

ISSN 2544-4476
e-ISSN 2544-798X

AGRONOMY SCIENCE

wcześniej – formerly

Annales UMCS sectio E Agricultura

VOL. LXXX (2)

2025

UNIwersytet PRZYRODniczy w LUBLINIE

RADA NAUKOWA – SCIENTIFIC BOARD

Imran Aslan (Bingöl, Turcja), Jan Buczek (Polska),
Alessandra Carruba (Palermo, Italy), Dorota Gawęda (Lublin, Polska),
Krzysztof Jankowski (Olsztyn, Polska), Elvyra Jariene (Kowno, Litwa),
Barbara Kołodziej (Lublin, Polska), Ali Hulail Noaema (Al-Muthanna, Irak),
Eleni G. Papazoglou (Ateny, Grecja), Ivan Shuvar (Dublany, Ukraina),
Danuta Sugier (Lublin, Polska), Wiesław Wojciechowski (Wrocław, Polska),
Alena Yakimovich (Mińsk, Białoruś)

REDAKTOR NACZELNY – EDITOR-IN-CHIEF

Aleksandra Głowacka

REDAKTOR WYDAWNICZY – PUBLISHING EDITOR

Renata Zelik
Anna Wypychowska

SKŁAD I ŁAMANIE – TYPESETTING TEXT

Małgorzata Grzesiak

© Copyright by Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie – Wydawnictwo, Lublin 2025

ISSN 2544-4476

e-ISSN 2544-798X

Czasopismo jest indeksowane przez – Covered by:

AGRO, Arianta, CAB Abstracts, DOAJ, EBSCO, EuroPub,
Index Copernicus – ICI Journal Master List, Most Wiedzy, Open Policy Finder, PBN, Ulrichsweb
Global Serials Directory

WYDAWNICTWO UNIwersYTETU PRZYRODnicZEGO W LUBLINIE

ul. Akademicka 15, 20-950 Lublin, tel. 81-445-66-60, <https://czasopisma.up.lublin.pl/index.php/as>,
e-mail: agronomy.science@up.lublin.pl

Table of contents Spis treści

JOLANTA BOJARSZCZUK

- The assessment of production organization of farms conducting animal production in Lubelskie and Podlaskie voivodeships 5
Ocena organizacji produkcji gospodarstw prowadzących produkcję zwierzęcą w woj. lubelskim i podlaskim

ANETA KRAMEK

- Ochrona zasobów genowych roślin uprawnych w Polsce na przykładzie kolekcji pszenżyta. Artykuł przeglądowy 17
The protection of crop plants genetic resources in Poland on the example of triticale collection. A review 30

ANNA MAJCHROWSKA-SAFARYAN, CEZARY TKACZUK, PAVOL FINDURA, KRZYSZTOF KAPELA, MIROSLAV PRÍSTAVKA

- Occurrence of entomopathogenic fungi in cultivated soils in Slovakia in the intensive agricultural system production 31
Występowanie grzybów entomopatogenicznych w glebach uprawnych Słowacji o intensywnym systemie produkcji rolniczej

TERESA SKRAJNA, MARIA ŁUGOWSKA

- Zawartość metali ciężkich w glebie oraz ich fitokumulacja w populacjach *Isopyrum thalictroides* L. na stanowiskach łąkowych 45
Heavy metal content in the soil and their phytoremediation by *Isopyrum thalictroides* L. populations in woodland habitats 56

DOMINIKA SKIBA, EWELINA FLIS-OLSZEWSKA

- Reakcja słonecznika bulwiastego na zmieniające się warunki termiczno-opadowe na Lubelszczyźnie 57
The response of the Jerusalem artichoke to changing thermal and precipitation conditions in the Lublin region 71

ELIZA WARGAŁA, DOROTA GALA-CZEKAJ, BOŻENA DENISOW, MAŁGORZATA WRZESIEN

- Bogactwo gatunkowe i różnorodność flory w obrębie miedz wybranych gmin Wyżyny Lubelskiej 73
Species richness and diversity of flora within the field margins of selected communes of the Lublin Upland 88



Department of Crops and Yield Quality, Institute of Soil Science and Plant Cultivation –
State Research Institute in Puławy, Czartoryskich 8, 24-100 Puławy, Polska
e-mail: jbojarszczuk@iung.pulawy.pl

JOLANTA BOJARSZCZUK 

The assessment of production organization of farms conducting animal production in Lubelskie and Podlaskie voivodeships

Ocena organizacji produkcji gospodarstw prowadzących produkcję zwierzęcą w woj. lubelskim i podlaskim

Abstract. Organic system is a farming model based on the harmonious realization of ecological, economic and social objectives together. This system is defined as a farming system with sustainable crop and livestock production. Organic production should combine environmentally friendly management practices, support a high degree of biodiversity, use natural processes and ensure proper animal keeping. This article presents the organizational and production results of organic livestock farms: dairy and meat farms, located in two regions of Poland: in the Lubelskie and Podlaskie voivodeships. The results showed that the production and economic efficiency of the tested farms depended on the organization of plant and animal production. The tested farms differed slightly in the organization of crop production, including its basic determinant, as cropping pattern. Dairy farms were characterized by a higher crop productivity expressed in terms of grain units, which amounted to 688 units and was 53% higher than on farms with meat production. On the other hand, the crop productivity index per unit area was respectively: 20.7 and 22.3. cereal units·ha⁻¹. Organic farms keeping beef cattle achieved lower levels of production performance than dairy farms. Greater economic efficiency in the management of land resources was achieved by farms with a dairy farms.

