencji dla konwencjonalnej produkcji żywności [Ajanovic 2011, Mańkowski i in. 2016, Rheay i in. 2021]. Masa pofermentacyjna będąca produktem ubocznym biogazowni (RES) dzięki niewielkim nakładom kosztów, po wysuszeniu i zgranulowaniu może zostać zgazowana, czyli odpad z jednego procesu wytwarzania energii staje się substratem w innym procesie wytwarzania energii [Wiśniewski i in. 2018].

Energia cieplna i emisja spalin z kotła zgazowującego zasilanego peletami sosnowymi i konopnymi zostały omówione w publikacji nr O3:

Konieczna, A.; Mazur, K.; Koniuszy, A.; Gawlik, A.; Sikorski, I. Thermal Energy and Exhaust Emissions of a Gasifier Stove Feeding Pine and Hemp Pellets. *Energies* 2022, 15(24), 9458. <https://doi.org/10.3390/en1524945>.

Celem pracy było określenie wpływu zastosowanych rodzajów biomasy - pelet konopny i pelet sosnowy - na parametry energetyczne i emisyjne kotłów do zgazowywania.

Podjęto próbę określenia i przedstawienia wyników badań adekwatnych do pochodzących z kotła używanego w małych domowych układach grzewczych o mocy znamionowej 20 kW.

Analizując uzyskane wartości współczynnika nadmiaru powietrza można stwierdzić, że we wszystkich przypadkach spalanie miało charakter zupełny i całkowity (wartość współczynnika większa od 1). W spalinach nie stwierdzono w ogóle zawartości tlenu węgla, co potwierdza niniejszą hipotezę. Przy bardzo podobnej ilości dostępnego powietrza w każdym z badanych przypadków największy współczynnik nadmiaru powietrza uzyskano dla paliwa C100. Dla paliwa P100 była to wartość 4-krotnie mniejsza. Należy zaznaczyć, że charakterystyczną cechą badanego kotła jest bezpieczny sposób regulacji podawanego paliwa. Nawet przy niekontrolowanym zmniejszeniu dopływu powietrza masa paliwa pozostająca w komorze palnika zgazowującego jest na tyle mała, że jej spalanie nie spowoduje emisji tlenu węgla.

Analiza składu spalin wykazała także, że jednym ze składników spalin (choć w niewielkich ilościach) jest wodór występujący głównie w spalinach paliwa P100. Prawdopodobnie dzieje się tak dlatego, że przy podobnym składzie pierwiastkowym drewna sosnowego i konopi (udział wodoru 6-7%) [Kraszkiewicz i in. 2019] nie wszystkie wodory zdążyły się wydzielić z biomasy i spalić się podczas pracy kotła zasilanego paliwem P100, a zatem jego pozostałości mogą pojawić się w spalinach. Jednakże również Jasinskas i in. (2020) zaobserwowali niespalone węglowodory HC C_xH_y w stężeniach 26.0–127.9 ppm w spalinach peletu konopnego.

Wg badań Frankowskiego i Sierackiej (2021), wartość kaloryczna biomasy konopi odmiany Henola wyniosła $18,3 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ przy cieple spalania $17,1 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ [Frankowski i Sieracka 2021]. Knutel i in. (2022) otrzymali wartość kaloryczną peletu z konopi $17,01 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$, przy niskiej zawartości popiołu (7,26%). Kraszkiewicz i in. (2019) otrzymali wartość kaloryczną peletu z konopii: $16,6 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$, natomiast wartość kaloryczna peletu ze słomy wyniosła $15,82 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$, podczas gdy peletu z drewna $17,49 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$. Badania Stolarskiego i in. (2022) wykazały, że rodzaj drewna istotnie różnicuje wszystkie parametry jakościowe peletów, a tylko pelety wytworzone z dwóch spośród siedmiu badanych przez nich gatunków drzew (*P. sylvestris* i *P. strobus*) spełniały najbardziej restrykcyjne normy. W ich badaniach porównawczych najwyższą wartość kaloryczną otrzymali dla peletu sosnowego $20,55 \text{ GJ} \cdot \text{Mg}^{-1}$ s.m. Przeglądu technologii brykietowania dokonali Kaur i in. (2017). W przedstawionych badaniach (O3) nie

uwzględniono tego parametru (jakość peletu) a jego kaloryczność. Nie badano jakości peletów, ponieważ kocioł, na którym prowadzono opisane w niniejszej pracy badania “toleruje” pelet, który jest nawet pokruszony, co nie wpływa negatywnie na jego sprawność.

Konopie charakteryzują się wysoką zawartością suchej masy, wysoką koncentracją energetyczną w przeliczeniu na hektar i dobrym wskaźnikiem efektywności energetycznej na wejściu [Pudelko i in. 2010, Kraszkiewicz i in. 2019] co w połączeniu ze stosunkowo niskim kosztem wytworzenia jednostki energii i jednoczesnym intensywnym wzrostem areału upraw konopi przemysłowych, a ostatnio także medycznych, co jest silnie skorelowane z ilością odpadów uzależnioną od kierunków wykorzystania, stawia je w pozycji obiecującego i z wielkimi perspektywami odnawialnego źródła energii.

Wg portalu wolnekonopie.org oraz rozeznania rynku, cena na jesień 2022 peletu drzewnego wynosiła średnio w Polsce $600 \text{ EUR} \cdot \text{t}^{-1}$, a peletu konopnego - $380 \text{ EUR} \cdot \text{t}^{-1}$ [<https://wolnekonopie.org/2022/11/pellet-konopny>]. Koszty produkcji peletu konopnego w porównaniu z peletem drzewnym obniżają możliwość rezygnacji z dosuszania (niezbędnego w produkcji peletu drzewnego) oraz zawarte w konopiach naturalne substancje sklejające. W obu przypadkach koszty produkcji ulegają podwyższeniu w związku z koniecznością rozdrobnienia materiału [Kakitis i in. 2016]. Przyjmując przytoczone powyżej ceny peletów, na podstawie otrzymanych wyników ilości uzyskanego ciepła z jednego kilograma paliwa, koszt wytworzenia 1 MJ energii cieplnej wyniósł ok. 0,03 Eur - zarówno w przypadku konopi jak i sosny. Uwzględniając moc kotła i jego sprawność w poszczególnych wariantach, najefektywniejszym paliwem okazała się mieszanka C75/P25, dla której koszt wytworzenia jednej kilowatogodziny ciepła był najmniejszy – $0,66 \text{ EUR} \cdot \text{kWh}^{-1}$.

W pracy przedstawiono korzyści, jakie daje wykorzystanie odpadowej biomasy konopnej w postaci peletów do celów energetycznych. Dzięki ich zastosowaniu uzyskane parametry energetyczne i emisje związane z jednostką wyprodukowanej energii były niższe lub porównywalne z wynikami otrzymanymi dla biomasy sosnowej. Wykorzystanie peletu konopnego spowodowało zmniejszenie mocy badanego urządzenia grzewczego, co wynikało głównie z jego mniejszej gęstości usypnej. Efekt ten można zniwelować poprzez zmianę automatyki kotła - zwiększenie dawki podawanego paliwa. W badaniach nie zastosowano tej regulacji, aby nie zmieniać warunków eksperymentalnych, które były takie same dla każdego rodzaju mieszaniny paliw. Stwierdzono, że konopie stanowiące materiał odpadowy są uzasadnionym ekonomicznie substytutem surowca sosnowego. Ze względu na wyczerpywanie się zasobów paliw kopalnych oraz politykę klimatyczną zmierzającą do redukcji emisji szkodliwych związków do atmosfery, paliwa wytworzone z biomasy, zwłaszcza niedrzewnej,

umożliwią realizację celów środowiskowych, a jednocześnie będą jednym z tańszych materiałów wykorzystywanych do wytwarzania ciepła.

Uzyskane wyniki badań stanowią inspirację i posłużą do zaprojektowania badań terenowych mających na celu poszerzenie wiedzy na temat wpływu technologii uprawy konopi (energochłonności) na ich potencjał energetyczny oraz na ilość emisji poszczególnych gazów w spalinach podczas ich zgazowania. Ułatwią one projektowanie korzystnych dla środowiska scenariuszy, które wypełnią lukę w wiedzy w tym zakresie.

4.6.4. Praca nr O4

2 lutego 2021 r., w Polsce, po 12 latach od ustanowienia poprzedniej polityki sektora paliwowo-energetycznego przyjęto nowy dokument strategiczny, wyznaczający kierunki rozwoju tego sektora. „Polityka energetyczna Polski do 2040 r.” w zakresie transformacji energetycznej, stanowiący podstawę programowania środków unijnych związanych z sektorem energii jak i realizacji potrzeb gospodarczych wynikających z osłabienia gospodarki pandemią COVID-19. W dokumencie zawarte są dążenia do gospodarki niskoemisyjnej, poprzez realizację sprawiedliwej transformacji energetycznej, rozwój Odnawialnych Źródeł Energii (OZE), poprawę efektywności energetycznej oraz poprawę jakości powietrza. Długoterminowo, proces transformacji wymaga zwiększenia wykorzystania technologii OZE w wytwarzaniu ciepła, zwiększenia wykorzystania paliw alternatywnych w transporcie, także poprzez rozwój elektromobilności i wodoromobilności [Ram i in. 2022, Zhang i in. 2023] z uwzględnieniem zrównoważonych rozwiązań dla rozwoju sektora transportu [Dominković i in. 2018]. Transport odpowiada za około 30% globalnego zużycia energii, dlatego transport oparty na paliwach odnawialnych ma ogromny wpływ na zrównoważoną przyszłość energetyczną, a pojazdy elektryczne (EV) mogą być rozwiązaniem uwzględniającym synergię między czystym transportem a niskoemisyjną energią elektryczną [Hertwich i in. 2015, Plötz i in. 2017, Watari i in. 2019].

Zużycie paliwa, emisje zanieczyszczeń powietrza i możliwości ograniczenia emisji CO₂ ze źródeł liniowych w modelowej gminie wiejskiej zaprezentowano w publikacji nr **O4**:

Konieczna, A.; Roman, K.; Rzdokiewicz, W. Fuel Consumption, Emissions of Air Pollutants and Opportunities for Reducing CO₂ Emissions from Linear Sources in the Model Rural Municipality. *Energies* 2023, 16, 5553. <https://doi.org/10.3390/en161455>.

Celem pracy było przedstawienie potencjalnych korzyści środowiskowych – redukcja emisji GHG ze źródeł liniowych - dla terenów wiejskich jakie można by osiągnąć w wyniku zastosowania/wdrożenia zaproponowanych scenariuszy oraz wskazanie najkorzystniejszego ze względu na osiągnięty poziom redukcji emisji gazów cieplarnianych ze źródeł liniowych.

Podjęto próbę określenia korzyści środowiskowych w postaci ograniczeń emisji zanieczyszczeń do atmosfery ze źródeł liniowych – na podstawie opracowanych scenariuszy wraz z ich wariantami oraz wskazanie najkorzystniejszego scenariusza spośród opracowanych w oparciu założenia ograniczenia w przemieszczaniu się mieszkańców modelowej gminy

wiejskiej prywatnymi środkami transportu na rzecz transportu zbiorowego z uwzględnieniem transportu rowerowego.

W oparciu o przyjętą metodykę, uwzględniając założenia w niej zawarte dokonano szacunków dobowej emisji zanieczyszczeń pochodzących z odbywającego się na terenie gminy transportu. Na drogach krajowych najczęściej CO₂ emitują samochody osobowe, łącznie 16 189 kg na dobę. Nieznacznie mniej – 15 348 kg CO₂ na dobę emitują samochody ciężarowe. Transport zbiorowy odpowiada za emisję jedynie 417,20 kg CO₂ na dobę. Z transportu na drogach wojewódzkich najczęściej emisji pochodzi z samochodów osobowych, aż 124 085 kg CO₂ na dobę. Na powiatowych i gminnych odpowiednio 48 078 i 110 086 kg CO₂ na dobę. Największe emisje w kategorii mikrobusów oszacowano na drogach gminnych i wyniosły 4 924 kg CO₂ na dobę.

W celu oszacowania emisji pozostałych zanieczyszczeń ze spalania paliwa z wykorzystaniem wskaźników emisji paliw, konieczne było uwzględnienie kategorii pojazdu oraz rodzaju stosowanego paliwa. Oszacowano dobowe emisje CO, NMLZO, NO_x i PM ze środków transportu w modelowej gminie. Za największe emisje CO, NMLZO odpowiadają, na każdej z analizowanych rodzajów dróg, samochody osobowe. Największe emisje NO_x i PM na analizowanym terenie modelowej gminy powodowały samochody ciężarowe. Dienne emisje różnych zanieczyszczeń do atmosfery ze źródeł liniowych w modelowej gminie zostały oszacowane na podstawie danych z GDDKiA (2010) – rok bazowy. Zanieczyszczenia tymi są: CO, NMLZO (niemetanowe lotne związki organiczne), NO_x (tlenki azotu) i PM (pył zawieszony). Uwalniane są one podczas spalania paliw kopalnych przez silniki pojazdów. Głównym źródłem tlenku węgla (CO) jest niepełne spalanie paliw zawierających węgiel. Niemetanowe lotne związki organiczne (NMLZO), emitowane w spalinach potencjalnie są odpowiedzialne za tworzenie ozonu i smogu na poziomie gruntu. Tlenki azotu, powstają, gdy azot i tlen reagują ze sobą w wysokich temperaturach, co ma miejsce podczas spalania paliwa w silnikach spalinowych znajdujących się w pojazdach, które jest głównym ich źródłem. Pył zawieszony (PM) odnosi się do drobnych cząstek zawieszonych w powietrzu, które mogą być emitowane bezpośrednio ze spalin samochodowych lub generowane w procesach wtórnych.

W celu obliczenia ograniczenia emisji, redukcje możliwe do osiągnięcia w każdym wariantcie zostały odjęte od emisji, które wystąpiły w roku bazowym. Uwzględniono ilości redukcji emisji CO₂ ze źródeł liniowych, możliwe do osiągnięcia w każdym wariantcie w stosunku do emisji w roku bazowym 2010.

Z dokonanych obliczeń wynika, że najkorzystniejszym wariantem ze względu oddziaływania na środowisko jest scenariusz stanowiący połączenie wariantu ograniczenia transportu

prywatnego na rzecz transportu rowerowego i publicznego (Ib i II b). W przypadku tym możliwe jest ograniczenie emisji CO₂ o 34%, emisja tego gazu na dobę zmniejszy się o 143 859,83 kg. Wyniki przedstawione w niniejszym artykule opierają się na obliczeniach dokonanych przez autorów na pewnym zestawie N elementów - analizowany zbiór danych zawiera łącznie osiem ważonych elementów (N), które wykorzystano do analizy. Biorąc pod uwagę sumę wszystkich wartości w analizowanym zbiorze danych, a także dzieląc ją przez liczbę elementów, obliczono średnią wartość $7,84 \cdot 10^4$. Najmniejsza wartość dla elementów w analizowanym zbiorze danych to wartość $1,16 \cdot 10^4$. Najwyższa wartość w zbiorze danych spośród analizowanych elementów wynosi $14,39 \cdot 10^4$. Odchylenie standardowe, będące miarą rozproszenia danych wokół średniej, w tym przypadku wyniosło $4,34 \cdot 10^4$. Im wyższe odchylenie standardowe, tym większa zmienność lub rozrzut wartości w zestawie danych.

W pracy przedstawiono redukcję emisji CO₂ ze źródeł liniowych w modelowej gminie wiejskiej, która, aby osiągnąć zamierzone skutki, wymaga podjęcia działań zarówno na poziomie indywidualnym, jak i społecznym. O ile źródła emisji liniowej najczęściej związane są z większymi aglomeracjami miejskimi, obszarami wzdłuż głównych szlaków transportowych, a skutki oddziaływania emitowanych przez nie zanieczyszczeń najbardziej dotkliwe i odczuwalne są w obrębie miast to, jak wykazały przeprowadzone analizy:

1. nie pozostają bez znaczenia również na obszarach gmin wiejskich, przez które często przebiegają szlaki komunikacyjne. System transportu w dużej mierze wpływa na stan jakości powietrza, również na terenach wiejskich. Obszary gmin wiejskich w wielu przypadkach doświadczają dużego natężenia ruchu spowodowanego przejazdami pojazdów i autokarów przewożących turystów przez te obszary. Wpływ transportu na gminy - zarówno miejskie, jak i wiejskie - zależy nie tylko od natężenia ruchu odbywającego się na drogach, ale także od płynności i organizacji ruchu, a także od jakości dróg i stanu pojazdów;
2. aby zmniejszyć ilość CO₂ emitowanego ze źródeł liniowych w modelowej gminie wiejskiej, należy podjąć szereg działań zarówno na poziomie indywidualnym, jak i społecznym. Dostarczanie wiarygodnych wyników badań mieszkańcom gmin wiejskich jest jednym z najważniejszych elementów w procesie przekonywania ich o korzyściach płynących z ochrony środowiska. Wdrożenie zaproponowanych rozwiązań spowoduje redukcję emisji CO₂ - na różnym poziomie w zależności od przyjętego scenariusza - co będzie miało również pozytywny wpływ na zdrowie i gospodarkę. Zmianom klimatu można przeciwdziałać poprzez planowanie zrównoważonego rozwoju, inwestowanie w

odnawialne źródła energii, promowanie efektywności energetycznej i edukowanie społeczeństwa w zakresie ochrony środowiska;

3. wraz z rozwojem ruchu pieszego i rowerowego oczekiwać należy inwestycji zmniejszających zagrożenia bezpieczeństwa wynikające ze wspólnego wykorzystywania jezdni przez wszystkich uczestników ruchu, w szczególności „niechronionych uczestników ruchu” (piesi i rowerzyści) zmuszonych często do korzystania z jezdni ze względu na brak chodników i ścieżek rowerowych;
4. cały czas problemem w gminach wiejskich jest ograniczony dostęp do transportu publicznego, niska częstotliwość połączeń i słabo rozwinięte połączenia wewnętrzne.

4.6.5. Praca nr O5

Pomimo różniących się stanowisk odnośnie przyczyn zachodzących zmian klimatycznych podejmowane są działania mające na celu zmniejszenie emisji gazów cieplarnianych (GHG) i stabilizację ich stężenia w atmosferze. Na potrzeby sprawozdawcze sporządzane są krajowe inwentaryzacje emisji zanieczyszczeń wprowadzanych do atmosfery, które w rozumieniu międzynarodowym są zestawem danych informujących o rocznej emisji poszczególnych substancji w kraju. W Polsce, instytucją zajmująca się obliczaniem i raportowaniem emisji na potrzeby konwencji międzynarodowych, zobowiązań europejskich oraz na potrzeby krajowe jest Zespół Inwentaryzacji Emisji w Krajowym Ośrodku Bilansowania i Zarządzania Emisjami (KOBiZE) w Instytucie Ochrony Środowiska – Państwowym Instytucie Badawczym, nadzorowany przez Ministra Klimatu [Dz. U. 2009 r. nr 130 poz. 1070, Dz. U. 2022 r. poz. 673]. Spośród wielu dziedzin działalności człowieka duży udział w emisji GHG, zwłaszcza dwutlenku węgla (CO_2), metanu (CH_4) i podtlenku azotu (N_2O) do atmosfery ma rolnictwo. W sektorze tym wyodrębniamy strumień emisji GHG z produkcji roślinnej i zwierzęcej. Głównymi źródłami emisji GHG w sektorze rolnictwa są: fermentacja jelitowa (emisja CH_4), odchody zwierzęce (emisja CH_4 , N_2O), emisja bezpośrednia z gleb (emisja N_2O), w tym m. in.: stosowanie nawozów mineralnych, organicznych, resztki poźniwne, emisja N_2O z odchodów zwierząt na pastwiskach i wygonach, emisja pośrednia z gleb (emisja N_2O); z depozycji związków azotu (NH_3 , NO_x) z atmosfery do gruntu i pochodzącej z wymywania azotu z gruntu, spalanie odpadów roślinnych (emisja CH_4 i N_2O). Emisję gazów cieplarnianych i amoniaku w modelowych technologiach produkcji zbóż w warunkach rolnictwa polskiego na przykładzie jęczmienia jarego zaprezentowano w publikacji nr O5:

Konieczna, A.; Koniuszy, A. Greenhouse gas and ammonia emissions in modelled cereal crop production under Polish agricultural conditions an example spring barley. *Journal of water and land development* **2024**, 61 (IV–VI): 39–47. DOI:10.24425/jwld.2024.150257.

Celem pracy było opracowanie modelowych technologii upraw jęczmienia jarego - ze względu na jego znaczący udział w strukturze zasiewów zbóż w Polsce - oraz oszacowanie emisji zanieczyszczeń do atmosfery na etapie jego uprawy.

Podjęto próbę wskazania rekomendowanych technologii uprawy jęczmienia jarego z uwzględnieniem założonego plonowania i dostosowanych do niego dawek nawozów mineralnych oraz zużycia paliwa przez ciągniki i maszyny podczas przeprowadzanych podczas

uprawy zabiegów i czynności agrotechnicznych. Analiza ilości emisji GHG i HN_3 z tych źródeł będzie podstawą w poszukiwaniu możliwości redukcji ich emisji z produkcji roślinnej.

Zgodnie z przyjętą metodyką badań oszacowano ilości emisji GHG (CO_2 , N_2O , CH_4) oraz NH_3 z analizowanych źródeł, przypadające na 1 ha uprawy oraz na 1 Mg plonu, które w celu możliwości porównywania ich przeliczono i wyrażono w jednostce ekwiwalentnej – CO_2eq . Emisje GHG w modelowych technologiach uprawy jęczmienia jarego wyniosły od 446,64 $\text{kg CO}_2\text{eq}\cdot\text{ha}^{-1}$ dla założonego plonu 3,32 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ do 940,04 $\text{kg CO}_2\text{eq}\cdot\text{ha}^{-1}$ dla plonu 7 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ – średnio 606,12 $\text{kg CO}_2\text{eq}\cdot\text{ha}^{-1}$, odchylenie standardowe – 196,01 $\text{kg CO}_2\text{eq}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Zastosowanie nawożenia oraz zużycie ON na wyprodukowanie 1 Mg plonu powodowało emisje 134,53 $\text{kg CO}_2\text{eq}\cdot\text{t}^{-1}$ dla plonu 3,32 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. W przypadku plonu 3,60 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ wyprodukowanie jednostki plonu (1 Mg) jęczmienia jarego powodowało wyemitowanie do atmosfery 136,48 $\text{kg CO}_2\text{eq}$ gazów cieplarnianych – średnio 134,48 $\text{kg CO}_2\text{eq}\cdot\text{t}^{-1}$, odchylenie standardowe 1,36 $\text{kg CO}_2\text{eq}\cdot\text{t}^{-1}$.

Oszacowane ilości emisji NH_3 , analogicznie do wyników emisji GHG, odniesiono do jednostki powierzchni (ha) i jednostki plonu (Mg). Oszacowana emisja amoniaku z zastosowania nawozów mineralnych - w odniesieniu do jednostki powierzchni - wyniosła 3,29 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ dla plonu 3,32 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ oraz 16,42 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ dla plonu 7 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ – średnio 7,53 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, odchylenie standardowe 5,23 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Na wyprodukowanie 1 Mg plonu jęczmienia jarego przypadało 0,99 kg NH_3 przy plonie 3,32 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ i 2,35 kg NH_3 przy plonie 7 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ – średnio 1,50 $\text{kg}\cdot\text{Mg}^{-1}$, odchylenie standardowe 0,51 $\text{kg}\cdot\text{Mg}^{-1}$.

W pracy przedstawiono informacje o emisjach GHG i NH_3 z upraw jęczmienia jarego z zastosowaniem modelowych technologii. Bardziej szczegółowe badania nad tymi technologiami pozwolą na poszerzenie wiedzy i głębszą analizę w poszukiwaniu sposobów na ograniczenie emisji GHG i NH_3 . Mając na uwadze zagrożenia dla środowiska, m.in. ze strony rolnictwa, od wielu lat poszukuje się metod, prowadzi wiele badań mających na celu zwiększenie efektywności produkcji, w tym produkcji roślinnej, a także sposobów zagospodarowania biomasy odpadowej, np. na cele energetyczne, w celu ograniczenia emisji gazów cieplarnianych. Realizacja tych zadań została uwzględniona w scenariuszach globalnych prognoz UE mających na celu ograniczenie krajowych emisji o 80% do roku 2050 w porównaniu z rokiem 1990. Zestaw prognoz został wykorzystany do zbadania globalnego wpływu działań na rzecz klimatu i ich związku z sektorem energetycznym i wylesianiem.

Wyniki badań zaprezentowane w pracy (O5) zostaną wykorzystane w zaplanowanych etapach badań w celu oszacowania możliwości redukcji emisji z poszczególnych źródeł

poprzez modelowanie technologii produkcji z uwzględnieniem metod oraz technik redukcyjnych emisje tych zanieczyszczeń.

4.6.6. Praca nr O6

Biogaz to gaz powstający podczas przetwarzania biomasy, która jest jednym z podstawowych odnawialnych źródeł energii. Pod względem chemicznym składa się głównie z CH_4 i CO_2 . Biogaz [Werle 2021] jest produktem biologicznego procesu przekształcania substancji organicznych bez dostępu tlenu (O_2) przy udziale mikroorganizmów. W zależności od substratów zawartość metanu (CH_4) w biogazie wynosi od 50 do 75%. Amoniak (NH_3) i siarkowodór (H_2S) są niekorzystne ze względu na ich destrukcyjny wpływ na bakterie biorące udział w procesie fermentacji. Mają również negatywny wpływ na infrastrukturę techniczną wykorzystywaną do procesu fermentacji. Jednak skład biogazu zależy w dużej mierze od rodzaju surowca, z którego jest produkowany. Nawet jeśli surowiec jest ten sam, skład biogazu może być różny. Dotyczy to w szczególności biogazu produkowanego z odchodów zwierzęcych. Skład produkowanego biogazu zależy od gatunków zwierząt, od których pochodzą odchody. W obrębie tego samego gatunku zwierząt skład ich odchodów różni się w zależności od rodzaju podawanego zwierzętom pokarmu, a także ich wieku i stanu zdrowia.

Badania eksperymentalne potencjału obornika koziego jako substratu do produkcji biometanu w warunkach fotofermentacji zaprezentowano w publikacji nr O6:

Hołaj-Krzak, J.T.; **Konieczna, A.**; Borek, K.; Gryszkiewicz-Zalega, D.; Sitko, E.; Urbaniak, M.; Dybek, B.; Anders, D.; Szymenderski, J.; Koniuszy, A.; Wałowski, G. Goat manure potential as a substrate for biomethane production - an experiment for photofermentation. *Energies* **2024**, 17, 3967. <https://doi.org/10.3390/en17163967>

Celem pracy było opracowanie aktualnego stanu technologii produkcji biogazu (biometanu) na przykładzie z wykorzystaniem obornika koziego w kontekście efektywności fotofermentacji. Wskazano teoretyczny i eksperymentalny potencjał obornika koziego (biodegradowalność) do produkcji biometanu w fermentacji beztlenowej.

Podjęto próbę określenia mineralizacji, składu pierwiastkowego materiałów badawczych oraz ustalono warunki procesu produkcji biogazu (biometanu) w zależności od przyjętych kryteriów procesowych.

Biogaz powstaje w procesie fermentacji metanowej przebiegającej w warunkach beztlenowych [Arthur i in. 2011]. Proces ten przebiega w kilku podstawowych fazach [Paterson i in. 2016]. Pierwsza faza nazywana jest hydrolizą. Pod wpływem działania enzymów wytwarzanych przez mikroorganizmy związki organiczne występujące w materii organicznej, takie jak białka,

tluszcze i węglowodany, ulegają rozkładowi na prostsze związki organiczne. Należą do nich: aminokwasy, kwasy tłuszczowe i cukry. Wprowadzona do komory fermentacyjnej materia organiczna w tej fazie zmienia się w miazgę. Złożone związki organiczne, takie jak białka, tłuszcze i węglowodany, ulegają rozkładowi na związki proste, tj. cukry proste, aminokwasy i kwasy tłuszczowe. Czas rozkładu zależy od tego, jakie związki zostaną poddane procesowi rozkładu. Hydroliza węglowodanów zachodzi najszybciej, w ciągu kilku godzin, a hydroliza białek i tłuszczów trwa do kilku dni [Dublein i Steinhauser 2008]. Biomasa zawierająca więcej hemicelulozy niż celulozy ma większą zdolność hydrolizy.

Drugą fazą powstawania biogazu jest faza kwasogenezy, w której wytwarzane są kwasy. Kwasogeneza to proces, w którym produkty hydrolizy są przekształcane w kwasy organiczne, np. kwas octowy, mrówkowy, masłowy i propionowy, alkohol etylowy i metylowy, aminy, aldehydy, CO_2 i H_2 . Przejściowe związki organiczne powstające w fazie hydrolizy są dalej rozkładane przez bakterie kwasotwórcze na prostsze kwasy organiczne. Należą do nich kwas octowy (CH_3COOH), kwas propionowy ($\text{C}_2\text{H}_5\text{COOH}$) i kwas masłowy ($\text{C}_3\text{H}_7\text{COOH}$). Wytwarzane są również niewielkie ilości CO_2 , kwasu mlekowego ($\text{CH}_3\text{CHOHCOOH}$) i alkoholi.

Trzecia faza jest określana jako faza acetanogenezy. Kwasy organiczne powstałe w poprzedniej fazie są przekształcane w CH_3COOH , CO_2 i H_2 . W oktanogenezie produkty kwasogenezy, etanole i lotne kwasy tłuszczowe są przekształcane w octany, CO_2 i H_2 .

Czwartą i ostatnią fazą w procesie powstawania biogazu jest faza metanowa. Metanogeneza jest ostatnim etapem procesu fermentacji metanowej, w którym większość metanu powstaje w wyniku przemiany octanów i alkoholi [Czerwińska i Kalinowska 2014]. W tym etapie bakterie metanogenne produkują CH_4 i CO_2 przy użyciu kwasu octowego i H_2 . Bakterie w tej fazie są najbardziej wrażliwe na zmiany środowiskowe i zaburzenia w poprzednich fazach. Stąd efektywna produkcja biogazu wymaga zapewnienia odpowiednich warunków procesu [Wałowski 2022].

Jednym z najważniejszych czynników jest aktywność mikroorganizmów produkujących biogaz. Aby uzyskać ich wysoką aktywność, należy spełnić wiele warunków. Należą do nich regularność załadunku, utrzymanie składu substratów, sposób podawania substratów (ciągły lub okresowy), odpowiednia temperatura (najczęściej fermentację mezofilową prowadzi się w temperaturze 32–38 °C), zapewnienie odpowiedniego pH i właściwego stosunku C do N. Jeśli ten stosunek jest zbyt wysoki, nie może dojść do całkowitej konwersji węgla. Jeśli jest zbyt niski, może powstawać NH_3 , który nawet w niskich stężeniach hamuje wzrost bakterii i może doprowadzić nawet do zniszczenia całej ich populacji, co spowoduje zatrzymanie procesu

fermentacji [Mohrmann i Otter 2023]. Czynniki wpływającymi na przebieg kolejnych etapów fermentacji metanowej, optymalne warunki i parametry procesu są:

- temperatura; optymalna temperatura dla różnych typów bakterii: fermentacja psychrofilowa 20-25 °C, mezofilowa 35-37 °C i termofilowa 55-60 °C [Kim i in. 2006]. Wzrost temperatury wpływa korzystnie na aktywność metaboliczną mikroorganizmów oraz stabilność i wydajność produkcji CH₄ [Kumaran i in. 2015, Mao i in. 2015]. Fermentacja termofilowa jest trudniejsza do kontrolowania pod względem warunków procesu i jest bardziej energochłonna. Większość instalacji biogazowych na świecie pracuje w oparciu o technologie mezofilowe [Ward i in. 2008], także w Polsce [Czekała i Kaniewski 2015].
- pH; jest to jeden z najważniejszych czynników wpływających na proces fermentacji. Optymalny zakres pH jest inny dla każdego etapu fermentacji CH₄. Dla bakterii odpowiedzialnych za hydrolizę i bakterii kwasotwórczych optymalny zakres pH wynosi 4,5-6,3 [Werle 2021]. Według Kallistova i in. (2014) są to wartości z zakresu 5,5-6,5. Najbardziej korzystny zakres pH dla rozwoju bakterii odpowiedzialnych za acetogenezę i metanogenezę obejmuje wartości z zakresu od 6,8 do 7,5 [Werle 2021].
- stosunek węgla (C) do azotu (N); aby zapewnić prawidłowy wzrost i aktywność bakterii odpowiedzialnych za fermentację, konieczne jest dostarczenie im odpowiedniej ilości składników odżywczych, makro- i mikroelementów [de Vrieze i in. 2012]. Gdy wartość C do N jest zbyt wysoka, mikroorganizmy mogą nie przetworzyć całkowitej ilości węgla, natomiast wartość zbyt niska powoduje powstawanie NH₃ [Khalid i in. 2011]. Według Puñala i in. (2000) optymalna wartość C:N wynosi 10-30, natomiast według Jadhava i in. (2023) jest to zakres od 20 do 30.

Obornik, bardzo często jest wykorzystywany do nawożenia. Oprócz bardzo wielu korzyści, oddziaływanie obornika może powodować niepożądane skutki biologiczne w glebie, może wiązać się z pewnymi rodzajami zagrożeń, np. przenoszeniem chorób na ludzi podczas dystrybucji nawozu wywołanego przez *Coxiella burnetii* [Hermans i in. 2014]. Jednakże wyniki badań innych autorów [Arricau-Bouvery i Rodolakis 2005, van den Brom i in. 2015] nie potwierdziły tego typu ryzyka. Przeżywalność bakterii chorobotwórczych można skutecznie zminimalizować - poprzez kombinację czasu i temperatury – podczas kompostowania [Lung i in. 2001]. Wiele badań wykazało, że fermentacja metanowa i warunki, w jakich przebiega, również znacząco redukują liczbę bakterii chorobotwórczych obecnych w materiałach stanowiących substrat do biogazowni, a nawet je eliminują (czasem nawet bez konieczności higienizacji i sterylizacji), a pozostałość procesowa w postaci pofermentu może stanowić nawóz organiczny lub środek poprawiający właściwości gleby [Stefaniuk i in. 2015, Viaene i

in. 2017]. Jego stosowanie w rolnictwie, np. ze względu na zawartość Cu i Zn, fitotoksyczność, może wiązać się z pewnymi ograniczeniami i wymagać stosowania wstępnej obróbki lub zabiegów poobróbkowych w celu podniesienia jakości pofermentu i spełnienia wymagań dla tej formy użytkowania. Dlatego też, aby uzyskać maksymalne korzyści, w zarządzaniu procesem, którego pozostałości w postaci pofermentu mają być wykorzystane jako nawóz, należy uwzględnić rozwiązania minimalizujące lub eliminujące koszty związane z dodatkowym przetwarzaniem pofermentu [Alburquerque i in. 2012, Elgarahy i in. 2024], a także unikające potencjalnych zagrożeń biologicznych [Nag i in. 2019]. Nadal brakuje badań nad wpływem długotrwałego nawożenia pofermentem na faunę i florę glebową oraz wynikającym z tego wpływem na jakość gleby. Lepsza wiedza na ten temat mogłaby przyczynić się do zwiększenia udziału pofermentu w produkcji roślinnej i zastąpienia nim nawozów mineralnych [van Midden i in. 2023].

Przedstawione w pracy wyniki mogą odegrać ważną rolę w rozwiązywaniu problemów związanych z magazynowaniem i składowaniem nawozów naturalnych, utratą składników odżywczych podczas magazynowania i problemów środowiskowych poprzez ograniczenie emisji gazów cieplarnianych. Ponadto, poferment, który jest odpadem jednego procesu, staje się cennym produktem do nawożenia upraw, poprawiając ich jakość i przydatność rolniczą, a także do podniesienia potencjału plonotwórczego gleb.

Wykazano, że:

- 1) w okresie 6 miesięcy, rodzaj złóż zróżnicowanych ze względu na czas przechowywania i jego stan ze względu na przepuszczalność miały decydujący wpływ na aktywność/funkcjonalność mikroorganizmów w nich zawartych,
- 2) w przypadku obornika koziego produkcja biometanu była większa w przypadkach materiału A i materiału B, niż w przypadku materiału C,
- 3) materiał A z grupy aktywnej (zwarte złożo) wykazał się dynamicznym wzrostem produkcji biometanu, natomiast materiał B wykazał stabilizację produkcji biometanu po szóstym miesiącu trwania procesu.

4.6.7. Praca nr O7

Rozwój rolnictwa i intensyfikacja produkcji zwierzęcej polegająca na zwiększeniu ilości produkcji przy jednoczesnym minimalizowaniu jej obszaru oraz prowadzenie jej w sposób nie zrównoważony może wywoływać bardzo niekorzystne skutki dla środowiska, eutrofizację śródlądowych cieków i zbiorników wodnych, a w konsekwencji także mórz. Zarządzanie zasobami organicznymi w sposób zrównoważony w rolnictwie jest wyzwaniem zmierzającym do opracowania zintegrowanego podejścia w zarządzaniu składnikami odżywczymi z uwzględnieniem właściwości zasobów organicznych, ich wartości agronomicznej i jednocześnie zagrożeń dla środowiska [Pikuła 2016], także z wykorzystaniem technik modelowania do projektowania i optymalizacji gospodarki odpadami organicznymi w kierunku większego obiegu zasobów [Gupta i in. 2024]. Prowadzone działania obejmują zrównoważenie ilości składników odżywczych z wymaganiami upraw, jak najszerze możliwości zwrotu materii organicznej i składników odżywczych do gleby w kontrolowany sposób, jak również poprawę stabilności i dostępności azotu i fosforu dla roślin. Celem środowiskowym jest redukcja emisji amoniaku, gazów cieplarnianych i odorów do atmosfery, produkcja energii z przetwarzania nawozów naturalnych, a także redukcja ilości patogenów w porównaniu do surowca świeżego. Przyjmowane strategie mogą być jednoetapowe, pojedynczym procesem lub stanowić kombinację różnych procesów jednostkowych [Giner Santonja i in. 2017, Huygens i in. 2020, Velthof i in. 2024].

Z produkcją wielkoprzemysłową ściśle powiązany jest problem powstawania podczas procesu dużej produkcji odpadów. Fermy wielkoprzemysłowe w wielkoformatowej produkcji stosują profesjonalne technologie przemysłowe charakteryzujące się dużą koncentracją obsady, monodietą pełnowartościową z masowym wykorzystaniem pasz treściwych i koncentratów paszowych, ukierunkowane na maksymalizację wydajności, intensyfikację i wysoką specjalizację produkcji przy wykorzystaniu zaawansowanej mechanizacji i automatyzacji. W gospodarstwach takich dąży się do skracania czasu cyklu produkcyjnego, utrzymywania produkcji na stałym poziomie i w stałym rytmie, co związane jest pogorszeniem warunków bytowania zwierząt oraz wzrostem energochłonności.

O powadze problemu związanego z brakiem zrównoważenia w takiej produkcji oraz zagrożeniach dla Morza Bałtyckiego wynikających z zaistniałych nieprawidłowości i/lub braku prowadzenia danej działalności w sposób nie zrównoważony świadczą takie dokumenty jak:

- Strategia Unii Europejskiej dla Regionu Morza Bałtyckiego [European Commission 2012];

- Konwencja o ochronie środowiska morskiego obszaru Morza Bałtyckiego tj. Konwencja Helsińska [Official Journal of the European Communities 1992];
- Bałtycki Plan Działań tj. HELCOM [Baltic Marine Environment Protection Commission 2021];
- Agenda 21 dla obszaru Morza Bałtyckiego [Agenda 21 1992].

Zgodnie z terminologią stosowaną w Dzienniku Ustaw z 2023 roku [Dz. U. 2023 r. poz. 244] nawozy naturalne to nawozy pochodzące od zwierząt gospodarskich – obornik, gnojówka, gnojowica i pomiot ptasi, przeznaczone do rolniczego wykorzystania, w tym również w formie przetworzonej. Do nawozów naturalnych płynnych zaliczamy:

- gnojowicę, czyli mieszaninę kału i moczu zwierząt z domieszką wody, która może być gęstą (powyżej 8% suchej masy) lub rozcieńczona (poniżej 8% suchej masy);
- gnojówkę, czyli odciek z obornika (przefermentowany mocz zwierząt).

Badania eksperymentalne potencjału obornika koziego jako substratu do produkcji biometanu w warunkach fotofermentacji zaprezentowano w publikacji nr **O7**:

Konieczna, A.; Borek, K.; Hołaj-Krzak, J.T.; Dybek, B.; Anders, D.; Szymenderski, J.; Klimek, K.; Kapłan, M.; Jarosz, Z.; Syrotyuk, S.; Stanytskyy, T.; Korobka, S.; Wałowski, G. The Potential of Utilizing Cattle (Cow) Manure for Biomethane Production—An Experiment for Photofermentation. *Energies* **2024**, 17, 6119. <https://doi.org/10.3390/en17236119>

Celem pracy była ocena:

- zawartości pierwiastków w oborniku krowim;
- produkcji biogazu (biometanu) w fotofermentorze;
- bioetanolu pod względem wykorzystania energii i zasobów;
- stężenia azotu w nawozach naturalnych.

Podjęto próbę określenia warunków procesu:

- unieruchomienia na złożu obornika krowiego (w zależności od sposobu pobrania materiału badawczego), co pozwala na wykazanie aktywności flory bakterii fermentacyjnych, wpływając tym samym na ilość biogazu (biometanu) wytwarzanego w reaktorze.

Do oceny produkcji biogazu (biometanu) przyjęto następujące kryteria:

1) dla materiału badawczego zastosowano następujące kryteria:

- pobierania w czasie;
- składu pierwiastkowego;

2) dla biogazu zastosowano następujące kryteria:

- przebiegu zmian temperatury i czasu produkcji biogazu dla poszczególnych składników biogazu.

Nawozy naturalne są cennym źródłem składników pokarmowych oraz materii organicznej. Ich wartość nawozowa uzależniona jest od składu chemicznego odchodów zwierząt i ściółki. Skład chemiczny odchodów zróżnicowany jest w zależności od gatunku zwierząt, ich wieku, sposobu utrzymania i żywienia oraz kierunku użytkowania. Na skład chemiczny stosowanego nawozu naturalnego wpływa również sposób jego przechowywania, od którego w znacznym stopniu zależą straty składników pokarmowych i substancji organicznej. Straty dotyczą przede wszystkim masy organicznej:

- strata węgla w formie CO_2 ,
- azotu, głównie w formie amoniaku (NH_3),
- siarki, w formie siarkowodoru (H_2S).

Straty składników pokarmowych występują również podczas aplikacji nawozów naturalnych. Aby te straty ograniczyć, rozwożenie obornika powinno odbywać w dni pochmurne (niższa temperatura niż w dni słoneczne) i o dużej wilgotności powietrza. Dokonując zabiegu w takich warunkach ograniczone zostają potencjalne straty azotu amonowego. Straty azotu podczas nawożenia mogą wynosić 10–25%. Straty składników pokarmowych z nawozów naturalnych występujące podczas aplikacji można ograniczyć w przypadku gnojowicy poprzez całkowite przykrycie glebą niezwłocznie po aplikacji, w przypadku obornika jak najszybsze przykrycie lub wymieszanie z glebą, w ciągu kilku godzin (wg przepisów [Dz. U. 2023 poz. 244] najpóźniej do dnia następnego) po jego rozrzuceniu na powierzchni pola, gdyż właśnie wtedy występują największe emisje amoniaku (NH_3). Poprzez zastosowanie technik aplikacji nawozów naturalnych (stałych i płynnych) o zmniejszonej emisyjności można zredukować emisję NH_3 od 30 do 90% [UNECE 2015]. Przykrycie glebą nawozów glebą zapobiega również stratom składników pokarmowych w wyniku spływu, erozji, wymieszanie z wierzchnią warstwą gleby zwiększa dostępność dla systemów korzeniowych roślin uprawnych. Wyniki analiz [Wach 2022] wykazały, że największy potencjał redukcji emisji NH_3 z nawozów naturalnych mają techniki redukcyjne przechowywania obornika wynikające z wielkości produkcji w skali Polski - produkcja obornika ok. 5 razy większa niż gnojowicy i gnojówki. W przypadku wyrażenia ograniczenia emisji (w %) stosunkiem azotu zredukowanego w wyniku zastosowania praktyk niskoemisyjnych do całkowitej zawartości azotu w poszczególnych rodzajach nawozów największy potencjał redukcji wystąpił w przypadku nawozów płynnych, co wynika z dużej zawartości azotu amonowego, jako potencjalnego źródła NH_3 w tych nawozach.

Przedstawione w pracy wyniki pozwalają na sformułowanie następujących wniosków:

- 1) Wykazano, że w okresie 4 tygodni, w zależności od złoża i jego stanu pod względem przepuszczalności gazu, funkcjonalność mikroorganizmów zawartych w zwartym złożu ma decydujący wpływ.
- 2) Węgiel ma wpływ strukturotwórczy na mikroorganizmy, podczas gdy azot ułatwia syntezę aminokwasów, białek i kwasów nukleinowych i jest przekształcany w trakcie procesu w amoniak (NH_3), który stabilizuje poziom pH w optymalnym zakresie.
- 3) Azot w formie amonowej występuje w badanym materiale przede wszystkim jako węglan amonu ($(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$) i wodorowęglan amonu (NH_4HCO_3), które są podatne na rozkład zarówno w silnie kwaśnym, jak i zasadowym środowisku.
- 4) Wyższa zawartość azotu całkowitego w przechowywanych próbkach dowodzi, że kwasowość musiała zostać nieznacznie zredukowana do wartości zbliżonych do warunków neutralnych, co również potwierdzono w toku testów kontrolnych.
- 5) W kontekście wyników przeprowadzonych badań zaobserwowano, że materiał podczas przechowywania musiał mieć właściwości umożliwiające gromadzenie azotu i fosforu w postaci soli o ograniczonej rozpuszczalności i odpowiedniej trwałości.
- 6) Skład pierwiastkowy obornika krowiego ma istotny wpływ na hamowanie procesu w warunkach fotofermentacji.
- 7) Ciekawy fakt naukowy zaobserwowano porównując obornik krowi w grupie aktywnej (złoże zwarte) (materiał A): należy wskazać, że stężenia: N - 3,18%, P - 0,403%, K - 1,267%, Na - 0,362%, Ca - 0,705% i Mg - 0,737% są niższe niż ich stężenia w materiale B, które wyniosły odpowiednio: N - 3,34%, P - 0,492%, K - 2,336%, Na - 0,714%, Ca - 0,788% i Mg - 0,907%.
- 8) W grupie aktywnej (złoże kompaktowe) materiał A wykazuje dynamiczny wzrost produkcji biometanu o 35%, przy niższych wartościach składników odżywczych. Z kolei materiał B, mający wyższy procent składników odżywczych, wykazuje produkcję biometanu na poziomie 2% po 4 tygodniach procesu.

4.7. PODSUMOWANIE OSIĄGNIĘCIA

Produkcja energii z biomasy jest rozwiązaniem stosowanym od dawna i bardzo popularnym, zwłaszcza w odniesieniu do odnawialnych źródeł energii. Pomimo to, zagadnienie wciąż wymaga badań w poszukiwaniu rozwiązań w celu bardziej efektywnego jej pozyskiwania (O1), z uwzględnieniem wpływu na środowisko już na etapie produkcji (O2, O5), przetwarzania (O3, O6, O7) i wykorzystania do produkcji energii z uwzględnieniem aspektów środowiskowych (O3). Wykorzystywanie biomasy do celów energetycznych jest zgodne z założeniami gospodarki o obiegu zamkniętym (GOZ) w wielu aspektach. Działania oparte na rozwiązaniach z wykorzystaniem procesów produkcji energii z biomasy wpisują się w kluczowe cele tej koncepcji, skupiające się przede wszystkim na maksymalnym wykorzystaniu zasobów, ponownym użyciu materiałów oraz redukcji negatywnego wpływu na środowisko - ich ponowne wykorzystanie zmniejsza ilość odpadów składowanych na wysypiskach, redukuje emisje zanieczyszczeń. Ponowne wykorzystanie surowców będących odpadem w jednym procesie jako substratów w innym wpisuje się w zasadę GOZ dotyczącą wykorzystywania zasobów, które mogą być odnawiane i po przetworzeniu w pewnym zakresie ponownie wprowadzane do obiegu gospodarczego (O3, O6, O7). Odpady te mogą być cennym źródłem energii, a dzięki ich mieszaniu zwiększa się elastyczność w dostępie do surowców, co pozytywnie wpływa na efektywność procesów, także ze względów ekonomicznych (O3). Ponadto, uznaje się, że spalanie biomasy jest neutralne ze względu na emisję CO₂, gdyż podczas spalania uwalniane jest do atmosfery tyle węgla, ile rośliny zasymilowały podczas wzrostu w procesie fotosyntezy. Będące produktami ubocznymi procesów popiół, biowęgiel czy poferment znajdują zastosowanie jako nawozy, środki polepszające właściwości gleb, co sprzyja zamknięciu obiegu składników pokarmowych i zmniejsza zapotrzebowanie na nawozy mineralne. Produkcja i wykorzystanie biomasy na cele energetyczne sprzyja rozwojowi lokalnych rynków i społeczności, może stworzyć nowe miejsca pracy. Tworzenie zrównoważonych łańcuchów dostaw w związku z tym, że surowce pochodzą z lokalnych źródeł (odpady rolnicze, leśne) przyczynia się do zmniejszenia emisji zanieczyszczeń do atmosfery związanego z transportem z dalszych odległości, co wpływa również na stan środowiska (atmosferę) także w obrębie gmin wiejskich (O4).

Biomasa energetyczna spełnia istotną rolę w zmniejszeniu zależności od paliw kopalnych, poprawie bezpieczeństwa energetycznego. Poprzez dywersyfikację źródeł energii, pozyskiwanie surowca zgodne z zasadami zrównoważonego rozwoju, dostępność do surowca, zwiększenie roli lokalnej produkcji energii, w dłuższej perspektywie przyczynia się do bardziej

stabilnych i zrównoważonych łańcuchów dostaw energii zmniejszając uzależnienie od centralnych dostaw, także w rejonach o utrudnionym dostępie.

Na podstawie otrzymanych wyników badań sformułowano następujące wnioski:

1. Przedstawione metody wyznaczania całkowitej energochłonności skumulowanej produkcji kukurydzy na kiszonkę oraz efektywności energetycznej, uwzględniającej wartość energetyczną plonu i pełne nakłady materiałowo-energetyczne, bazując na wskaźnikach, pozwoliły na określenie wpływu różnych wariantów technologii produkcji kukurydzy na kiszonkę na poziom nakładów energii i dokonanie wyboru najkorzystniejszego rozwiązania ze względu na efektywność energetyczną.

W objętych zakresem badań technologiach produkcji kukurydzy na kiszonkę **strumieniem energii o największym udziale w całkowitej energochłonności skumulowanej produkcji były materiały i surowce**, a wśród nich nawozy.

2. Przedstawione metody szacowania emisji gazów cieplarnianych - N_2O , CO_2 i CH_4 - do atmosfery z produkcji roślinnej, pozwoliły na określenie wpływu różnych wariantów technologii uprawy na ilość powstających podczas uprawy badanych zanieczyszczeń i dokonanie wyboru wariantu technologicznego o najmniejszym, niekorzystnym wpływie na atmosferę.

W łańcuchu technologicznym produkcji roślinnej na etapie polowym, **najsilniej na środowisko, poprzez emisję GHG do atmosfery przyczyniając się do efektu cieplarnianego, oddziałuje nawożenie azotowe - nieorganiczne i naturalne**, co spowodowane jest wysokim potencjałem cieplarnianym N_2O .

Zgodnie ze spodziewanymi rezultatami przeprowadzonych badań uzyskane wyniki oraz ich analiza **potwierdziły istnienie ujemnej korelacji pomiędzy efektywnością energetyczną a poziomem emisji GHG do atmosfery**.

3. W zaprezentowanej pilotażowej instalacji kotła z palnikiem zgazowującym:
 - parametry energetyczne uzyskane dla peletu z konopi są porównywalne z wartościami uzyskanymi dla peletu z biomasy sosnowej,
 - emisje CO_2 pochodzące z wyprodukowania jednostki energii są niższe w przypadku peletu z konopi w porównaniu z peletem sosnowym,
 - emisje SO_2 , NO_2 i pyłów PM_{10} , $PM_{2,5}$ pochodzące z wyprodukowania jednostki energii są wyższe w przypadku peletu z konopi w porównaniu z peletem sosnowym,
 - konopie, stanowiące materiał odpadowy, są ekonomicznie opłacalnym substytutem surowca sosnowego.

- Ze względu na wyczerpujące się zasoby paliw kopalnych oraz politykę klimatyczną zmierzającą do ograniczenia emisji szkodliwych związków do atmosfery, paliwa z biomasy, zwłaszcza nieдрzewnej, umożliwią realizację celów środowiskowych, jednocześnie są jednym z tańszych materiałów wykorzystywanych do wytwarzania ciepła.
4. Rozwój infrastruktury w obrębie gmin wiejskich z wdrożeniem dostosowanych dla ich charakteru scenariuszy redukcji emisji ze źródeł liniowych pozytywnie wpłynie na środowisko poprzez redukcję emisji zanieczyszczeń do atmosfery. Planowanie zrównoważonego rozwoju, także w zakresie inwestycji w infrastrukturę zmniejszy poziom zanieczyszczeń w zakresie lokalnym, a ze względu na ich transgraniczność także globalnym, przyniesie korzyści dla środowiska i mieszkańców.
 5. Zastosowane metody przetwarzania (fotofermentacja) biomasy (obornik kozi i obornik krowi), wykazały, że:
 - czas przechowywania substratu i zachodzące w tym okresie zmiany przepuszczalności gazu w złożu (im dłuższy czas tym bardziej zwarte złożo) mają decydujący wpływ na funkcjonalność/aktywność znajdujących się w nim mikroorganizmów,
 - czas przechowywania substratu istotnie wpływa na przebieg procesu fotofermentacji – substrat krócej przechowywany wykazał dynamiczny wzrost produkcji biometanu, natomiast materiał dłużej przechowywany, wykazał stabilizację produkcji biometanu po szóstym miesiącu procesu.
 6. Biomasa odpadowa posiada teoretyczny i eksperymentalny potencjał w produkcji biogazu, energii. Zastosowanie obróbki wstępnej poprawia właściwości materiału do energetycznego wykorzystania, zapewnia stały dostęp do substratów. Liczba działających biogazowni rośnie z roku na rok, co daje nadzieję na osiągnięcie celu wyznaczonego przez rządy. Nieustannie prowadzone są interdyscyplinarne badania mające na celu znalezienie optymalnego rozwiązania technologicznego ze względu na ekonomicznie uzasadnioną i zrównoważoną produkcję biogazu, jego rafinację i eksploatację. Wyniki mogą być wykorzystane do zarządzania biomasa do celów energetycznych i zwiększenia wydajności produkcji biogazu. Sektor biogazowy można więc uznać za wyznacznik trendów dla zagadnień dotyczących przetwarzania substratów dla procesu fotofermentacji.

Cel pracy został osiągnięty poprzez rozpoznanie procesu produkcji roślinnej do energetycznego wykorzystania, m.in.: kukurydzy na kiszonkę ze względu na efektywność energetyczną technologii produkcji, wykorzystania peletu z sosny i konopi do wytwarzania energii, emisji gazów cieplarnianych na terenach wiejskich i możliwości redukcji,

przetwarzania obornika koziego oraz obornika krowiego w procesie fotofermentacji. Opracowano model określenia kryteriów produkcji energii cieplnej z biomasy do energetycznego wykorzystania. Dokonano oceny modelu bioenergetycznego wraz z modelem redukcji emisji gazów cieplarnianych. Szczególną uwagę poświęcono przetwarzaniu substratów w procesie fotofermentacji wraz z weryfikacją w warunkach rzeczywistych oraz oceną technologiczną. Dodatkowo wskazano na rozwój technik i metod produkcji biometanu.

W opublikowanych pracach (**O1÷O7**) przedstawiono rozwiązania dla sprecyzowanego na wstępie problemu, a mianowicie:

- w odniesieniu do problematyki produkcji roślinnej, zagadnienia technologiczne można rozpatrywać w kategorii zwiększenia efektywności energetycznej, zmniejszenia negatywnego oddziaływania na środowisko, rozwoju gospodarczego oraz bezpieczeństwa energetycznego,
- przedstawione aspekty techniczno-procesowe technologii zgazowania, wskazują na liczne korzyści w zakresie praktycznego jej wykorzystania w procesach konwersji peletu z sosny i konopi, z jednoczesnym ograniczeniem niekorzystnego oddziaływania na środowisko. Jest to rozwiązanie ekonomicznie uzasadnione i wpisujące się w założenia GOZ,
- zastosowanie odpowiednio dostosowanego ze względu na charakter gmin wiejskich scenariusza redukcji emisji zanieczyszczeń ze źródeł liniowych opracowanego dla gminy modelowej stwarza możliwości dla poprawy jakości powietrza, warunków ekonomiczno-społecznych lokalnych społeczności,
- cechy użytkowe biomasy odpadowej (obornika koziego i obornika krowiego) stwarzają warunki do produkcji biogazu do zastosowania w licznych technologiach energetyczno-przemysłowych oraz nowej generacji energii odnawialnych (w kontekście produkcji biogazu, biowodoru, biometanu),
- sektor biogazowy staje się wyznacznikiem trendów w przetwarzaniu substratów dla procesu fotofermentacji.

Przedstawione - w cyklu publikacji powiązanych tematycznie – zagadnienia dotyczące efektywności energetycznej technologii produkcji kukurydzy na kiszonkę, energetycznego wykorzystanie biomasy konopi i sosny – produkcja energii cieplnej, zgazowanie biomasy, przetwarzanie substratów (biomasy) w procesach fotofermentacji wskazują na konieczność uwzględnienia skomplikowanych warunków procesowych wynikających z właściwości

materiałów będących substratami w produkcji energii. Stąd też, doskonalenie procesu, zwłaszcza w obszarze dotyczącym technologii produkcji biogazu, biowodoru i biometanu, jest ciągle aktualne. Współczesna praktyka uwzględnia czynniki energetyczne i środowiskowe, które wymagają ciągłych badań eksperymentalnych nad ich doskonaleniem, ze względu na możliwość zastosowania niekonwencjonalnych technik i metod ich rozwoju na rzecz zagospodarowania odpadów. Realizowane prace eksperymentalne uwzględniają także aspekt ekonomiczny.

Analiza przebiegu całego procesu produkcji kukurydzy na kiszonkę, produkcji energii cieplnej z biomasy, przetwarzania substratów w procesie fotofermentacji przedstawia charakterystykę parametrów techniczno-energetyczno-społecznych. Uwzględniając powyższe należy zapoznać się z pracami **O1-O7**, w których wskazano na koncepcję uzasadnioną energetycznie i przyjazną środowisku produkcji kukurydzy na kiszonkę, jęczmienia jarego oraz doskonalającą proces zastosowania peletu z sosny i konopii w produkcji ciepła oraz obornika koziego i obornika krowiego w produkcji biometanu.

W pracy (**O1**) przedstawiono efektywność energetyczną technologii produkcji kukurydzy na kiszonkę na podstawie analizy nakładów energetycznych ze strumieni energii związanych z jej produkcją. Badania przeprowadzono dla 13 gospodarstw produkujących kukurydzę na kiszonkę. Były to uprawy prowadzone w rzeczywistych warunkach gospodarowania. Dane dotyczące technologii uprawy obejmowały wszystkie wykonywane czynności i zabiegi agrotechniczne. Obliczenia nakładów energetycznych poniesionych na produkcję kukurydzy na kiszonkę dla wybranych technologii wykonano metodą opracowaną przez Instytut Budownictwa, Mechanizacji i Elektryfikacji Rolnictwa (IBMER), po jej zweryfikowaniu i dostosowaniu do potrzeb i warunków badań własnych. Na podstawie energochłonności skumulowanej w nakładach poniesionych na produkcję kukurydzy na kiszonkę oraz energii skumulowanej w plonie obliczono wartości wskaźnika efektywności energetycznej dla 13 technologii produkcji kukurydzy na kiszonkę.

W pracy (**O2**) przedstawiono wpływ wybranych technologii produkcji kukurydzy na kiszonkę, źródeł emisji w łańcuchu produkcyjnym (uprawa, zbiór, formowanie pryzmy) na emisję gazów cieplarnianych (GHG) do atmosfery. Badania przeprowadzono w 13 gospodarstwach, w których uprawy kukurydzy na kiszonkę prowadzone były w rzeczywistych warunkach gospodarowania zlokalizowanych w województwie podlaskim (Polska). Areał uprawy kukurydzy na kiszonkę wynosił od 2 do 13 ha. Oszacowano emisje GHG i amoniaku (NH_3) z nawożenia naturalnego i mineralnego, a także emisje GHG z nośników energii w

postaci paliwa (ON). Średnia emisja GHG z analizowanych źródeł wyniosła 1 848,03 kgCO₂eq·ha⁻¹ i 29,49 kgCO₂eq·t⁻¹ plonu zielonki. Średnia emisja NH₃ na hektar wyniosła 15 261,81 kgNH₃ i 248,87 kgNH₃·t⁻¹ plonu. Największy wpływ na środowisko, ze względu na emisję gazów cieplarnianych do atmosfery, a tym samym przyczynianie się do efektu cieplarnianego, ma nawożenie azotowe, zarówno mineralne, jak i naturalne. Średnio, w badanych technologiach 61% całkowitej emisji gazów cieplarnianych pochodziło z nawożenia. Emisje gazów cieplarnianych zostały skorelowane z efektywnością energetyczną - obliczoną dla tych samych technologii w poprzednim etapie badań (**O1**). Pomiędzy badanymi cechami występuje ujemna korelacja ($r = -0,80$), co oznacza, że im wyższa efektywność energetyczna produkcji kukurydzy na kiszonkę, tym niższa emisja zanieczyszczeń powietrza w postaci gazów cieplarnianych z badanych źródeł. W celu zapobiegania degradacji środowiska, ograniczeniu niekorzystnego oddziaływania rolnictwa, istotne jest kontynuowanie, prowadzenie pogłębionych, interdyscyplinarnych badań w tym zakresie.

W pracy (**O3**) omówiono wyniki badań nad energetycznym wykorzystaniem peletu z konopi siewnych spalane samoistnie oraz współspalane z peletem sosnowym. Badania prowadzono z wykorzystaniem kotła wyposażonego w palnik zgazowujący *Lester Projekt Company* oraz automatyczny system podawania paliwa. Kocioł wyposażono w dodatkowy wymiennik ciepła umożliwiający symulację dowolnego obciążenia cieplnego. Dzięki takim założeniom zbudowano układ pomiarowy gwarantujący uzyskanie wyników najbardziej adekwatnych do rzeczywistych warunków eksploatacyjnych. Materiał badawczy stanowił pelet z biomasy odpadowej (łodygi i liście bez wiech) konopi siewnej odmiany Futura 75 oraz pelet z trocin sosnowych. Doświadczenie przeprowadzono dla pięciu mieszanin oby paliw (C-hemp, P-pine) w proporcjach masowych: 0:100 (P100), 25:75 (C25/P75), 50:50 (C50/P50), 75:25 (C75/P25), 100:0 (C100). Dla każdego wariantu wyznaczono: moc użyteczną kotła, bilans energetyczny kotła, sprawność energetyczną kotła, objętościowy skład spalin (CO, CO₂, H₂, SO₂, NO₂), współczynnik nadmiaru powietrza, zawartość pyłów PM10, PM 2.5. Dla peletu z konopi oraz peletu z trocin sosnowych wyznaczono także wartość opałową, która wyniosła odpowiednio 17,34 i 19,87 MJ·kg⁻¹. Uzyskane wyniki badań odniesiono zarówno do objętości spalin wydostających się z kotła oraz do jednej kilowatogodziny wyprodukowanego ciepła. Otrzymane wyniki badań wykazały, że największą moc cieplną osiągnął kocioł zasilany peletem sosnowym (P100) - 14,17 kW, natomiast najmniejszą - peletem konopnych (C100) - 4,92 kW. Emisyjność w zakresie CO₂ rosła wraz z dodatkiem peletu sosnowego, od 26,13 g (C100) do 112,36 g (P100) w odniesieniu do 1m³ oraz od 430,04 g (C100) do 616,46 g

(C25/P75) w odniesieniu do kWh ciepła. Pod względem emisji pyłów stwierdzono, że spalanie peletów konopnych oraz ich mieszanek jest nieco gorsze niż spalanie peletów sosnowych.

W pracy (**O4**) oszacowano ilości zanieczyszczeń emitowanych do atmosfery ze źródeł liniowych. Dokonano obliczeń dla modelowej gminy wiejskiej, składającej się z dróg krajowych, wojewódzkich, krajowych i gminnych przebiegających przez jej obszar. W badaniu przyjęto, że wzdłuż tych trasy poruszają się następujące kategorie pojazdów: motocykle, samochody osobowe, lekkie samochody ciężarowe, ciężkie samochody ciężarowe bez przyczep, samochody ciężarowe z przyczepami i mikrobusy. W analizie wykorzystano dane dotyczące średniego natężenia ruchu (SDR) na wybranych drogach na terenie gminy objętej próbą, w oparciu o częstotliwość udziału w ruchu każdego rodzaju transportu na wybranych odcinkach. W celu oszacowania ilości emisji poszczególnych zanieczyszczeń, dla każdej kategorii pojazdów oddzielnie, dokonano obliczeń w oparciu o wskaźniki emisji dla każdego rodzaju paliwa. Zgodnie z przyjętą metodyką i w oparciu o przyjęte założenia oszacowano emisję zanieczyszczeń ze źródeł liniowych. Zaproponowano scenariusze redukcji emisji CO₂, których wdrożenie, w zależności od przyjętego wariantu, redukuje emisję CO₂, od 13 do 21% w wariantcie I, od 3 do 8% w wariantcie II i od 18 do 34% w kombinacjach tych wariantów. Najkorzystniejszy wpływ na środowisko (redukcja emisji zanieczyszczeń do atmosfery) wykazał wariant z ograniczeniem prywatnego transportu samochodowego na rzecz transportu rowerowego w połączeniu z transportem publicznym.

W pracy (**O5**) na podstawie analizy danych statystycznych obliczono średnią powierzchnię uprawy i średnie plony jęczmienia w Polsce w latach 2010-2020. Jęczmień jest jednym z najważniejszych zbóż uprawianych w Polsce. Powierzchnia jego uprawy zajmowała w tych latach średnio 920 595 ha, a średnie plony wyniosły 3,66 Mg·ha⁻¹. Jęczmień jest zbożem uprawianym głównie jako zboże jare. Średnia powierzchnia uprawy gatunków jarych w tych latach stanowiła 95% (875 771 ha) całkowitej powierzchni uprawy tego zboża, a średni plon odmian jarych wyniósł 3,60 Mg·ha⁻¹. W celu oszacowania emisji gazów cieplarnianych (GHG) i amoniaku (NH₃) przeanalizowano źródła emisji - nawozy nieorganiczne, zużycie paliwa - dla wybranych technologii uprawy jęczmienia, zróżnicowanych ze względu na poziom plonowania oraz opracowano wariantowe modelowe technologie produkcji w celu uzyskania prognozowanych plonów. Emisje zostały obliczone dla poszczególnych gazów cieplarnianych (N₂O, CH₄ i CO₂) i zostały przeliczone zgodnie z potencjałem cieplarnianym (GWP) każdego gazu, aby móc porównać całkowitą ilość emisji gazów cieplarnianych dla analizowanych wariantów. Emisje gazów cieplarnianych dla technologii uprawy wahały się od 134,53 do 136,48 kg CO₂eq na 1 Mg plonu. Do oszacowania emisji NH₃ wykorzystano dokładniejszą

metodę Tier 2, uwzględniając warunki glebowe i strefę klimatyczną. Oszacowane emisje amoniaku z zastosowania nawozów mineralnych wynosiły od 0,99 kg do 2,35 kg na 1 Mg plonu.

W pracy (**O6**) w odniesieniu do problemu technologii produkcji biometanu - przykład wykorzystania obornika koziego w aspekcie efektywności fotofermentacji - wskazano teoretyczny i eksperymentalny potencjał. Podjęto próbę określenia warunków procesu immobilizacji na złożu obornika koziego (w zależności od zebranego materiału badawczego), co pozwala na wykazanie aktywności flory bakteryjnej. Opracowano mechanizm procesu fotofermentacji obejmującego produkcję biometanu. Zainicjowano trendy technologiczne i przyszłe perspektywy dla sektora biometanu.

W pracy (**O7**) przedstawiono skojarzone właściwości substratu, jakim jest obornik bydlęcy (krowi), na przykładzie nawozu naturalnego, który pochodził z Zakładu Doświadczalnego w Biebrzy przy Instytucie Technologiczno-Przyrodniczym – Państwowym Instytucie Badawczym. Materiał badawczy został użyty do bezpośredniej produkcji biogazu (biometanu) z wykorzystaniem fotofermentatora. Wskazano na próbę zastosowania metody, ocenę jakości produkcji biogazu na podstawie gazoprzepuszczalności - wywodzącej się z hydrodynamiki przepływu gazu - dla złoża obornika krowiego.

Zaprezentowane w publikacjach (**O1÷O7**) rezultaty badań dotyczące zastosowania wybranych rodzajów biomasy do produkcji bioenergii pozwalają na doskonalenie procesów produkcji energii ze źródeł odnawialnych, lepsze zarządzanie z zakresie dostępności biomasy z uwzględnieniem aspektów środowiskowych. Uzyskane wyniki badań przedstawione w cyklu publikacji stanowiące osiągnięcie naukowe, zawierają elementy pracy poznawczej oraz walory praktyczne stanowiąc oryginalny wkład w rozwój dyscypliny naukowej Inżynieria środowiska, górnictwo i energetyka.

LITERATURA

- Abalos, D.; Jeffrey, S.; Drury, C.F.; Wagner-Riddle, C. Improving fertilizer management in the U.S. and Canada for N₂O mitigation: Understanding potential positive and negative side-effects on corn yields. *Agric. Ecosyst. Environ.* 2016, 221, 214–221. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.044>,
- Adams, P.W.R.; McManus, M.C. Characterisation and variability of greenhouse gas emissions from biomethane production via anaerobic digestion of maize. *J. Clean. Prod.* 2019, 218, 529–542. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.232>,
- Afif, M.K.; Biradar, C.H. Production of Biodiesel from *Cannabis sativa* (Hemp) Seed oil and its Performance and Emission Characteristics on DI Engine Fueled with Biodiesel Blends. *International Research Journal of Engineering and Technology* 2019, 06(08), 246–253, e-ISSN: 2395-0056, <https://www.irjet.net/archives/V6/i9/IRJET-V6I925.pdf>; dostęp 18.10.2024,
- Agenda 21: Report of the United Nations Conference on Environment and Development. In *Proceedings of the United Nations Sustainable Development*, Rio de Janeiro, Brazil, 3–14 June 1992. <https://sustainabledevelopment.un.org/outcomedocuments/agenda21>; dostęp 15.11.2024,
- Agostini, A.; Battini, F.; Giuntoli, J.; Tabaglio, V.; Padella, M.; Baxter, D.; Marelli, L.; Amaducci, S. Environmentally Sustainable Biogas? The Key Role of Manure Co-Digestion with Energy Crops. *Energies* 2015, 8, 5234–5265. <https://doi.org/10.3390/en8065234>,
- Agostini, A.; Battini, F.; Padella, M.; Giuntoli, J.; Baxter, D.; Marelli, L.; Amaducci, S. Economics of GHG emissions mitigation via biogas production from Sorghum, maize and dairy farm manure digestion in the Po valley. *Biomass Bioenergy* 2016, 89, 58–66. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2016.02.022>,
- Ajanovic, A. Biofuels Versus Food Production: Does Biofuels Production Increase Food Prices? *Energy* 2011, 36, 2070–2076. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2010.05.019>,
- Albuquerque, J.A.; de la Fuente, C.; Ferrer-Costa, A.; Carrasco, L.; Cegarra, J.; Abad, M.; Bernal, M.P. Assessment of the fertiliser potential of digestates from farm and agroindustrial residues. *Biomass Bioenergy* 2012, 40, 181–189. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.02.018>,
- Aleksiejczuk, A.; Teleszewski, T.J. Estimation of Sulfur Dioxide Emissions in an Automatic Boiler with a Retort Burner for Coal and Biomass in a Single-Family House Based on the Measurement of the Heat Consumed. *Environ. Sci. Proc.* 2022, 18, 10. <https://doi.org/10.3390/environsciproc2022018010>,
- Alwaneen, W.S. Cow Manure Composting by Microbial Treatment for Using as Potting Material: An Overview. *Pak. J. Biol. Sci.* 2016, 19, 1. DOI: 10.3923/pjbs.2016.1.10,
- Angelidaki, I.; Ahring, B.K. Thermophilic anaerobic digestion of livestock waste: The effect of ammonia. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 1993, 38, 560–564. <https://doi.org/10.1007/BF00242955>,
- Anuszewski R., Pawlak J., Wójcicki Z. 1979. Energochłonność produkcji rolniczej. *Metodyka badań energochłonności produkcji surowców żywnościowych*. IBMER, Symb. Dok. XXXVIII/717,
- Arricau-Bouvery, N.; Rodolakis, A. Is Q fever an emerging or re-emerging zoonosis? *Vet. Res.* 2005, 36, 327–349. <https://doi.org/10.1051/vetres:2005010>,

- Arthur, R.; Baidoo, M.F.; Antwi, E. Biogas as a potential renewable energy source: A Ghanaian case study. *Renew. Energy* 2011, 36, 1510–1516. DOI: 10.1016/j.renene.2010.11.012,
- Baldini, T.M.; Ferfua, C.; Piani, B.; Sepulcri, A.; Dorigo, G.; Zuliani, F.; Danuso, F.; Cattivello, C. The Performance and Potentiality of Monoecious Hemp (*Cannabis sativa* L.) Cultivars as a Multipurpose Crop. *Agron.* 2018, 8, 162. <https://doi.org/10.3390/agronomy8090162>,
- Balsalobre-Lorente, D.; Shahbaz, M.; Roubaud, D.; Farhani, S. How economic growth, renewable electricity and natural resources contribute to CO₂ emissions? *Energy Policy* 2018, 113, 356–367. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2017.10.050>,
- Baltic Marine Environment Protection Commission. HELCOM Baltic Sea Action Plan 2021 Update. 21 October 2021. <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2021/10/Baltic-Sea-Action-Plan-2021-update.pdf>; dostęp 15.11.2024,
- Barnett, G.M. Phosphorus forms in animal manure. *Bioresour. Technol.* 1994, 49(2), 139. [https://doi.org/10.1016/0960-8524\(94\)90077-9](https://doi.org/10.1016/0960-8524(94)90077-9),
- Benelli, G.; Pavela, R.; Petrelli, R.; Cappellacci, L.; Santini, G.; Fiorini, D.; Sut, S.; Dall'Acqua, S.; Canale, A.; Maggi, F. The essential oil from industrial hemp (*Cannabis sativa* L.) by-products as an effective tool for insect pest management in organic crops. *Ind. Crops Prod.* 2018; 122: 308–315. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2018.05.032>,
- Bernat, K.; Wojnowska-Baryła, I.; Kasiński, S.; Szatkowski, M. Methods of Preliminary Preparation of Lignocellulosic Biomass for Methane Fermentation. *Gas Water Sanit. Technol.* 2014, July, 269–273. <https://www.uwm.edu.pl/cbeo/sites/default/files/u260/metody-wstepnego-przygotowania-biomasy-lignocelulozowej-do-fermentacji-metanowej.pdf>; dostęp 23.05.2024,
- Biel, W.; Jaroszewska, A.; Zapałowska, A.; Łysoń, E.; Hury, G. Wpływ nawożenia popiołem z biomasy drzew iglastych oraz osadem ściekowym na wybrane składniki odżywcze bulw topinamburu (*Helianthus Tuberosus* L.). *Acta Agroph.* 2017, 24, 17–28, https://www.researchgate.net/publication/316740361_WPLYW_NAWOZENIA_POPIOL_EM_Z_BIOMASY_DRZEW_IGLASTYCH_ORAZ_OSADEM_SCIEKOWYM_NA_W_YBRANE_SKLADNIKI_ODZYWCZE_BULW_TOPINAMBURU_HELIANTHUS_TUBEROSUS_L; dostęp 17.10.2024,
- Bittman, S., Dedina, M., Howard C.M., Oenema, O., Sutton, M.A. (red.) 2014, Options for Ammonia Mitigation: Guidance from the UNECE Task Force on Reactive Nitrogen, Centre for Ecology and Hydrology, Edynburg, UK. www.clrtap-tfm.org; dostęp 28.08.2024,
- Braithwaite, G.D. Calcium and phosphorus metabolism in ruminants with special reference to parturient paresis. *J. Dairy Sci.* 1976, 43(3), 501. doi: 10.1017/s0022029900016095,
- Brazdauskas, P.; Tupciauskas, R.; Andzs, M.; Rizhikovs, J.; Puke, M.; Paze, A.; Meile, K.; Vedernikovs, N. Preliminary study of the biorefinery concept to obtain furfural and binderless panels from hemp (*Cannabis Sativa* L.) shives. *Energy Procedia* 2015, 72, 34–41. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2015.06.006>,
- Brzyski, P.; Barnat-Hunek, D.; Suchorab, Z.; Łagód, G. Composite Materials Based on Hemp and Flax for Low-Energy Buildings. *Materials* 2017, 10, 510. <https://doi.org/10.3390/ma10050510>,
- Buehler, R.; Pucher, J. Cycling through the COVID-19 Pandemic to a More Sustainable Transport Future: Evidence from Case Studies of 14 Large Bicycle-Friendly Cities in Europe and North America. *Sustainability* 2022, 14, 7293. <https://doi.org/10.3390/su14127293>,
- Buendia, C.; Tanabe, E.; Kranjc, A.; Baasansuren, J.; Fukuda, M.; Ngarize S.; Osako, A.; Pyrozhenko, Y.; Shermanau, P. Federici, S. (eds.) 2019. Agriculture, forestry and other land

- use. Vol. 4. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Hayama: IPCC. [https:// www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/vol4.html](https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/vol4.html); dostęp 30.09.2023,
- Burczyk, H. Konopie włókniste uprawiane w poplonach ścierniskowych—źródłem olejków eterycznych i włókna lub biogazu. *Probl. Inżynierii Rol.* 2015, 3, 29–38, File:///C:/Users/User/Downloads/Konopie_w%C5%82%C3%B3kniste_uprawiane_w_poplo%20(4).pdf; dostęp 23.11.2022,
- Champion, W.M.; Grieshop, A.P. Pellet-Fed Gasifier Stoves Approach Gas-Stove Like Performance during in-Home Use in Rwanda. *Environ. Sci. Technol.* 2019, 53, 6570–6579. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b00009>,
- Chaowana, P.; Hnoocham, W.; Chairapat, S.; Yimlamai, P.; Chitbanyong, K.; Wanitpinyo, K.; Chaisan, T.; Paopun, Y.; Pisutpiched, S.; Khantayanuwong, S.; Puangsin, B. Utilization of hemp stalk as a potential resource for bioenergy. *Mater. Sci. Energy Technol.* 2024, 7, 19–28. <https://doi.org/10.1016/j.mset.2023.07.001>,
- Ciascai, O.R.; Dezsi, S.; Rus, K.A. Cycling Tourism: A Literature Review to Assess Implications, Multiple Impacts, Vulnerabilities, and Future Perspectives. *Sustainability* 2022, 14, 8983. <https://doi.org/10.3390/su14158983>,
- Cichy, W. Skład Chemiczny Wybranych Roślin Energetycznych; Instytut Technologii Drewna. UP w Poznaniu, Maszynopis: Poznań, Poland, 2013; p. 4,
- Cintura, E.; Nunes, L.; Esteves, B.; Faria, P. Agro-industrial wastes as building insulation materials: A review and challenges for Euro-Mediterranean countries. *Ind. Crops Prod.* 2021, 171, 113833. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2021.113833>,
- Clune, S.; Crossin, E.; Verghese, K. Systematic review of greenhouse gas emissions for different fresh food categories. *J. Clean. Prod.* 2017, 140, 766–783. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.04.082>,
- Coronado, S.; Rojas, O.; Romero-Meza, R.; Serletis, A.; Chiu, L.V. Crude Oil and Biofuel Agricultural Commodity Prices. In: Jawadi F. (eds) Uncertainty, Expectations and Asset Price Dynamics. Dynamic Modeling and Econometrics in Economics and Finance, vol 24. Springer 2018, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-98714-9_5,
- Crini, G.; Lichtfouse, E.; Chanut, G.; Morin-Crini, N. Applications of Hemp in Textiles, Paper Industry, Insulation and Building Materials, Horticulture, Animal Nutrition, Food and Beverages, Nutraceuticals, Cosmetics and Hygiene, Medicine, Agrochemistry, Energy Production and Environment: A Review. *Environ. Chem. Lett.* 2020, 18, 1451–1476. <https://doi.org/10.1007/s10311-020-01029-2>,
- Curkowski A., Oniszk-Popławska A., Mroczkowski P., Wiśniewski G., Zowski M. 2011. Poradnik dla inwestorów zainteresowanych budową biogazowni rolniczych [online], w: Instytut Energetyki Odnawialnej, Ministerstwo Gospodarki, Warszawa 2011, <http://www.mg.gov.pl/files/upload/13229/poranik%20biogazowy.pdf>; dostęp 12.12.2018,
- Czapiewska, G. 2020. Consequences of climate change for farming and rural areas. *Studia Quat.* 2020, 37, 51–56.
- Czekała, W.; Kaniowski, J. Prospects for the Development of Biogas Plants in the Rural Areas of the Silesian Province; Wydaw. Akademia Słońca Krzysztof Frąszczak: Poznań, Poland, 2015; ISBN 978-83-944103-0-8.
- Czekała, W.; Pulka, J.; Jasiński, T.; Szewczyk, P.; Bojarski, W.; Jasiński, J. Waste as substrates for agricultural biogas plants: A case study from Poland. *J. Water Land Dev.* 2023, 56, 45–50. DOI: 10.24425/jwld.2023.143743,

- Czerwińska, E.; Kalinowska, K. Conditions of Conducting of Methane Fermentation in Biogas Plant; *Technika Rolnicza, Ogrodnicza, Leśna* 2014, 12–14. Poland. <https://bibliotekanauki.pl/articles/882912>; dostęp 28.05.2024,
- da Silva, B.L.B.; Costa, E.; da S. Binotti, F.F.; Benett, C.G.S.; da Silva, A.G. Growth and quality of *Garcinia humilis* seedlings as a function of substrate and shading level. *Pesqui. Agropecu. Trop.* 2018, 48(4), 407. <https://doi.org/10.1590/1983-40632018v4853500>,
- de Vrieze, J.; Hennebel, T.; Boon, N.; Verstraete, W. Methanosarcina: The rediscovered methanogen for heavy duty biomethanation. *Bioresour. Technol.* 2012, 112, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.079>.
- DeCicco, J.M.; Liu, D.Y.; Heo, J.; Krishnan, R.; Kurthen, A.; Wang, L. Carbon balance effects of U.S. biofuel production and use. *Clim. Change* 2016, 138, 667–680. <https://doi.org/10.1007/s10584-016-1764-4>,
- Deshannavar, U.B.; Hegde, P.G.; Dhalayat, Z.; Patil, V.; Gavas, S. Production and characterization of agro-based briquettes and estimation of calorific value by regression analysis: An energy application. *Mater. Sci. Energy Technol.* 2018, 1, 175–181. <https://doi.org/10.1016/j.mset.2018.07.003>,
- Dobek, T. Efektywność ekonomiczna produkcji ziemniaków jadalnych w wybranych gospodarstwach. *Inżynieria Rolnicza* 2006, 2, 77, 247–254.
- Dölle, K. 2024. Reinventing Hemp as Bio Fiber Material for Industrial Applications: Past, Present and the Future. *Advances in Research* 2024, 25, 2, 98–112. <https://doi.org/10.9734/air/2024/v25i21037>,
- Dominković, D.F.; Bačković, I.; Pedersen, A.S.; Krajačić, G. The future of transportation in sustainable energy systems: Opportunities and barriers in a clean energy transition. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 2018, 82 Pt 2, 1823–1838. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.06.117>,
- Drury, C.F.; Yang, X.; Dan Reynolds, W.; Calder, W.; Oloya, T.O.; Woodley, A.L. Combining Urease and Nitrification Inhibitors with Incorporation Reduces Ammonia and Nitrous Oxide Emissions and Increases Corn Yields. *J. Environ. Quality* 2017, 46, 939–949. <https://doi.org/10.2134/jeq2017.03.0106>,
- Dublein, D.; Steinhauser, A. Biogas from Waste and Renewable Resources: An Introduction; WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA: Weinheim, Germany, 2008. DOI:10.1002/9783527621705,
- Dudziec, P.; Warmiński, K.; Stolarski, M. J. Industrial Hemp as a Multi-Purpose Crop: Last Achievements and Research in 2018–2023. *Journal of Natural Fibers* 2024, 21(1). <https://doi.org/10.1080/15440478.2024.2369186>,
- Dyrektywa EMC 2004. Directive 2004/108/CE of the European Parliament and the Council of 13 December 2004 on the approximation of the laws of the Member States relating to electromagnetic compatibility and repealing Directive 89/336/EEC. OJ L 390.24 from 31.12.2004. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/?uri=CELEX:32004L0108&from=PL>; dostęp 21.11.2022,
- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2018/2001 z dnia 11 grudnia 2018 r. w sprawie promowania stosowania energii ze źródeł odnawialnych (Tekst mający znaczenie dla EOG). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/PDF/?uri=CELEX:32018L2001>; dostęp 29.11.2024,
- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2023/2413 z dnia 18 października 2023 r. zmieniająca dyrektywę (UE) 2018/2001, rozporządzenie (UE) 2018/1999 i dyrektywę 98/70/WE w odniesieniu do promowania energii ze źródeł odnawialnych oraz uchylająca

- dyrektywę Rady (UE) 2015/652. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/HTML/?uri=OJ:L_202302413; dostęp 29.11.2024,
- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/50/WE z dnia 21 maja 2008 r. w sprawie jakości powietrza i czystszej powietrza dla Europy. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0050>; dostęp 30.05.2023,
- 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 Uchylającą Dyrektywy 2001/77/WE oraz 2003/30/WE; European Parliament: Brussels, Belgium, 2009. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/ALL/?uri=CELEX%3A32009L0028>; dostęp 26.06.2021,
- 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. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/PDF/?uri=CELEX:32009L0030>; dostęp 29.11.2024,
- Dz. U. 2005 r. nr 179, poz. 1485. Ustawa z dnia 29 lipca 2005 r. o przeciwdziałaniu narkomanii. <https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/DocDetails.xsp?id=wdu20051791485>; dostęp 16.10.2024,
- Dz. U. 2009 r. nr 130, poz. 1070. Ustawa z dn. 17 lipca 2009 r. o systemie zarządzania emisjami gazów cieplarnianych i innych substancji. <https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/DocDetails.xsp?id=WDU20091301070>; dostęp 05.10.2023,
- Dz. U. 2009 r. nr 97, poz. 816, Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 18 czerwca 2009 r. w sprawie wzorów wykazów zawierających informacje i dane o zakresie korzystania ze środowiska oraz o wysokości należnych opłat. <https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/download.xsp/WDU20090970816/O/D20090816.pdf>; dostęp 04.06.2023,
- Dz. U. 2012 r. poz. 1031. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 sierpnia 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu. <https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/download.xsp/WDU20120001031/O/D20121031.pdf>; dostęp 30.05.2023,
- Dz. U. 2013 r. poz. 260 z późn. zm. Ustawa z Dnia 21 Marca 1985 Roku o Drogach Publicznych. <https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/download.xsp/WDU20130000260/T/D20130260L.pdf>; dostęp 12.07.2023,
- Dz. U. 2015 r. poz. 478. Ustawa o odnawialnych źródłach energii z dnia 20 stycznia 2015r. <https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/DocDetails.xsp?id=wdu20150000478>; 16.10.2024,
- Dz. U. 2018 r. poz. 1339, Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 5 czerwca 2018 r. w Sprawie Przyjęcia „Programu Działań Mających na Celu Zmniejszenie Zanieczyszczenia Wód Azotanami Pochodzącymi ze Źródeł Rolniczych oraz Zapobieganie Dalszemu Zanieczyszczeniu”; Internetowy System Aktów Prawnych: Warszawa, Poland, 2018,
- Dz. U. 2018 r. poz. 2527; Rozporządzenie Ministra Środowiska w Sprawie Wykazów Zawierających Informacje i Dane o Zakresie Korzystania ze Środowiska oraz o Wysokości Należnych Opłat; <https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/DocDetails.xsp?id=WDU20180002527>; dostęp 05.10.2023,
- Dz. U. 2020 r. poz. 243; Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 12 lutego 2020 r. w sprawie przyjęcia „Programu działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu”.

- <https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/download.xsp/WDU20200000243/O/D20200243.pdf>;
dostęp 28.05.2024,
- Dz. U. 2022 r. poz. 673. Obwieszczenie Marszałka Sejmu Rzeczypospolitej Polskiej z dnia 3 marca 2022 r. w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu ustawy o systemie zarządzania emisjami gazów cieplarnianych i innych substancji. <https://dziennikustaw.gov.pl/DU/2022/673>; dostęp 05.10.2023,
- Dz. U. 2022 r. poz. 764. Ustawa z dnia 24 marca 2022 r. o zmianie ustawy o przeciwdziałaniu narkomanii oraz niektórych innych ustaw. <https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/download.xsp/WDU20220000764/O/D20220764.pdf>;
dostęp 16.10.2024,
- Dz. U. 2023 r. poz. 244. Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 31 stycznia 2023 r. w sprawie Programu działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu. <https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/download.xsp/WDU20230000244/O/D20230244.pdf>;
dostęp 27.12.2024,
- Dz. U. UE L 09.140.16. 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. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/HTML/?uri=CELEX:32009L0028>; dostęp 29.11.2024,
- EEA 2019 “3.D Crop production and agricultural soils,” in *EMEP/ EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019. Technical guidance to prepare national emission inventories. EEA Report*, 13, pp. 1–38. <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2019/part-b-sectoral-guidance-chapters/4-agriculture/3-d-crop-production-and/view>;
dostęp 05.10.2023,
- Eggleston, H.S.; Buendia, L.; Miwa, K.; Ngara, T.; Tanabe, K. 2006. *Agriculture, forestry and other land use. Vol. 4. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Hayama: IPCC. www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html; dostęp 30.09.2023,
- EIA 2015. Energy Information Administration. EIA Projects World Energy Consumption Will Increase 56% by 2040. 2015. <https://www.eia.gov/todayinenergy/detail.php?id=12251>;
dostęp 22.06.2021,
- Elgarahy, A.M.; Eloffy, M.G.; Priya, A.K.; Yogeshwaran, V.; Yang, Z.; Elwakeel, K.Z.; Lopez-Maldonado, E.A. Biosolids management and utilizations: A review. *J. Clean. Prod.* 2024, 451, 141974. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.141974>,
- Ely, K.; Fike, J. Industrial Hemp and Hemp Byproducts as Sustainable Feedstuffs in Livestock Diets. In *Cannabis/Hemp for Sustainable Agriculture and Materials*; Agrawal, D.C., Kumar, R., Dhanasekaran, M., Eds.; Springer: Singapore, 2022; pp. 145–162. https://doi.org/10.1007/978-981-16-8778-5_6,
- EMEP EEA 2016. 3.D Crop Production and Agricultural Soils; tab. 3.2, tab. 3.9; European Environment Agency: Copenhagen, Denmark, 2016,
- EMEP EEA 2019. Rising Energy Consumption Slows EU Progress on Renewables and Energy Efficiency Targets. <https://www.eea.europa.eu/highlights/rising-energy-consumption-slows-eu>; dostęp 05.06.2023,
- Energy Prices and Costs in Europe. COM 951 Final. 2020. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/PDF/?uri=CELEX:52020DC0951&from=EN>; dostęp 05.06.2023,

- Eroğlu, E.; Eroğlu, İ.; Gündüz, U.; Türker, L.; Yücel, M. Biological hydrogen production from olive mill wastewater with twostage processes. *Int. J. Hydrogen Energy* 2006, *31*, 1527. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2006.06.020>,
- EU Nitrogen Expert Panel 2015. Nitrogen Use Efficiency (NUE) - An Indicator for the Utilization of Nitrogen in Agriculture and Food Systems; Wageningen University: Wageningen, The Netherlands, 2015,
- European Commission 2011. Communication From the Commission to The European Parliament, The Council, The European Economic and Social Committee and The Committee of The Regions. A Roadmap for moving to a competitive low carbon economy in 2050. COM (2011) 112 final. <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2011:0112:FIN:en:PDF>; dostęp 26.06.2021,
- European Commission 2012: Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions Concerning the European Union Strategy for the Baltic Sea Region; 23.3.2012. COM (2012) 128 Final; European Commission: Brussels, Belgium, 2012. https://eusbsr.eu/wp-content/uploads/celext_52012dc0128_en_txt.pdf; dostęp 15.11.2024,
- European Commission 2020. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. A new Circular Economy Action Plan For a cleaner and more competitive Europe; https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:9903b325-6388-11ea-b735-01aa75ed71a1.0017.02/DOC_1&format=PDF; dostęp 13.11.2024,
- European Commission 2022. Agriculture and rural development. https://agriculture.ec.europa.eu/farming/crop-productions-and-plant-based-products/hemp_en; dostęp 17.10.2024,
- European Union Report 2014. Study on Variation of Manure N Efficiency throughout Europe. Final Report. <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/0df506b1-c2df-4561-98e3-7f86a82a35e8>; dostęp 23.05.2024,
- Eurostat 2020. Statistics Explained. <https://ec.europa.eu/eurostat/statisticsexplained/>; dostęp 21.05.2021,
- Eurostat 2021. https://agriculture.ec.europa.eu/system/files/2021-03/cdg-arable-crops-2020-02-03-minutes_en_0.pdf; dostęp 14.11.2022,
- Faber, A.; Jarosz, Z.; Król, A. The Impact of Climate Change on the Efficiency of Nitrogen Use and its Losses. *Probl. Rol. Swiat.* 2019, *19*, 37–46,
- Fathollahi H., Mousavi-Avval S.H., Akram A., Rafiee S. 2018. Comparative energy, economic, and environmental analyses of forage production systems for dairy farming. *J. Clean. Prod.* 2018, *82*, 852–862, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.073>,
- Felten, D.; Fröba, N.; Fries, J.; Emmerling, C. Energy balances and greenhouse gas mitigation potentials of bioenergy cropping systems (*Miscanthus*, rapeseed and maize) based on farming conditions in Western Germany. *Renew. Energy* 2013, *55*, 160–174. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2012.12.004>,
- Forehead, H.; Huynh, N. Review of modelling air pollution from traffic at street-level—The state of the science. *Environ. Pollut.* 2018, *241*, 775–786. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.06.019>,

- Forte, A.; Fagnano, M.; Fierro, A. Potential role of compost and green manure amendment to mitigate soil GHGs emissions in Mediterranean drip irrigated maize production systems. *J. Environ. Manag.* 2017, 192, 68–78. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.01.037>,
- Francke, A. Chapter Twelve - Cycling during and after the COVID-19 Pandemic; Heinen, E., Götschi, T., Eds.; *Advances in Transport Policy and Planning*; Academic Press: Cambridge, MA, USA, 2022; Volume 10, 265–290. <https://doi.org/10.1016/bs.atpp.2022.04.011>,
- Frankowski, J.; Sieracka, D. Possibilities for Using Waste Hemp Straw for Solid Biofuel Production. *Environ. Sci. Proc.* 2021, 9, 18. <https://doi.org/10.3390/environsciproc2021009018>,
- Fried, H.O.; Lovell, K.; Schmidt, S.S. *The Measurement of Productive Efficiency and Productivity Growth*. OXFORD University Press, New York 2008. https://books.google.pl/books?hl=pl&lr=&id=djMh3iuB1EIC&oi=fnd&pg=PA92&dq=efficiency+analysis&ots=XHZodICuO1&sig=bPz683s-yq_NI5CGVRVtKAVIKPg&redir_esc=y#v=onepage&q=efficiency%20analysis&f=false; dostęp 29.11.2024,
- Gabriele, I.; Race, M.; Papirio, S.; Papetti, P.; Esposito, G. Phytoremediation of a Pyrene-Contaminated Soil by *Cannabis sativa* L. at Different Initial Pyrene Concentrations. *Chemosphere* 2022, 300, 134578. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134578>,
- Garcia, A. Corn Silage Production and Utilization. In *iGROW Corn: Best Management Practices*; Clay, D.E., Clay, S.A., Byamukama, E., Eds.; South Dakota State University: Brookings, SD, USA, 2016. <https://extension.sdstate.edu/sites/default/files/2019-09/S-0003-18-Corn.pdf>; dostęp: 21.06.2021,
- Gaze, B.; Noszczyk, T.; Romański, L.; Dyjakon, A.; Kułażynski, M. Determination of the dominant mechanism for NO_x formation in low power boilers fed with biomass. *Przem. Chem.* 2020, 99, 228–233. <https://doi.org/10.15199/62.2020.2.8>,
- Gest, H.; Kamen, M.D. Photoproduction of molecular hydrogen by *Rhodospirillum rubrum*. *Science* 1949, 109, 558, DOI: 10.1126/science.109.2840.558,
- Gill, A.R.; Loveys, B.R.; Cowley, J.M.; Hall, T.; Cavagnaro, T.R.; Burton, R.A. Physiological and morphological responses of industrial hemp (*Cannabis sativa* L.) to water deficit. *Ind. Crops Prod.* 2022, 187, 115331. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2022.115331>,
- Giner Santonja G.; Georgitzikis, K.; Scalet, B.M.; Montobbio, P.; Roudier, S.; Delgado Sancho L. Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Intensive Rearing of Poultry or Pigs; 2017, EUR 28674 EN; doi:10.2760/020485,
- GIOŚ 2022. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska. Ocena Jakości Powietrza w Strefach w Polsce za Rok 2021. Zbiórca Raport Krajowy z Rocznej Oceny Jakości Powietrza w Strefach Wykonanej Przez GIOŚ Według Zasad Określonych w Art. 89 Ustawy - Prawo Ochrony Środowiska. 2022. <https://powietrze.gios.gov.pl/pjp/content/show/1004004>; dostęp 12.07.2023,
- Gopal, G.; Dhanorkar, M.; Kale, S.; Patil, Y.B. Life cycle assessment of anaerobic digestion systems: Current knowledge, improvement methods and future research directions. *Manag. Environ. Qual.* 2020, 31, 3, 683–711. <https://doi.org/10.1108/MEQ-10-2018-0178>,
- Górka K. 2014. Zasoby naturalne jako czynnik rozwoju społeczno-gospodarczego. *Gospodarka w praktyce i teorii* Nr 3(36)2014. Instytut Ekonomii, Uniwersytet Łódzki, Łódź 2014,
- GPR 2010. Pomiar Ruchu Na Drogach Wojewódzkich W 2010 Roku. https://www.gddkia.gov.pl/userfiles/articles/g/GENERALNY_POMIAR_RUCHU_2010/0.1.1.6_SDR_drwoj_w_pkt_pomiarowych_w_2010_roku.pdf; dostęp 30.05.2023,

- Gupta, R.; Ouderji, Z.H.; Uzma, Yu, Z.; Sloan, W.T.; You, S. Machine learning for sustainable organic waste treatment: a critical review. *npj Mater. Sustain.* 2024, 2, 5. <https://doi.org/10.1038/s44296-024-00009-9>,
- GUS 2011. Produkcja upraw rolnych i ogrodnich w 2010 r. Warszawa: Główny Urząd Statystyczny. Departament Rolnictwa. https://stat.gov.pl/cps/rde/xbcr/gus/rl_produkcja_upraw_roln_i_ogrod_w_2010.pdf; dostęp: 05.10.2023,
- GUS 2012. Produkcja upraw rolnych i ogrodnich w 2011 r. Warszawa: Główny Urząd Statystyczny. Departament Rolnictwa. <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/rolnictwo-lesnictwo/uprawy-rolne-i-ogrodnicze/produkcja-upraw-rolnych-i-ogrodnich-w-2011-r-9,9.html>; dostęp: 05.10.2023,
- GUS 2013. Produkcja upraw rolnych i ogrodnich w 2012 r. Warszawa: Główny Urząd Statystyczny. Departament Rolnictwa. <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/rolnictwo-lesnictwo/uprawy-rolne-i-ogrodnicze/produkcja-upraw-rolnych-i-ogrodnich-w-2012-r-9,10.html>; dostęp: 05.10.2023,
- GUS 2014. Produkcja upraw rolnych i ogrodnich w 2013 r. Warszawa: Główny Urząd Statystyczny. Departament Rolnictwa. <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/rolnictwo-lesnictwo/uprawy-rolne-i-ogrodnicze/produkcja-upraw-rolnych-i-ogrodnich-w-2013-r-9,11.html>; dostęp: 05.10.2023,
- GUS 2015. Produkcja upraw rolnych i ogrodnich w 2014 r. Warszawa: Główny Urząd Statystyczny. Departament Rolnictwa. <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/rolnictwo-lesnictwo/uprawy-rolne-i-ogrodnicze/produkcja-upraw-rolnych-i-ogrodnich-w-2014-r-9,12.html>; dostęp: 05.10.2023,
- GUS 2016. Produkcja upraw rolnych i ogrodnich w 2015 r. Warszawa: Główny Urząd Statystyczny. Departament Rolnictwa. <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/rolnictwo-lesnictwo/uprawy-rolne-i-ogrodnicze/produkcja-upraw-rolnych-i-ogrodnich-w-2015-roku,9,14.html>; dostęp: 05.10.2023,
- GUS 2017. Produkcja upraw rolnych i ogrodnich w 2016 r. Warszawa: Główny Urząd Statystyczny. Departament Rolnictwa. <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/rolnictwo-lesnictwo/uprawy-rolne-i-ogrodnicze/produkcja-upraw-rolnych-i-ogrodnich-w-2016-roku,9,15.html>; dostęp: 05.10.2023,
- GUS 2018. Produkcja upraw rolnych i ogrodnich w 2017 r. Warszawa: Główny Urząd Statystyczny. Departament Rolnictwa. <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/rolnictwo-lesnictwo/uprawy-rolne-i-ogrodnicze/produkcja-upraw-rolnych-i-ogrodnich-w-2017-roku,9,16.html>; dostęp: 05.10.2023,
- GUS 2019. Produkcja upraw rolnych i ogrodnich w 2018 r. Warszawa: Główny Urząd Statystyczny. Departament Rolnictwa. <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/rolnictwo-lesnictwo/uprawy-rolne-i-ogrodnicze/produkcja-upraw-rolnych-i-ogrodnich-w-2018-roku,9,17.html>; dostęp: 05.10.2023,
- GUS 2020. Produkcja upraw rolnych i ogrodnich w 2019 r. Warszawa: Główny Urząd Statystyczny. Departament Rolnictwa. <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/rolnictwo-lesnictwo/uprawy-rolne-i-ogrodnicze/produkcja-upraw-rolnych-i-ogrodnich-w-2019-roku,9,18.html>; dostęp: 05.10.2023,
- GUS 2021. Produkcja upraw rolnych i ogrodnich w 2020 r. Warszawa: Główny Urząd Statystyczny. Departament Rolnictwa. <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/rolnictwo-lesnictwo/uprawy-rolne-i-ogrodnicze/produkcja-upraw-rolnych-i-ogrodnich-w-2020-roku,9,19.html>; dostęp: 05.10.2023,

- lesnictwo/uprawy-rolne-i-ogrodnicze/produkcja-upraw-rolnych- i-ogrodniczych-w-2020-roku,9,19.html; dostęp: 05.10.2023,
- GUS 2022. Rocznik Statystyczny Rolnictwa. Podstawowe czynniki produkcji. Wyniki produkcji rolniczej. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa 2022, s. 219. ISSN 2080-8798,
- Hainsch, K. Identifying policy areas for the transition of the transportation sector. *Energy Policy* 2023, 178, 113591, <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2023.113591>,
- Hałuzo, M.; Musiał, R. Ocena Zasobów i Potencjalnych Możliwości Pozyskania Surowców dla Energetyki Odnawialnej w Województwie Pomorskim; Biuro Planowania Przestrzennego w Słupsku: Słupsk, Poland, 2004, 59. <https://agroenergetyka.pl/?a=article&id=144>; dostęp 17.11.2022,
- Hannah, R. CO₂ Emissions Dataset: Our Sources and Methods. 2022. Our World in Data org.; dostęp 17.10.2024,
- Hao, X.; Chang, C. Does long-term heavy cattle manure application increase salinity of a clay loam soil in semi-arid southern Alberta? *Agric. Ecosyst. Environ.* 2003, 94(189). [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(02\)00008-7](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(02)00008-7),
- Harasim A. 1997. Możliwości kompensacji ujemnego wpływu stanowiska na plonowanie i efektywność produkcji pszenicy ozimej. II Efektywność ekonomiczna i energetyczna. *Pam. Puł.* 1997, 111, s.73-87,
- Hardelin, J.; Lankoski, J. Land Use and Ecosystem Services; OECD Food, Agriculture and Fisheries Papers 2018, 114; OECD Publishing: Paris, France, 2018, <http://dx.doi.org/10.1787/c7ec938e-en>,
- Herdem, M.S. Performance investigation of a non-combustion heat carrier biomass gasifier for various reforming methods of pyrolysis products. *Int. J. Green Energy* 2022, 19, 62-71. <https://doi.org/10.1080/15435075.2021.1930006>,
- Hermans, T.; Jeurissen, L.; Hackert, V.; Hoebe, C. Land-Applied Goat Manure as a Source of Human Q-Fever in the Netherlands, 2006–2010. *PLoS ONE* 2014, 9, e96607. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0096607>,
- Hertwich E.G.; Gibon T., Bouman E.A., Arvesen, A.; Suh, S.; Heath, G.A.; Bergesen, J.D.; Ramirez, A.; Vega, M.I.; Shi, L. Integrated life-cycle assessment of electricity-supply scenarios confirms global environmental benefit of low-carbon technologies. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 2015, 112, 6277–6282. <https://www.pnas.org/doi/epdf/10.1073/pnas.1312753111>,
- Hesami, M.; Pepe, M.; Alizadeh, M.; Rakei, A.; Baiton, A.; Jones, A.M.P. Recent advances in cannabis biotechnology. *Ind. Crops Prod.* 2020, 158, 113026. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2020.113026>,
- Hesami, M.; Pepe, M.; Baiton, A.; Jones, A.M.P. 2022b. Current status and future prospects in cannabinoid production through in vitro culture and synthetic biology. *Biotechnol. Adv.* 2022, 62, 108074. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2022.108074>,
- Hesami, M.; Pepe, M.; Baiton, A.; Salami, S.A.; Jones, A.M.P. 2022a. New insight into ornamental applications of cannabis: Perspectives and challenges. *Plants* 2022, 11, 2383. <https://doi.org/10.3390/plants11182383>,
- Hoffmann-Burdzińska, K.; Stolecka-Makowska, A.; Flak, O.; Lipowski, M.; Łapczyński, M. Consumers' Social Responsibility in the Process of Energy Consumption - The Case of Poland. *Energies* 2022, 15, 5127. <https://doi.org/10.3390/en15145127>,

- Hołaj-Krzak, J.T.; Konieczna, A.; Borek, K.; Gryszkiewicz-Zalega, D.; Sitko, E.; Urbaniak, M.; Dybek, B.; Anders, D.; Szymenderski, J.; Koniuszy, A.; Wałowski, G. Goat manure potential as a substrate for biomethane production - an experiment for photofermentation. *Energies* 2024, 17, 3967, <https://doi.org/10.3390/en17163967>,
- Holly, M.A.; Larson, R.A.; Powell, J.M.; Ruark, M.D.; Aguirre-Villegas, H. Greenhouse gas and ammonia emissions from digested and separated dairy manure during storage and after land application. *Agric. Ecosyst. Environ.* 2017, 239, 410–419. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.007>,
- Houshyar E., Azadi H., Almassi M., Davoodi M.J.S., Witlox F. 2012. Sustainable and efficient energy consumption of corn production in Southwest Iran: Combination of multi-fuzzy and DEA modeling. *Energy* 2012, 44, 672-681. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2012.05.025>,
- Houshyar E., Zareitard H. R., Grundmann P., Smith P. 2015. Determining efficiency of energy input for silage corn production: An econometric approach. *Energy* 2015, 93, 2166-2174, <https://doi.org/10.1016/j.energy.2015.09.105>,
- Huang, P.; Patel, M.; Santagata, M.C.; Bobet, A. Classification of Organic Soils. Publication FHWA/IN/JTRP-2008/02. Joint Transportation Research Program, Indiana Department of Transportation and Purdue University, West Lafayette, Indiana, 2009. <https://doi.org/10.5703/1288284314328>,
- Huygens, D.; Orveillon, G.; Lugato, E.; Tavazzi, S.; Comero, S.; Jones, A.; Gawlik, B.; Saveyn, H. Technical proposals for the safe use of processed manure above the threshold established for Nitrate Vulnerable Zones by the Nitrates Directive (91/676/EEC). Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2020, doi:10.2760/984729, JRC121636,
- IEA 2017. Renewables 2017. Analysis and Forecasts to 2022. Executive summary. 2017 OECD/IEA 2017. <https://www.iea.org/media/publications/mtrmr/Renewables2017ExecutiveSummary.PDF>; dostęp: 15.04.2021,
- IEA. 2021. Biofuels. In *Renewables 2021*; IEA: Paris, France, 2021. <https://www.iea.org/reports/renewables-2021>; dostęp 17.11.2022,
- IPCC 2006. Intergovernmental Panel on Climate Change. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. 2006. www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.htm, dostęp 23.05.2021,
- IPCC 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change. *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., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H.L., Eds.; Cambridge University Press: Cambridge, UK; New York, NY, USA, 2007; ISBN 978-0-521-70596-7,
- IPCC 2014. *Climate change 2014: Synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. Geneva. <https://www.ipcc.ch/report/ar5/syr/>; dostęp 05.10.2023,
- IPCC 2020. *Climate Change and Land: An IPCC Special Report on Climate Change, Desertification, Land Degradation, Sustainable Land Management, Food Security, and Greenhouse Gas Fluxes in Terrestrial Ecosystem (Summary for Policymakers)*, Intergovernmental Panel on Climate Change. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2019/08/4.-SPM_Approved_Microsite_FINAL.pdf; dostęp 05.06.2023,

- IPCC 2022. Mitigation Pathways Compatible with 1.5 °C in the Context of Sustainable Development. In *Global Warming of 1.5 °C*; Cambridge University Press: Cambridge, UK, 2022; pp. 93–174. <https://doi.org/10.1017/9781009157940.004>,
- IRENA 2022. Bioenergy for the Energy Transition: Ensuring Sustainability and Overcoming Barriers; International Renewable Energy Agency: Abu Dhabi, United Arab Emirates, 2022. ISBN: 978-92-9260-451-6,
- IRENA 2023. World Energy Transitions Outlook 2023: 1.5 °C Pathway, Volume 1; International Renewable Energy Agency: Abu Dhabi, United Arab Emirates, 2023; https://www.irena.org/-media/Files/IRENA/Agency/Publication/2023/Jun/IRENA_World_energy_transitions_outlook_2023.pdf; dostęp 30.05.2023,
- Jadczyzyn, T.; Kowalczyk, J.; Lipiński, W. 2010. Zalecenia nawozowe dla roślin uprawy polowej i trwałych użytków zielonych. Materiały szkoleniowe, 95. Puławy: IUNG-PIB.
- Jadhav, D.A.; Dutta, S.; Sherpa, K.C.; Jayaswal, K.; Saravanabhupathy, S.; Mohanty, K.T.; Banerjee, R.; Kumar, J.; Rajak, R.C. Chapter 7—Co-digestion processes of waste: Status and perspective. In *Bio-Based Materials and Waste for Energy Generation and Resource Management*; Hussain, C.M., Kushwaha, A., Bharagava, R.N., Goswami, L., Eds.; Elsevier: Amsterdam, The Netherlands, 2023; pp. 207–241. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/B9780323911498000107>; dostęp 23.05.2024,
- Jadidzadeh, A.; Serletis, A. The global crude oil market and biofuel agricultural commodity prices. *The Journal of Economic Asymmetries* 2018, 1-9 <https://doi.org/10.1016/j.jeca.2018.e00094>,
- Jarosz, Z.; Faber, A. Possibility of fulfilment of the European Union requirements in the field of sustainable biofuels production. *Rocz. Nauk. Stowarzyszenia Ekon. Rol. I Agrobiz.* 2015, 17, 85–90,
- Jarosz, Z.; Kapłań, M.; Klimek, K.; Anders, D.; Dybek, B.; Herkowiak, M.; Hołaj-Krzak, J.T.; Syrotyuk, S.; Korobka, S.; Syrotyuk, H.; Wałowski G. Evaluation of Biohydrogen Production Depending on the Substrate Used—Examples for the Development of Green Energy. *Energies* 2024, 17, 2524. <https://doi.org/10.3390/en17112524>,
- Jarosz, Z.; Książak, J.; Faber, A. Ocena wielkości emisji gazów cieplarnianych systemów uprawy stosowanych w kukurydzy wykorzystywanej do produkcji bioetanolu. *Roczniki* 2017, XIX, 1,
- Jasinskas, A.; Streikus, D.; Vonzodas, T. Fibrous hemp (Felina 32, USO 31, Finola) and fibrous nettle processing and usage of pressed biofuel for energy purposes. *Renew. Energ.* 2020, 149, 11–21. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.12.007>,
- Jaworski, A. Mechanizacja Uprawy Kukurydzy Paszowej; Małopolski Ośrodek Doradztwa Rolniczego w Karniowicach: Karniowice, Poland, 2012; ISBN 83-60394-03-2,
- Jeziorska-Thöle, A.; Rudnicki, R.; Kluba, M. Development of energy crops cultivation for biomass production in Poland. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 2016, 62, 534-545. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.05.024>,
- Jha, S.; Nanda, S.; Acharya, B.; Dalai, A.K. A Review of Thermochemical Conversion of Waste Biomass to Biofuels. *Energies* 2022, 15, 6352. <https://doi.org/10.3390/en15176352>,
- Johannesson, G.H.; Lauzon, J.; Crolla, A.; Gilroyed, B.; Vanderzaag, A.; Gordon, R. Impact of manure storage conditions and time on decomposition of and losses from liquid dairy manure

- stored in a temperate climate. Can. J. Soil. Sci. 2018, 98(1): 148-160. <https://doi.org/10.1139/cjss-2017-0083>,
- Kakitis A., Berzins R., Bērziņš, U. Cutting Energy Assessment of Hemp Straw. In Proceedings of the 15th International Scientific Conference Engineering for Rural Development, Jelgava, Latvia, 25–27 May 2016, 1255–1259. <https://www.tf.llu.lv/conference/proceedings2016/Papers/N250.pdf>; dostęp 23.11.2022,
- Kallistova, A.Y.; Goel, G.; Nozhevnikova, A.N. Microbial diversity of methanogenic communities in the systems for anaerobic treatment of organic waste. Microbiology 2014, 83, 462–483. <https://doi.org/10.1134/S0026261714050142>.
- Kanger, L. Rethinking the Multi-level Perspective for energy transitions: From regime life-cycle to explanatory typology of transition pathways. Energy Res. Soc. Sci. 2021, 71, 101829. <https://doi.org/10.1016/j.erss.2020.101829>,
- Karanikola, P.; Panagopoulos, T.; Tampakis, S.; Tsantopoulos, G. Cycling as a Smart and Green Mode of Transport in Small Touristic Cities. Sustainability 2018, 10, 268. <https://doi.org/10.3390/su10010268>,
- Karche, T. The application of hemp (*Cannabis sativa* L.) for a green economy: A review. Turk. J. Bot. 2019, 43, 710–723. <https://doi.org/10.3906/bot-1907-15>,
- Katircioglu, S.T.; International tourism, energy consumption, and environmental pollution: The case of Turkey. Renew. Sustain. Energy Rev. 2014, 36, 180-187. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.04.058>,
- Kaur, A.; Madhuka, R.; Krishnendu, K. Densification of biomass by briquetting: A review. Int. J. Recent Sci. Res. 2017, 8, 20561–20568. <http://dx.doi.org/10.24327/ijrsr.2017.0810.0916>,
- Kaur, H.; Kommalapati, R.R. Optimizing anaerobic co-digestion of goat manure and cotton gin trash using biochemical methane potential (BMP) test and mathematical modeling. SN Appl. Sci. 2021, 3, 724. <https://doi.org/10.1007/s42452-021-04706-1>,
- Kazberuk W., Rutkowska B., Szulc W. The impact of diverse level of manure application on the chemical properties of the soil (Research note). Polish Journal of Agronomy 2021, 47, 34-39. doi: 10.26114/pja.iung.439.2021.47,
- Kering, M.K. Manganese Nutrition and Photosynthesis in NAD-Malic Enzyme C4 Plants. Ph.D. Thesis, University of Missouri-Columbia, Columbia, MO, USA, 2008,
- Khalid, A.; Arshad, M.; Anjum, M.; Mahmood, T.; Dawson, L. The anaerobic digestion of solid organic waste. Waste Manag. 2011, 31, 8. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.03.021>.
- Khan, A.A; de Jong, W.; Jansens, P.J.; Spliethoff, H. Biomass combustion in fluidized bed boilers: Potential problems and remedies. Fuel Process. Technol. 2009, 90, 21-50. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2008.07.012>,
- Kim, J.K., Oh B.R., Chun Y.N., Kim S.W. Effects of temperature and hydraulic retention time on anaerobic digestion of food waste. J. Biosci. Bioeng. 2006, 102, 328–332. <https://doi.org/10.1263/jbb.102.328>.
- Knox, J.; Daccache, A.; Hess, T.; Haro, D. Meta-analysis of climate impacts and uncertainty on crop yields in Europe. Environ. Res. Lett. 2016, 11, 113004. DOI 10.1088/1748-9326/11/11/113004,
- Knutel, B.; Gaze, B.; Wojtko, P.; Dębowski, M.; Bukowski, P. Multifaceted Analysis of the Use of Catalytic Additives for Combustion with Hemp Pellets in a Low-Power Boiler. Energies 2022, 15, 2034. <https://doi.org/10.3390/en15062034>,

- KOBiZE 2017. Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami. Poland's National Inventory Report 2017. Greenhouse Gas Inventory for 1988–2015; Instytut Ochrony Środowiska - Państwowy Instytut Badawczy. Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami: Warszawa, Poland, 2017,
- KOBiZE 2018. Poland's national inventory report 2018. Greenhouse Gas Inventory for 1988–2016. Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy. Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami, Warszawa 2018,
- Kołodziej J., Władyka-Przybylak, M.; Mańkowski, J.; Grabowska. L. Heat of Combustion of Hemp and Briquettes Made of Hemp Shives. Proceedings of the international scientific conference Renewable energy and energy efficiency. Rivza, P.- Jelgava (Latvia): Latvia University of Agriculture, 28-30 May 2012, 978-9984-48-070-1, 163-166,
- Kołodziej, J.; Pudełko, K.; Mańkowski, J. Energy and Biomass Yield of Industrial Hemp (*Cannabis sativa* L.) as Influenced by Seeding Rate and Harvest Time in Polish Agro-Climatic Conditions. J. Nat. Fibers 2023, 20, 1, 2159609. <https://doi.org/10.1080/15440478.2022.2159609>,
- Konieczna, A.; Mazur, K.; Koniuszy, A.; Gawlik, A.; Sikorski, I. Thermal Energy and Exhaust Emissions of a Gasifier Stove Feeding Pine and Hemp Pellets. Energies 2022, 15, 9458. <https://doi.org/10.3390/en15249458>,
- Konieczna, A.; Roman, K.; Roman, M.; Śliwiński, D.; Roman, M. Energy Efficiency of Maize Production Technology: Evidence from Polish Farms. Energies 2021, 14, 170. <https://doi.org/10.3390/en14010170>,
- Koniuszy A.; Hawrot-Paw, M.; Podsiadło, C.; Sędlak, P.; Moździerz, E. Gasification of Cup Plant (*Silphium perfoliatum* L.) Biomass-Energy Recovery and Environmental Impacts. Energies 2020, 13, 4960. <https://doi.org/10.3390/en13184960>,
- Konkol, I.; Świerczek, L.; Cenian, A. Chicken Manure Pretreatment for Enhancing Biogas and Methane Production. Energies 2023, 16, 5442. <https://doi.org/10.3390/en16145442>,
- Kovalchuk, I.; Pellino, M.; Rigault, P.; Van Velzen, R.; Ebersbach, J.; Ashnest, J.R.; Mau, M.; Schranz, M.E.; Alcorn, J.; Laprairie, R.B.; McKay J.K., Burbridge C., Schneider D., Vergara D., Kane N.C., Sharbel T.F. The genomics of Cannabis and its close relatives. Annu. Rev. Plant Biol. 2020, 71, 713–739. <https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-081519-040203>,
- Kpalo, S.Y.; Zainuddin, M.F.; Manaf, L.A.; Roslan, A.M. A Review of Technical and Economic Aspects of Biomass Briquetting. Sustainability 2020, 12, 4609. <https://doi.org/10.3390/su12114609>,
- Krasuska, E.; Faber, A.; Pudełko, R.; Jarosz, Z.; Borzecka-Walker, M.; Kozyra, J.; Syp, A. Emission saving opportunities for corn cultivation for ethanol in Poland. J. Food Agric. Env. 2013, 11, 3–4.26,
- Kraszkiewicz, A.; Kachel, M.; Parafiniuk, S.; Zajac, G.; Niedziółka, I.; Sprawka, M. Assessment of the Possibility of Using Hemp Biomass (*Cannabis Sativa* L.) for Energy Purposes: A Case Study. Appl. Sci. 2019, 9, 4437. <https://doi.org/10.3390/app9204437>,
- Križan, M; Krištof, K, Angelovič, M., Jobbágy, J. The use of maize stalks for energy purposes and emissions measurement during their combustion. Agron. Res. 2017, 15(2), 456–467. https://agronomy.emu.ee/wp-content/uploads/2017/05/Vol15nr2_Krizan.pdf; dostęp 29.12.2024,
- Krüger, M.; van Eeden, T.; Beswa, D. *Cannabis sativa* Cannabinoids as Functional Ingredients in Snack Foods - Historical and Developmental Aspects. Plants 2022, 11, 3330. <https://doi.org/10.3390/plants11233330>,

- Kubica, K. Niska Emisja w Polsce: Stan i Możliwości. 2015. <http://misja-emisja.pl/knowledgebase/niska-emisja-polsce-stan-mozliwosci/>; dostęp 30.05.2023,
- Kuczer, M.; Chmura, U.; Kosielski, M.; Kuczer, J.; Lochno, A.; Pietrusiak, J.; Rosicki, M.; Smolczyk, A.; Zaborowska, K. Raport dla Miasta Kielce (Inwentaryzacja Źródeł Emisji do Powietrza Atmosferycznego w Związku z Potrzebą Aktualizacji Baz Danych Dotyczących Stanu i Ochrony Powietrza Atmosferycznego m.in. dla Potrzeb Integracji Systemów Gromadzenia i Przetwarzania Danych o Środowisku w Miejskim Systemie Informacji Przestrzennej) 2011. https://um.kielce.pl/gfx/kielce2/files/srodowisko/pos_pliki/raport_emisje_powietrze.pdf; dostęp 30.05.2023,
- Kukla, P.; Polakowski, Ł. Program Ograniczenia Niskiej Emisji na Terenie Gminy Gorzyce na lata 2013–2015; Fundacja na Rzecz Efektywnego Wykorzystania Energii: Katowice, Poland, 2012. https://bip.gorzyce.pl/biparchiwum1/archiwum.gorzyce.bip.gmina.pl/pliki/a120_uchwa%C5%82a_01.pdf; dostęp 28.05.2023,
- Kumaran, P.; Hephzibah, D.; Sivasankari, R.; Saifuddin, N.; Shamsuddin, A.H. A review on industrial scale anaerobic digestion systems deployment in Malaysia: Opportunities and challenges. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 2015, 56, 929–940. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.11.069>,
- Kupryś-Caruk, M.; Lisowski, A.; Chomontowski, C. The effect of silage additive on the kinetics of biogas production from lignocellulosic perennial crops. *J. Water Land Dev.* 2023, 56, 58–66. DOI: 10.24425/jwld.2023.143745,
- Kuś J. 2002. Efektywność energetyczna produkcji biopaliw płynnych. *Wiś Jutra*, 9, 8-10,
- Kuziemska B., Jaremko D., Wysokiński A., Trębicka J., Klej P. Zawartość wapnia, sodu i siarki oraz wydzielonych frakcji manganu i miedzi w wybranych nawozach naturalnych. *Polish Journal of Agronomy* 2017, 28, 28-34. <https://doi.org/10.26114/pja.iung.308.2017.28.04>,
- Łądkiewicz, K.; Wszędyrówny-Nast, M.; Jaśkiewicz, K. Porównanie różnych metod oznaczania zawartości substancji organicznej. *Prz. Nauk. Inż. Kształt. Śr.* 2017, 26 (1), 99–107,
- Lanko, I.; Flores, L.; Garfí, M.; Todt, V.; Posada, J.A.; Jenicek, P.; Ferrer, I. Life Cycle Assessment of the Mesophilic, Thermophilic, and Temperature-Phased Anaerobic Digestion of Sewage Sludge. *Water* 2020, 12, 3140. <https://doi.org/10.3390/w12113140>,
- Li, C.; Di, H.J.; Cameron, K.C.; Podolyan, A.; Zhu, B. Effect of different land use and land use change on ammonia oxidiser abundance and N₂O emissions. *Soil Biol. Biochem.* 2016, 96, 169-175. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.02.005>,
- Lindner, J.; Zielonka, S.; Oechsner, H.; Lemmer, A. Effects of mechanical treatment of digestate after anaerobic digestion on the degree of degradation. *Bioresour. Technol.* 2014, 178, 194–200. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.09.117>,
- Lityński, T.; Jurkowska, H. Soil Fertility and Plant Nutrition; National Scientific Publishing House: Warsaw, Poland, 1982,
- Liu, X.; Shen, J.; Guo, Y.; Wang, S.; Chen, B.; Luo, L.; Zhang, H. Technical progress and perspective on the thermochemical conversion of kitchen waste and relevant applications: A comprehensive review. *Fuel* 2023, 331, 125803. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2022.125803>,
- Liu, X.Y.; Zicari, S.M.; Liu, G.Q.; Li, Y.Q.; Zhang, R.H. Pretreatment of wheat straw with potassium hydroxide for increasing enzymatic and microbial degradability. *Bioresour. Technol.* 2015, 185, 150–157. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.02.047>,

- Lovarelli, D.; Falcone, G.; Orsina, L.; Bacenetti, J. Agricultural small anaerobic digestion plants: Combining economic and environmental assessment. *Biomass Bioenergy* 2019, 128, 105302. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.105302>,
- Lovarelli, D.; Garcia, L.R.; Sánchez-Girón, V.; Bacenetti, J. Barley production in Spain and Italy: Environmental comparison between different cultivation practices. *Sci. Total Environ.* 2020, 707, 135982. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135982>,
- Lovell, R.D.; Jarvis, S.C. Effect of cattle dung on soil microbial biomass C and N in a permanent pasture soil. *Soil Biol. Biochem.* 1996, 28(3), 291. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(95\)00140-9](https://doi.org/10.1016/0038-0717(95)00140-9),
- Lung, A.J.; Lin, C.M.; Kim, J.M.; Marshall, M.R.; Nordstedt, R.; Thompson, N.P.; Wei, C.I. Destruction of *Escherichia coli* O157:H7 and *Salmonella enteritidis* in cow manure composting. *J. Food. Prot.* 2001, 64, 1309–1314. <https://doi.org/10.4315/0362-028x-64.9.1309>,
- Luo, X.; Wu, T.; Shi, K.; Song, M.; Rao, Y. Biomass Gasification: In Overview of Technological Barriers and Socio-Environmental Impact. In *Gasification for Low-grade Feedstock*, Y. Yun (Ed.) 2018. <http://dx.doi.org/10.5772/intechopen.74191>,
- Malabadi, R.B.; Kolkar, K.P.; Chalannavar, R.K.; Vassanthini, R.; Mudigoudra, B.S. Industrial *Cannabis sativa*: Hemp Plastic-Updates. *World Journal of Advanced Research and Reviews* 2023, 20(01), 715–725. <https://doi.org/10.30574/wjarr.2023.20.1.2102>,
- Mańkowski, J.; Kołodziej, J.; Baraniecki, P.; Kubacki, A.; Pniewska, I.; Pudełko, K. Przywrócenie wartości rolniczej terenów zdegradowanych przemysłowo przez uprawę konopi włóknistych. *Innowacyjne rozwiązania rewitalizacji terenów zdegradowanych*. 2016, Ed. Skowronek J. Instytut Ekologii Terenów Uprzemysłowionych, 8, 183–197. <https://www.researchgate.net/publication/316172134>; dostęp 18.10.2024,
- Mańkowski, J.; Kołodziej, J.; Pudełko, K.; Kozłowski, R.M.; 2020. Bast fibres: The role of hemp (*Cannabis sativa* L.) in remediation of degraded lands. In *The Textile Institute Book Series, Handbook of Natural Fibres (Second Edition)*, Editor(s): Kozłowski, R.M., Mackiewicz-Talarczyk, M., Eds.; Elsevier: Amsterdam, The Netherlands; Woodhead Publishing 2020, 393–417, <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818782-1.00011-0>,
- Mantovani, J.R.; Carrera, M.; Moreira, J.L.A.; Marques, D.J.; da Silva, A.B. Fertility properties and leafy vegetable production in soils fertilized with cattle manure. *Revista Caatinga* 2017, 30(4), 825. <https://doi.org/10.1590/1983-21252017v30n402rc>,
- Mao, C.; Feng, Y.; Wang, X.; Ren, G. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 2015, 45, 540–555. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.032>,
- Maoduš, N. Razvoj i Primena Biokompozitnog Pločastog Termoizolacionog Materijala na Bazi Biomase i Micelijuma Gljiva. Ph.D. Thesis, University of Novi Sad, Novi Sad, Serbia, 2019. DOI:10.13140/RG.2.2.24664.24323,
- Menardo S., Airoidi G., Cacciatore V., Balsari P. Potential biogas and methane yield of maize stover fractions and evaluation of some possible stover harvest chains. *Biosystems Engineering* 2015, 129, 352–359. doi:10.1016/j.biosystemseng.2014.11.010,
- Miatkowski, Z.; Turbiak, J.; Burczyk, P.; Myczko, A.; Karłowski, J. Prognozy Zmian Aktywności w Sektorze Rolnictwa Zawierające Informacje Niezbędne do Wyliczenia Szacunkowej Wielkości Emisji Gazów Ciężkich; Raport ITP; Instytut Technologiczno-Przyrodniczy: Bydgoszcz, Poland, 2010,

- Michalski, T. *Produkcja Wybranych Rolniczych Surowców Energetycznych. Odnawialne Źródła Energii. Rolnicze Surowce Energetyczne*; Kołodziej, B., Matyki, M., Eds.; PWRiL Sp. z o.o.: Poznań, Poland, 2012; ISBN 978-83-09-01139-2,
- Mineralization, 2014a. PB/31/12:2014. Mineralization of plant samples and natural fertilizers in concentrated mineral acids into general components (macro- and microelements) The research procedure of the Environmental Chemistry Research Laboratory Falenty, 05-090 Raszyn, Poland consists in adopting routine procedures, appropriate to the working conditions in the outdoor laboratory, with expected characteristics (composition), applicable to specific determinations, within a specified concentration range. <https://www.itp.edu.pl/bip/index.html>; dostęp 23.05.2024,
- Mineralization, 2014b. PB/31/14:2014. Mineralization of plant samples and natural fertilizers in concentrated mineral acids into general components (macro- and microelements) The research procedure of the Environmental Chemistry Research Laboratory Falenty, 05-090 Raszyn, Poland consists in adopting routine procedures, appropriate to the working conditions in the outdoor laboratory, with expected characteristics (composition), applicable to specific determinations, within a specified concentration range. <https://www.itp.edu.pl/bip/index.html>; dostęp 23.05.2024,
- Mineralization, 2014c. PN-91/R-04014. Mineralization of plant samples and natural fertilizers in concentrated mineral acids into general components (macro- and microelements) The research procedure of the Environmental Chemistry Research Laboratory Falenty, 05-090 Raszyn, Poland consists in adopting routine procedures, appropriate to the working conditions in the outdoor laboratory, with expected characteristics (composition), applicable to specific determinations, within a specified concentration range. <https://www.itp.edu.pl/bip/index.html>; dostęp 23.05.2024,
- Mineralization, 2014d. PB/31/09:2014. Mineralization of vegetation samples and natural fertilizers in concentrated mineral acids for nitrogen The research procedure of the Environmental Chemistry Research Laboratory Falenty, 05-090 Raszyn, Poland consists in adopting routine procedures, appropriate to the working conditions in the outdoor laboratory, with expected characteristics (composition), applicable to specific determinations, within a specified concentration range. <https://www.itp.edu.pl/bip/index.html>; dostęp 23.05.2024,
- Mirowski, T.; Mokrzycki, E.; Uliasz-Bocheńczyk, A. Właściwości Fizykochemiczne Wybranych Surowców Biomasowych oraz Przetwarzanie Biomasy Roślinnej na Brykiety i Pelety. In *Energetyczne wykorzystanie biomasy*. Wydawnictwo IGSMiE PAN, Kraków 2018, 49-74, ISBN 978-83-62922-94-9,
- Mlaik, N.; Sayadi, S.; Masmoudi, M.A.; Yaacoubi, D.; Loukil, S.; Khoufi, S. Optimization of anaerobic co-digestion of fruit and vegetable waste with animal manure feedstocks using mixture design. *Biomass Conv. Bioref.* 2024, 14, 4007–4016. <https://doi.org/10.1007/s13399-022-02620-z>,
- Modi, A.A.; Shahid, R.; Saeed, M.U.; Tanzila, S.; Younas, T. 2018. Hemp is the Future of Plastics. *E3S Web of Conferences* 51, 03002, ICACER 2018. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20185103002>,
- Mohrmann S., Otter, V. Categorisation of Biogas Plant Operators in Germany with Regards to Their Intention to Use Straw Pellets as Innovative and Sustainable Substrate Alternative. *Energies* 2023, 16, 5. <https://doi.org/10.3390/en16010005>,
- Molino, A.; Chianese, S.; Musmarra, D. Biomass gasification technology: The state of the art overview. *J. Energy Chem.* 2016, 25, 10–25, <https://doi.org/10.1016/j.jechem.2015.11.005>,

- Moritz, M. Biological methods of obtaining hydrogen. *Chemist* 2012, 66, 827–834. https://scholar.google.com/scholar_lookup?title=Biological+methods+of+obtaining+hydrogen&author=Moritz,+M.&publication_year=2012&journal=Chemist&volume=66&pages=827%E2%80%93834,
- Mościcka, A.; Pokonieczny, K.; Wilbik, A.; Wabiński, J. Transport Accessibility of Warsaw: A Case Study. *Sustainability* 2019, 11, 5536. <https://doi.org/10.3390/su11195536>,
- Muzalewski A. 2006. Wskaźniki Eksploatacyjno-Ekonomiczne Maszyn i Ciągników Rolniczych w Poradnik PROW. Przepisy Ochrony Środowiska, Normatywy i Wskaźniki Funkcjonujące w Produkcji Rolniczej, 1st ed.; Pruska, P., Ed.; Centrum Doradztwa Rolniczego w Brwinowie: Kraków, Poland, 2016; ISBN 83-88082-81-7,
- Muzalewski A. 2015. Zasady doboru maszyn rolniczych w ramach PROW na lata 2014–2020. Warszawa: Instytut Technologiczno-Przyrodniczy, Oddział w Warszawie. <https://jakiciagnik.pl/zasady-doboru-maszyn.html>; dostęp: 05.10.2023,
- Muzalewski A. 2018. Emisje szkodliwych gazów z produkcji surowców dla zaawansowanych biopaliw. Prezentacja na seminarium dot. projektu FORBIO „Promowanie zrównoważonej produkcji surowców dla zaawansowanych biopaliw na gruntach niewykorzystanych w Europie. Seminarium 24 maja 2018. Warszawa,
- Muzalewski A. 2020. Zużycie paliwa (ON) podczas zbioru zbóż kombajnem 125 kW, w zależności od plonu ziarna. Warszawa: ITP, ZAE,
- Nadel, S.; Ungar, L. Halfway There: Energy Efficiency Can Cut Energy Use; Report U1907; American Council for an Energy-Efficient Economy: Washington, DC, USA, 2019,
- Nag R.; Auer A.; Markey B.K.; Whyte P.; Nolan S.; O’Flaherty V.; Russell L.; Bolton D.; Fenton O.; Richards K.; Cummins E. Anaerobic digestion of agricultural manure and biomass—Critical indicators of risk and knowledge gaps. *Sci. Total. Environ.* 2019, 690, 460–479. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.512>,
- Nanosens 2024. <https://www.nanosens.pl/zastosowanie/latajace-laboratorium-atmon-fl/>,
- Nowacki T. 1999. Paradygmaty energotechnologicznej efektywności transformacji gospodarki żywnościowej. Problemy Rozwoju Wsi i Rolnictwa. IRWiR PAN, Warszawa 1999. ISBN 83-85369-43-0,
- Nyckowiak, J.; Leśny, J.; Olejnik, J. Ocena bezpośredniej emisji N₂O z gleb użytkowanych rolniczo województwa wielkopolskiego w latach 1960–2009 według metodologii IPCC. *Woda Śr. Obsz. Wiej.* 2012, 4, 203–215,
- Obernberger I.; Brunner, T.; Bärthaler, G. Chemical properties of solid biofuels - significance and impact. *Biomass Bioenerg.* 2006, 30 (11), 973–982. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2006.06.011>,
- Obi O.F.; Pecenk, R.; Clifford, M.J. A Review of Biomass Briquette Binders and Quality Parameters. *Energies* 2022, 15, 2426. <https://doi.org/10.3390/en15072426>,
- OECD 2002. Strategies to Reduce Greenhouse Gas Emissions from Road. Transport: Analytical Methods. http://www.keepeek.com/Digital-Asset-Management/oecd/transport/strategies-to-reduce-greenhouse-gas-emissions-from-road-transport_9789264195974-en; dostęp 30.05.2023,
- Official Journal of the European Communities. Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area, 1992; (94/157/WE), No L 73/19; 16 March 1994. [https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/PDF/?uri=CELEX:21994A0316\(02\);](https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/PDF/?uri=CELEX:21994A0316(02);) dostęp 15.11.2024,

- Ogryzek, M.P.; Rząsa, K.; Ciski, M. 2019. The role of the National Support Centre for Agriculture in the process of revitalization and renewal of the rural areas. *J. Water Land Dev.* 42 (VII–IX) p. 143–149. DOI: 10.2478/jwld-2019-0055,
- Operating Instruction 2019. <http://www.mru-instruments.pl/produkty/analizatory-przemyslowe/varioplusiv>; dostęp 15.05.2019,
- Oppeltová, P.; Boráková, J. Monitoring of basic physicochemical parameters in the flow and their possible influence on the quality of the small water source. *J. Water Land Dev.* 2020, 44, 106–117. <https://DOI.org/10.24425/jwld.2019.127051>,
- Ošlaj, M.; Muršec, B. Biogas as a renewable energy source. *Technical Gazette* 2010, 17, 1091–114. <https://hrcak.srce.hr/file/77693>; dostęp 03.11.2024,
- Papadopoulou, E.; Bikiaris, D.; Chrysafis, K.; Władyka-Przybylak, M.; Wesolek, D.; Mankowski, J.; Kolodziej, J.; Baraniecki, P.; Bujnowicz, K.; Gronberg, V. Value-added industrial products from bast fiber crops. *Ind. Crop. Prod.* 2015, 68, 116–125. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2014.10.028>,
- Parvez, A.M.; Lewis, J.D.; Afzal, M.T. Potential of industrial hemp (*Cannabis sativa* L.) for bioenergy production in Canada: Status, challenges and outlook. *Ren. Sus. Energy Rev.* 2021, 141, 110784. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.110784>,
- Paterson, M.; Amrozy, M.; Berutto, R.; Bijnagte, J.W.; Bonhomme, S.; Gysen, M.; Kayesr, K.; Majewski, E.; Parola, F. Implementation Guide for Small-Scale Biogas Plants. In *Bioenergy Farm II Publication*; Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL): Kranichstein, Germany, 2016, Volume 1.2. https://scholar.google.com/scholar_lookup?title=Implementation+Guide+for+Small-Scale+Biogas+Plants&author=Paterson,+M.&author=Amrozy,+M.&author=Berutto,+R.&author=Bijnagte,+J.W.&author=Bonhomme,+S.&author=Gysen,+M.&author=Kayesr,+K.&author=Majewski,+E.&author=Parola,+F.&publication_year=2016,
- Pawlak, J. 2017. Szacunkowe Zużycie Oleju Napędowego w Rolnictwie w Latach 2010–2015 w Układzie Wojewódzkim. *Probl. Inż. Rol.* 2017, 2, 55–65,
- Pellizzi G. 1992. Use of energy and labour in Italian agriculture. *J. Agric. Engng. Res.*, 52, p. 111–119,
- Pellizzi G. 2000. Sul risparmio energetico nella meccanizzazione agricola. *Mondo Macchine*, 2: 14–2,
- Pennsylvania State University. The Agronomy Guide 2009–2010. 2009. <http://extension.psu.edu/publications/agrs-026>; dostęp 26.08.2024,
- Petlickaitė, R.; Jasinskas, A.; Miėdažys, R.; Romanėckas, K.; Praspaliauskas, M.; Balandait, J. Investigation of Pressed Solid Biofuel Produced from Multi-Crop Biomass. *Sustainability* 2022, 14, 799. <https://doi.org/10.3390/su14020799>,
- Pikuła, D. Racjonalne gospodarowanie nawozami naturalnymi i organicznymi. *Studia i Raporty IUNG-PIB* 2016, 37(11): 57–67. doi: 10.26114/sir.iung.2014.37.05,
- Plötz, P.; Funke, S.A.; Jochem, P.; Wietschel, M. CO₂ mitigation potential of plug-in hybrid electric vehicles larger than expected. *Sci. Rep.* 2017, 7, 16493. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-16684-9>,
- PN-EN 50270:2015-04; Kompatybilność elektromagnetyczna - elektryczne przyrządy do wykrywania i pomiaru gazów palnych, gazów toksycznych lub tlenu. Polski Komitet Normalizacyjny: Warsaw, Poland, 2015,

- PN-EN 50271:2018-08; Elektryczne przyrządy do wykrywania i pomiaru gazów palnych, gazów toksycznych lub tlenu - Wymagania i badania dotyczące przyrządów wykorzystujących oprogramowanie i/lub techniki cyfrowe. Polski Komitet Normalizacyjny: Warsaw, Poland, 2018,
- PN-EN ISO 17034:2017-03; Ogólne wymagania dotyczące produkcji materiałów odniesienia, w tym certyfikowanych materiałów odniesienia. Polskie Centrum Akredytacji: Warszawa, Polska,
- PN-EN ISO 17225-2:2021-10; Biopaliwa Stałe - Specyfikacje Paliw i Klasy - Część 2: Klasy peletów drzewnych. Polski Komitet Normalizacyjny: Warsaw, Poland, 2021,
- PN-ISO 1928:2020-05. Paliwa Stałe - Oznaczanie Ciepła Spalania Metoda Spalania w Bombie Kalorymetrycznej i Obliczanie Wartości Opałowej. <https://sklep.pkn.pl/catalogsearch/advanced>; dostęp 21.09.2022,
- Podkówka, Z.; Podkówka, L. Use of Polish-bread maize hybrid for biogas production. J. Cent. Eur. Agric. 2015, 16, 463–475,
- Poskrobko, B.; Poskrobko, T.; Skiba, K. Ochrona; PWE: Warszawa, Poland, 2007; ISBN 978-83-208-1,
- Prade, T.; Finell, M.; Svensson, S.E.; Mattsson, J.E. Effect of harvest date on combustion related fuel properties of industrial hemp (*Cannabis sativa* L.). Fuel 2012b, 102, 592-604. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuel.2012.05.045>,
- Prade, T.; Svensson, S. E.; Mattsson, J. E. Energy balances for biogas and solid biofuel production from industrial hemp. Biomass Bioenerg. 2012a, 40, 36-52. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.01.045>,
- Pratt, P.F. Salinity, sodium, and potassium in an irrigated soil treated with bovine manure. Soil Sci. Soc. Am. J. 1984, 48, 823. <https://doi.org/10.2136/sssaj1984.03615995004800040025x>,
- Prindle W. National Action Plan for Energy Efficiency 2009. Energy Efficiency as a Low-Cost Resource for Achieving Carbon Emissions Reductions; ICF International Inc.: Fairfax, VA, USA, 2009,
- Przydatek, G.; Wota, A.K. Analysis of the comprehensive management of sewage sludge in Poland. J. Mater. Cycles Waste 2020, 22, 80–88. <https://doi.org/10.1007/s10163-019-00937-y>,
- Pudełko, J.; Mańkowski, J.; Kołodziej, J. Efektywność energetyczna czterech gatunków roślin uprawnych na tle konopi włóknistych. Biul. Inf. Polskiej Izby Lnu i Konopi 2010, 15, 17–24,
- Puñal, A.; Trevisan, M.; Rozzi, A.; Lema, J.M. Influence of C:N ratio on the start-up of up-flow anaerobic filter reactors. Water Res. 2000, 34, 2614–2619. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00161-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00161-5),
- Pylypchenko, A.; Marenych, M.; Hanhur, V.; Semenov, A.; Korotkova, I.; Rozhkov, A.; Karpuk, L.; Laslo, O.; Marinich, L.; Ponomarenko, S. Impact of Organic Cultivation Technology of Fiber Hemp (*Cannabis Sativa* L) on Soil Agrochemical and Bioecological Properties. J. Ecol. Eng. 2023, 24(12), 356-365. <https://doi.org/10.12911/22998993/174092>,
- Radzimirski, S.; Taubert, S. 2009. Inwentaryzacja Emisji Wybranych Zanieczyszczeń Sektora Transportu Drogowego w 2008 r; Instytut Transportu Samochodowego, Centrum Ochrony Środowiska: Warszawa, Poland, 2009; Volume 7904,

- Rajaniemi, M.; Mikkola, H.; Ahokas, J. Greenhouse gas emissions from oats, barley, wheat and rye production. *Agronomy Research Biosystem Engineering* 2011, Special Issue 1, 189–195. <https://agronomy.emu.ee/vol09Spec1/p09s123.pdf>; dostęp: 05.10.2023,
- Ram, M.; Mondal, M.K. Biomass gasification: A step toward cleaner fuel and chemicals. In *Biofuels Bioenergy Oppor. Chall.*; Gurunathan, B.; Sahadevan, R.; Zakaria, Z.A.; Elsevier: Amsterdam, The Netherlands, 2022, 13, pp. 253–276. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85269-2.00008-3>,
- Ram, M.; Osorio-Aravena, J.C.; Aghahosseini, A.; Bogdanov, D.; Breyer, C. Job creation during a climate compliant global energy transition across the power, heat, transport, and desalination sectors by 2050. *Energy* 2022, 238 Pt A, 121690. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2021.121690>,
- Ramos-Suárez, J.L.; Ritter, A.; Mata González, J.; Camacho Pérez, A. Biogas from animal manure: A sustainable energy opportunity in the Canary Islands. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 2019, 104, 137–150. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.01.025>,
- Rehman, S.U.; Aslam, Z.; Bellitürk, K.; Ahmad, A.; Nadeem, M.; Waqas, M. Vermicomposting in Pakistan: Current Scenario and Future Prospectives. *Modern Concepts & Developments in Agronomy* 2020, 6(1), 617. DOI: 10.31031/MCDA.2020.06.000629,
- Reilly, M.; Dinsdale, R.; Guwy, A. Enhanced biomethane potential from wheat straw by low temperature alkaline calcium hydroxide pre-treatment. *Bioresour. Technol.* 2015, 189, 258–265. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.150>,
- Rheay, H.T.; Omondi, E.C.; Brewer, C.E. Potential of hemp (*Cannabis sativa* L.) for paired phytoremediation and bioenergy production. *GCB Bioenergy* 2021, 13, 525–536, <https://doi.org/10.1111/gcbb.12782>,
- Rokochinskiy, A.; Frolenkova, N.; Turcheniuk, V.; Volk, P.; Prykhodko, N.; Tykhenko, R.; Openko, I. The variability of natural and climatic conditions in investment projects in the field of nature management. *J. Water Land Dev.* 2021, 48, 48–54. <https://doi.org/10.24425/jwld.2021.136145>,
- Roman, K.K.; Konieczna, A. Evaluation of a different fertilisation in technology of corn for silage, sugar beet and meadow grasses production and their impact on the environment in Poland. *Afr. J. Agric. Res.* 2015, 10, 1351–1358. DOI: 10.5897/AJAR2015.9574,
- Romaniuk, W.; Mazur, K.; Borek, K.; Borusiewicz, A.; Wardal, W.J.; Tabor, S.; Kuboń, M. Biomass Energy Technologies from Innovative Dairy Farming Systems. *Processes* 2021, 9, 335. <https://doi.org/10.3390/pr9020335>,
- Ruffino, B.; Campo, G.; Genon, G.; Lorenzi, E.; Novarino, D.; Scibilia, G.; Zanetti, M. Improvement of anaerobic digestion of sewage sludge in a wastewater treatment plant by means of mechanical and thermal pre-treatments: Performance, energy and economical assessment. *Bioresour. Technol.* 2015, 175, 298–308. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.071>,
- Rzeźnik W., Bartkowiak A., Jadczyszyn T., Mac J., Matros B., Matyka M., Mielcarek P., Stekla J., Talarczyk W., Zbytek Z., Witorożec A. 2017. Różne aspekty wykorzystania biomasy pofermentacyjnej. Instytut Technologiczno-Przyrodniczy, 2017. ISBN 978-83-65426-30-7,
- Sansaniwal, S.K.; Pal, K.; Rosen, M.A.; Tyagi, S.K. Recent advances in the development of biomass gasification technology: A comprehensive review. *Renew. Sust. Energ. Rev.* 2017, 72, 363–384. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.01.038>,
- Schluttenhofer, C.; Yuan, L. Challenges towards revitalizing hemp: A multifaceted crop. *Trends Plant Sci.* 2017, 22, 917–929. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tplants.2017.08.004>,

- Schneider, T.; Müller, D.; Karl, J. A review of thermochemical biomass conversion combined with Stirling engines for the small-scale cogeneration of heat and power. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 2020, 134, 110288. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110288>,
- Schott, C.; Cunha, J.R.; van der Weijden, R.D.; Buisman, C. Innovation in valorization of cow manure: Higher hydrolysis, methane production and increased phosphorus retention using UASB technology. *Chem. Eng. J.* 2023, 454(2), 140294. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.140294>,
- Sharma, S.; Kundu, A.; Basu, S.; Shetti, N.P.; Aminabhavi, T.M. Sustainable environmental management and related biofuel technologies. *J. Environ. Manage.* 2020, 273, 111096. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111096>,
- Siddique, M.N.I.; Wahid, Z.A. Achievements and perspectives of anaerobic co-digestion: A review. *J. Clean. Prod.* 2018, 194, 359–371. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.155>,
- Siemiński, P.; Hadyński, J.; Lira, J.; Rosa, A. Regional Diversification of Electricity Consumption in Rural Areas of Poland. *Energies* 2021, 14, 8532. <https://doi.org/10.3390/en14248532>,
- Sikarwar, V.S.; Zhao, M. Biomass Gasification. *Encycl. Sustain. Technol.* 2017, 3, 205–2016. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10533-0>,
- Sinka, M.; Bajare, D.; Gendelis, S.; Jakovics, A. In-situ measurements of hemp-lime insulation materials for energy efficiency improvement. *Energy Procedia* 2018, 147:242-248. DOI: 10.1016/j.egypro.2018.07.088,
- SKALAR, 2024. Determination of phosphorus and nitrogen - according to the SKALAR methodology. The research procedure of the Environmental Chemistry Research Laboratory Falenty, 05-090 Raszyn, Poland consists in adopting routine procedures, appropriate to the working conditions in the outdoor laboratory, with expected characteristics (composition), applicable to specific determinations, within a specified concentration range. <https://www.itp.edu.pl/bip/index.html>; dostęp 23.05.2024,
- Skibko, Z.; Romaniuk, W.; Borusiewicz, A.; Porwisiak, H.; Lisowski, J. Use of pellets from agricultural biogas plants in fertilisation of oxytrees in Podlasie, Poland. *J. Water Land Dev.* 2021, 51, 124–128. <https://doi.org/10.24425/jwld.2021.139022>,
- Skoufogianni, E.; Solomou, A.; Charvalas, G.; Danalatos, N. Maize as Energy Crop [in:] *Maize - Production and Use*, Akbar Hossain, IntechOpen 2019, 1-16. DOI: 10.5772/intechopen.88969,
- Skowron P., Wach D., Jadczyż T., Tkaczyk P. Analiza zmienności składu chemicznego nawozów naturalnych w rejonie środkowo-wschodniej Polski. *Studia i Raporty IUNG-PIB* 2019, 59(13), 41-57. DOI: 10.26114/sir.iung.2019.59.04,
- Snyder, C.S.; Bruulsema, T.W.; Jensen, T.L.; Fixen, P.E. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agric. Ecosyst. Environ.* 2009, 133, 247–266. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.04.021>,
- Sobocińska, M. Processes of Modernization of Consumption in Poland in the Context of the Sustainable Consumption and the Functioning of the Renewable Energy Market. *Energies* 2022, 15, 289. <https://doi.org/10.3390/en15010289>,
- Soil quality, 1994. ISO 11465:1994. Soil quality — Determination of dry matter and water content on a mass basis — Gravimetric method. Technical Corrigendum 1, Edition 1, 1994, <https://www.iso.org/standard/23695.html>; dostęp 23.05.2024,

- Song, J.; Cha, J. Development of prediction methodology for CO₂ emissions and fuel economy of light duty vehicle. *Energy* 2022, 244 Pt B, 123166. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2022.123166>,
- Stack, G.M.; Snyder, S.I.; Toth, J.A.; Quade, M.A.; Crawford, J.L.; McKay, J.K.; Jackowetz, J.N.; Wang, P.; Philippe, G.; Hansen, J.L.; Moore, V.M.; Rose, J.K.C.; Smart, L.B. Cannabinoids function in defense against chewing herbivores in *Cannabis sativa* L. *Hortic. Res.* 2023, 10, 11, uhad207. <https://doi.org/10.1093/hr/uhad207>,
- Stefaniuk, M.; Bartmiński, P.; Różyło, K.; Dębicki, R.; Oleszczuk, P. Ecotoxicological assessment of residues from different biogas production plants used as fertilizer for soil. *J. Hazard. Mater.* 2015, 298, 195–202. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.05.026>,
- Stolarski M., Szczukowski S., Tworkowski J. 2011. Efektywność energetyczna produkcji biomasy wierzby w systemie Eko-Salix. *Fragm. Agron.* 2011, 28, 62–69. Polskie Towarzystwo Agronomiczne, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu. ISSN 0860-4088,
- Stolarski, M.J.; Stachowicz, P.; Dudziec, P. Wood pellet quality depending on dendromass species. *Renew. Energ.* 2022, 199, 498–508. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2022.08.015>,
- Subbarao, G.V.; Ito, O.; Berry, W.L.; Wheeler, R.M. Sodium - A Functional Plant Nutrient. *Crit. Rev. Plant Sci.* 2003, 22, 5, 391-416. https://scholar.google.com/scholar_lookup?title=Sodium%E2%80%94A+Functional+Plant+Nutrient&author=Subbarao,+G.V.&author=Ito,+O.&author=Berry,+W.L.&author=Wheeler,+R.M.&publication_year=2003&journal=Crit.+Rev.+Plant+Sci.&volume=22&pages=391,
- Sumara A.; Stankowski, S.; Gibczyńska, M.; Jurgiel-Małecka, G. Assessment of the use for fertilisation purposes incineration ash pellets using gasification burner Lester. *Inż. Ekolog.* 2016, 50, 139–144. <https://doi.org/10.12912/23920629/65497>,
- Swetha A.T.; Mohanrasu, K.; Sudhakar, M.; Raja, R.; Ponnuchamy, K.; Muthusamy, G.; Arun, A. A comprehensive review on techniques used in conversion of biomass into bioeconomy. *Sustain. Energy Technol. Assess.* 2022, 53, 102682. <https://doi.org/10.1016/j.seta.2022.102682>,
- Szeptycki A. 2002. Efektywność postępu technicznego w technologiach towarowej produkcji ziemniaków. Rozprawy habilitacyjne, Nr 10. Inżynieria Rolnicza, Rok VI 1(34), Warszawa 2002,
- Szeptycki A., Wójcicki Z. 2003. Postęp technologiczny i nakłady energetyczne w rolnictwie do 2020 r. IBMER Warszawa 2003,
- Szmeja, J. A guide to Aquatic Vegetation Research; Publishing House of the University of Gdansk: Gdansk, Poland, 2006. https://scholar.google.com/scholar_lookup?title=A+Guide+to+Aquatic+Vegetation+Research&author=Szmeja,+J.&publication_year=2006,
- Tallou, A.; Haouas, A.; Jamali, M.Y.; Atif, K.; Amir, S.; Aziz, F. 2020. Review on Cow Manure as Renewable Energy. In: Patnaik, S., Sen, S., Mahmoud, M. (eds) *Smart Village Technology. Modeling and Optimization in Science and Technologies*, vol 17. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-37794-6_17,
- Tanimu, J.; Uyovbisere, E.O.; Lyocks, S.W.J.; Tanimu, Y. Assessment of Some Handling Practices on Cow Dung: Calcium and Magnesium Content and Total Microbial Population in the Northern Guinea Savanna of Nigeria. *Greener J. Agric. Sci.* 2012, 2(6), 246,

- Tanimu, Y.; Bako, S.P.; Adakole, J.A.; Tanimu, J. Phytoplankton as bioindicators of water quality in saminaka reservoir, Northern-Nigeria. International Symposium on Environmental Science and Technology 2011, 83-87,
- Thompson, L.M.; Troeh, F.R. Soil and Its Fertility; State Agricultural and Forestry Publishing House: Warsaw, Poland, 1978,
- Țiței, V. The evaluation of the quality of the energy phytomass from industrial hemp *Cannabis sativa* grown in Moldavia. Agron. Ser. Sci. Res. Lucr. Științi. Ser. Agron. 2022, 65, 123-128. https://ibn.idsi.md/vizualizare_articol/167155; dostęp 10.11.2022,
- Țiței, V.; Gadibadi, M.; Guțu, A.; Daraduda, N.; Mazăre, V.; Armaș, A.; Cerempei, V. Biomass quality of hemp, *Cannabis sativa* L., and prospects of its use for various energy purposes. Scientific Papers. Series A. Agronomy 2020, 63, 2, 330-335. <http://repository.utm.md/bitstream/handle/5014/26802/Sc-Pap-USAMV-Ser-A-2020-V63-N2-p330-335.pdf?sequence=1&isAllowed=y>; dostęp 18.10.2024,
- Todde, G.; Carboni, G.; Marras, S.; Caria, M.; Sirca, C. Industrial Hemp (*Cannabis sativa* L.) for Phytoremediation: Energy and Environmental Life Cycle Assessment of Using Contaminated Biomass as an Energy Resource. Sustain. Energy Technol. Assess. 2022, 52, 102081. <https://doi.org/10.1016/j.seta.2022.102081>,
- Trey, R.; Jared, N.; Patrick, F. Hemp Fibers. In Industrial Hemp as a Modern Commodity Crop; Williams, D.W., Ed.; ASA: Washington, DC, USA, 2019. <https://doi.org/10.2134/industrialhemp.c3>,
- Turcheniuk, V.; Rokochinskiy, A.; Kuzmych, L.; Volk, P.; Koptiuk, R.; Romanyuk, I.; Voropay, G. The efficiency of waste hot water utilisation to improve the temperature conditions for growing plants. J. Water Land Dev. 2022, 54, 94–100. DOI: 10.24425/jwld.2022.141559,
- Tworowski, J.; Stolarski, M.J.; Szczukowski, S.; Krzyżaniak, M. Energetyczna efektywność produkcji biomasy wierzby systemem Eko-Salix. Zesz. Probl. Postępów Nauk. Rol. 2015, 582, 91–100,
- Tyagi, V.K.; Bhatia, A.; Kubota, K.; Rajpal, A.; Ahmed, B.; Khan, A.A.; Kumar, M. Microbial community dynamics in anaerobic digesters treating organic fraction of municipal solid waste. Environ. Technol. Inno. 2021, 21, 101303. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101303>,
- UNECE: Framework Code for Good Agricultural Practice for Reducing Ammonia Emissions. Published by the European Commission, Directorate-General Environment on behalf of the Task Force on Reactive Nitrogen of the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, 2015. <http://www.unece.org/index.php?id=41358>; dostęp 28.08.2024,
- Urbaniec, K.; Grabarczyk, R. Directions of Research on Biological Methods of Obtaining Hydrogen as an Energy Carrier. W: Inżynieria Systemów Bioagrotechnicznych 5(14); Powierża, L., Ed.; Department of Systems Engineering, Warsaw University of Technology in Płock: Płock, Poland, 2005, 209–214, ISBN 83-915395-3-9,
- Useche, S.A.; Montoro, L.; Sanmartin, J.; Alonso, F. Healthy but risky: A descriptive study on cyclists' encouraging and discouraging factors for using bicycles, habits and safety outcomes. Transp. Res. Part F. Traffic Psychol. Behav. 2019, 62, 587–598. <https://doi.org/10.1016/j.trf.2019.02.014>,
- Usman, I.M.T.; Ho, J.C.; Baloo, L.; Lam M.K.; Sujarwo, W. A comprehensive review on the advances of bioproducts from biomass towards meeting net zero carbon emissions (NZCE). Bioresour. Technol. 2022, 366, 128167. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.128167>,

- Usmani, Z.; Sharma, M.; Awasthi, A.K.; Sivakumar, N.; Lukk, T.; Pecoraro, L.; Thakur, V.K.; Roberts, D.; Newbold, J.; Gupta, V.K. Bioprocessing of waste biomass for sustainable product development and minimising environmental impact. *Bioresour. Technol.* 2021, 322, 124548. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124548>,
- van den Brom, R.; Roest, H.-J.; de Bruin, A.; Dercksen, D.; Santman-Berends, I.; van der Hoek, W. A Probably Minor Role for Land-Applied Goat Manure in the Transmission of *Coxiella burnetii* to Humans in the 2007–2010 Dutch Q Fever Outbreak. *PLoS ONE* 2015, 10, e0121355. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0121355>,
- van Midden, C.; Harris, J.; Shaw, L.; Sizmur, T.; Pawlett, M. The impact of anaerobic digestate on soil life: A review. *Appl. Soil Ecol.* 2023, 191, 105066. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.105066>,
- Vassilev, S.V.; Baxter, D.; Andersen, L.K.; Vassileva, C.G. An overview of the chemical composition of biomass. *Fuel* 2010, 89, 913–933. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2009.10.022>,
- Vávrová, K.; Solcova, O.; Knápek, J.; Weger, J.; Soukup, K.; Humešová, T.; Králík, T.; Bím, J. Economic evaluation of Hemp's (*Cannabis sativa*) residual biomass for production of direct energy or biochar. *Fuel* 2022, 329, 125435. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2022.125435>,
- Velthof, G.L.; Cals, T.C.A.; van 't Hull, J.P.; Lesschen, J.P.; Lessmann, M.; Porre, R.J.; Ros, M.B.H.; Rietra, R.P.J.J.; Schoumans, O.F.; Veenemans, L.; Westerik, D. Managing organic resources in agriculture: future challenges from a scientific perspective. *Front. Sustain. Food Syst.* 2024, 8:1393190. doi: 10.3389/fsufs.2024.1393190,
- Viaene, J.; Agneessens, L.; Capito, C.; Ameloot, N.; Reubens, B.; Willekens, K.; Vandecasteele, B.; De Neve, S. Co-ensiling, co-composting and anaerobic co-digestion of vegetable crop residues: Product stability and effect on soil carbon and nitrogen dynamics. *Sci. Hortic.* 2017, 220, 214–225. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2017.03.015>,
- Voća, N.; Leto, J.; Karažija, T.; Bilandžija, N.; Peter, A.; Kutnjak, H.; Šurić, J.; Poljak, M. Energy Properties and Biomass Yield of *Miscanthus x Giganteus* Fertilized by Municipal Sewage Sludge. *Molecules* 2021, 26, 4371. <https://doi.org/10.3390/molecules26144371>,
- Voicea, I.; Găgeanu, I.; Cujbescu, D.; Persu, C.; Dumitru, I.; Oprescu, R.; Voicu, G.; Ungureanu, N.; Dilea, M. Energetic capitalization of biomass residues resulted after extracting fibers from *Cannabis Sativa* L. In Proceedings of the International Symposium, ISB-INMA TEH' 2017, Agricultural and Mechanical Engineering, Bucharest, Romania, 26–28 October 2017. <https://www.researchgate.net/publication/321276229>; dostęp 16.10.2024,
- Voytovych, I.; Malovanyy M.; Zhuk, V.; Mukha O. Facilities and problems of processing organic wastes by family-type biogas plants in Ukraine. *J. Water Land Dev.* 2020, 45, IV–VI, 185–189. DOI: 10.24425/jwld.2020.133493,
- Wach, D. Rola wykorzystania niskoemisyjnych technik przechowywania i aplikacji nawozów naturalnych w redukcji emisji azotu do środowiska. *Studia i Raporty IUNG-PIB* 2022, 69(23): 145–155. <https://doi.org/10.26114/sir.iung.2022.69.09>,
- Wałowski, G. Assessment of polydisperse substrate flow in a fermentor for computational fluid dynamics modelling. *J. Water Land Dev.* 2022, 1–7. <https://doi.org/10.24425/jwld.2022.143715>,
- Wałowski, G. Development of biogas and biorafinery systems in Polish rural communities. *J. Water Land Dev.* 2021, 49, 156–168. <https://doi.org/10.24425/jwld.2021.137108>,

- Wang, K.; Nakao, S.; Thimmaiah, D.; Hopke, P. K. Emissions from in-use residential wood pellet boilers and potential emissions savings using thermal storage. *Sci. Total Environ.* 2019, 676, 564–576. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.325>,
- Wang, T.; Lin, B. Fuel consumption in road transport: A comparative study of China and OECD countries. *J. Clean. Prod.* 2019, 206, 156–170. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.09.092>,
- Wang, Y.; Gao, J.; Cheng, C.; Lv, J.; Lambo, M.T.; Zhang, G.; Li, Y.; Zhang, Y. Nutritional Values of Industrial Hemp Byproducts for Dairy Cattle. *Animals* 2022, 12, 3488. <https://doi.org/10.3390/ani12243488>,
- Ward, A.J.; Hobbs, P.J.; Holliman, P.J.; Jones, D.L. Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. *Bioresour. Technol.* 2008, 99, 7928–7940. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.02.044>,
- Watari, T.; McLellan, B.C.; Giurco, D.; Dominish, E.; Yamasue, E.; Nansai, K. Total material requirement for the global energy transition to 2050: A focus on transport and electricity. *Resour. Conserv. Recycl.* 2019, 148, 91–103. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.05.015>,
- Water quality, 1994. PN-ISO 9964-1:1994. Water quality - Determination of sodium and potassium - Determination of sodium by atomic absorption spectrometry. <https://katalog.ubb.edu.pl/integro/572300185072/normy/pn-iso-9964-11994-jakosc-wody-oznaczanie-sodu-i-potasu-oznaczanie-sodu-metoda-absorpcyjnej?internalNav=1&bibFilter=57>; dostęp 23.05.2024,
- Water quality, 1997. PN-ISO 9964-2/AK:1997. Water quality - Determination of sodium and potassium - Determination of potassium in wastewater by atomic absorption spectrometry (Country sheet) <https://katalog.ubb.edu.pl/integro/572300185076/normy/pn-iso-9964-2ak1997-jakosc-wody-oznaczanie-sodu-i-potasu-oznaczanie-potasu-w-sciekach-metoda?internalNav=1&bibFilter=57>; dostęp 23.05.2024,
- Water quality, 2002. PN-ISO 8288:2002. Water quality - Determination of cobalt, nickel, copper, zinc, cadmium and lead - Atomic absorption spectrometry methods with flame atomization. <https://bibliotekanauki.pl/articles/1366456>; dostęp 23.05.2024,
- Werle, S. Thermal Processing of Waste Biomass as an Element of the Circular Economy; Silesian University of Technology Publishing House: Gliwice, Poland, 2021,
- Whitehead, D.C.; Raistrick, N. Nitrogen in the excreta of dairy cattle: changes during short-term storage. *J. Agric. Sci.* 1993, Cambridge, 121, 73. <https://doi.org/10.1017/S0021859600076814>,
- Winkler, B.; Mangold, A.; von Cossel, M.; Clifton-Brown, J.; Pogrzeba, M.; Lewandowski, I.; Iqbal, Y.; Kiesel, A. Implementing miscanthus into farming systems: A review of agronomic practices, capital and labour demand. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 2020, 132, 110053. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110053>,
- Wiśniewski, D.; Siudak, M.; Piechocki, J. Small-Scale Energy Use of Agricultural Biogas Plant Wastes by Gasification. In *Gasification for Low-grade Feedstock*, Y. Yun (Ed.) 2018. <http://dx.doi.org/10.5772/intechopen.71700>,
- Wisz, J.; Matwiejew, A. Biomasa - Badania w laboratorium w aspekcie przydatności do energetycznego spalania. *Bio-Mass - Laboratory Tests Concerning It Usefulness for Power Combustion. Energetyka* 2005, 9, 631–637,
- Wójcicki Z. 2001. Metody badania i ocena przemian w rozwojowych gospodarstwach rodzinnych. Wydawnictwo PTIR, Kraków 2001, ISBN 83-862264-74-8, s.136,

- Wójcicki Z. 2005. Metodyczne problemy badania energochłonności produkcji rolniczej. *Problemy Inżynierii Rolniczej*, 1(47): 5-12,
- Wójcicki Z. 2008. *Metodyka badań postępu technologicznego w gospodarstwach rodzinnych*. Monografia IBMER, Warszawa 2008,
- Wójcicki Z. 2015b. *Metodyka badania energochłonności produkcji rolniczej*. *Problemy Inżynierii Rolniczej* 2015 (X–XII): z. 4 (90) s. 17–29, ISSN 1231-0093,
- Wójcicki, Z. 2015a. Energochłonność produkcji rolniczej na podstawie badań. *Probl. Inż. Rol.* 2015, 23, 4(4), 31-41. <https://bibliotekanauki.pl/articles/238901>,
- Wójtowicz, A.; Strażyński, P.; Mrówczyński, M. 2018. *Metodyka integrowanej ochrony konopi dla doradców*. Instytut Ochrony Roślin – PIB, Poznań 2018, ISBN 978-83-64655-49-4,
- World Bioenergy Association. *Global Bioenergy Statistics 2020*; World Bioenergy Association: Stockholm, Sweden, 2020; Volume 3, p. 49,
- Yang, W.; Lv, L.; Han, Y.; Li, Y.; Liu, H.; Zhu, Y.; Zhang, W.; Yang, H. Effect of Densification on Biomass Combustion and Particulate Matter Emission Characteristics. *Atmosphere* 2022, 13, 1582. <https://doi.org/10.3390/atmos13101582>,
- Yokoyama, K.; Kai, H.; Koga, T.; Aibe, T. N mineralization and microbial populations in cow dung, dung balls and underlying soil affected by paracoprid dung beetles. *Soil Biol. Biochem.* 1991, 23, 649. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(91\)90078-X](https://doi.org/10.1016/0038-0717(91)90078-X),
- Yunusa, S.U.; Mensah, E.; Preko, K.; Saleh, A.; Sanfo, S. A comprehensive review on the technical aspects of biomass briquetting. *Biomass Conv. Bioref.* 2024, 14, 21619–21644. <https://doi.org/10.1007/s13399-023-04387-3>,
- Zalega K. 2017. Znaczenie biopaliw i systemu ich certyfikacji – polityka energetyczna i klimatyczna Unii Europejskiej. *Kontrola Państwowa*, 2017, vol. 62, issue 1(372), s. 40-60. ISSN 0452-5027,
- Zhang, C.; Yan, J.; You, F. Critical metal requirement for clean energy transition: A quantitative review on the case of transportation electrification. *Adv. Appl. Energy* 2023, 9, 100116. <https://doi.org/10.1016/j.adapen.2022.100116>,
- Zhang, H. 2024. Managing Phosphorus from Animal Manure. <https://extension.okstate.edu/fact-sheets/managing-phosphorus-from-animal-manure.html>; dostęp 23.05.2024,
- Zhang, H.; Zhang, X.; Wang, Y.; Bai, P.; Hayakawa, K.; Zhang, L.; Tang, N. Characteristics and Influencing Factors of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Emitted from Open Burning and Stove Burning of Biomass: A Brief Review. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2022, 19, 3944. <https://doi.org/10.3390/ijerph19073944>,
- Zhou, H.B.; Chen, T.B.; Gao, D.; Zheng, G.D.; Chen, J.; Pan, T.H.; Liu, H.T.; Gu, R.Y. Simulation of water removal process and optimization of aeration strategy in sewage sludge composting. *Bioresour. Technol.* 2014, 171, 452–460. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.07.006>,
- Zhu, J.K. Plant salt tolerance. *Trends Plant Sci.* 2001, 6, 66. [https://doi.org/10.1016/S1360-1385\(00\)01838-0](https://doi.org/10.1016/S1360-1385(00)01838-0),
- Žydelis, R.; Herbst, M.; Weihermüller, L.; Ruzgas, R.; Volungevičius, J.; Barčauskaitė, K.; Tilvikienė, V. Yield potential and factor influencing yield gap in industrial hemp cultivation under nemoral climate conditions. *Eur. J. Agron.* 2022, 139, 126576. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2022.126576>,

Żygadło M., Madejski R. 2016. The conversion of biomass into energy in farm biogas plant. *Archiwum Gospodarki Odpadami i Ochrony Środowiska*, vol. 18, issue 2(2016), p. 55-66, ISSN 1733-4381,

Żyłowski, T. Evaluation of the technical efficiency and carbon footprint reduction potential of spring barley cultivation. *Annals of the Polish Association of Agricultural and Agribusiness Economists*, 2019, 21, 3, 561-571. <https://doi.org/10.5604/01.3001.0013.2805>.