Keywords: farms, organic system, animal production, milk production

INTRODUCTION

In Poland, the last 30 years have observed high dynamics in the development of organic farming. One of the main factors that have influenced the development of this sector

Citation: Bojarszczuk J., 2025. The assessment of production organization of farms conducting animal production in Lubelskie and Podlaskie voivodeships. *Agron. Sci.* 80(2), 5–15. <https://doi.org/10.24326/as.2025.5502>

has been the entirety of the legal conditions, the launch of the subsidy system within the Common Agricultural Policy, but especially the size of the rates and the requirements for area payments under organic production [Kisiel and Grabowska 2014]. The increase in the number of farms and the area of organic land in Poland is closely related to the needs of the internal market, the promotion of Polish organic food on the EU market and the dynamic development of agrotourism services combined with organic production. The development of agriculture, including organic agriculture, is favoured by the fact that Poland is predominantly a lowland country and 60% of its area is occupied by farmland used directly for agricultural or horticultural production [Zuba-Ciszewska and Zuba 2016]. An equally decisive factor determining the development of organic farming in Poland was the situation on the organic food market. The results of recent years show a dynamic increase in the value of this market, which illustrates the increasing importance of this factor. It is estimated that in the coming years, and especially by 2027, i.e. by the end of the current edition of the Strategic Plan of the Common Agricultural Policy, the size of subsidy rates and the requirements of organic area payments will be a key factor determining the dynamics of organic farming development in Poland [Stalenga 2023].

The only period in the last three decades of the 21st century was 2014–2020, during which the number of organic farms in Poland decreased by 28.3% (from 25.9 thousand to 18.6 thousand) [Willer and Lernoud 2018, Stalenga 2023]. This was the largest regression compared to the most countries in the European Union. The most important factor for the reduction in the number of organic farms during this period was the tightening of rules and requirements for beneficiaries applying for payments, mainly the introduction of the obligation to have animals in sufficient numbers when applying for payments for permanent pasture and forage crops grown on arable land [Rozporządzenie... 2015]. During the same period, the area of permanent grassland almost doubled (by about 100 000 ha), whose share in the agricultural land structure decreased from 30.2% to 16.9%, with a decrease in the share of forage crops from 36% to 23% [IJHARS 2019, 2021, Stalenga 2023]. In the above timeframe, along with a decrease in the area of permanent grassland, a twofold decrease in the number of farms keeping livestock organically was also found (from 44% in 2014 to 22% in 2020) [IJHARS 2021]. According to studies, the share of public support in the net added value of organic farms has reached 75% in recent years. The long farm conversion period (3 years) and the problematic procedures for obtaining certification are also a major challenge for organic producers. Poorly organized market, limited distribution and processing network and low consumer purchasing power are also limiting factors.

In 2022, the area devoted to organic production in Poland was 554.6 thousand hectares (i.e. about 3.6% of the total agricultural area, against an EU average of 8.5%) [IJHARS 2023, EUROSTAT 2024].

Currently, both in Europe and around the world, organic farming is in a period of rapid development. The amount of land certified as organic land is increasing every year. In 2019, 72.3 million hectares of land were certified worldwide, which accounted for 1.5% of all crops. In Europe, meanwhile, the percentage of organic land accounted for 3.3% of all crops. The total area under organic farming in the EU continues to increase and in 2022 covered 16.9 million hectares of agricultural land [EUROSTAT 2024]. In the last decade, the area utilized by organic crops increased by 102.4% worldwide, while in Europe, the increase came to 64.8% [Willer et al. 2021].

In Poland, the organic dairy farming is located in: Warmia and Mazury (18%), Podlasie (16%), Masovian (12%). These regions also have the largest area of organic farming

[IJHARS 2023]. Production in organic farms is mostly concentrated in northern and southern voivodeships of Poland (Kujawsko-Pomorskie, Pomorskie, Podlaskie, Warmińsko-Mazurskie and Zachodniopomorskie) and in the Dolnośląskie Voivodeship. These regions are famous for dairy production, have highest potential, and local conditions that are excellent not only for organic farming, but also for agritourism and other environmentally friendly agricultural activities [Bórawski 2021].

According to a report by the IJHARS [2023], there were 21 795 organic producers in Poland as of 31.12.2021, an increase of 7.5% compared to 2020, while in 2022 the number of organic producers increased by 5% to 22 882. The average farm size was 26.2 ha.

The number of organic food preparation operators also increased (by 4%) in 2022 (from 1174 in 2021 to 1216 in 2022) [IJHARS 2023]. At the end of 2022, there were 354 registered organic producers with export activities and 314 with import activities.

Poland is the main producer of cow's milk in the EU, but only 0.2% of this production is organic. During the period 2010–2020, the number of farms producing organic milk and the number of farms with organic pastures and meadows decreased significantly in Poland. A limited number of certified farms sell their milk as organic. Organic milk processing is highly concentrated which is an obstacle to the development of organic milk farming [Zuba-Ciszewska et al. 2023].

The total milk production and average milk yield per cow have increased in recent years, both in Poland and in the EU, whereas the number of cows has decreased [Bórawski et al. 2020, 2021]. In 2021, Poland's production of cow's milk was 14.9 million tons, the third biggest producer in the EU27, but the production of organic milk was 33.4 thousand tons, just 0.22% of its total milk production.

Organic dairy products have almost a 30% share of the entire milk market. Milk and dairy organic products are mainly sold in countries of Northern European. The increase of organic dairy cows is associated with an increase in organic farmland and the increased demand for organic products [Komorowska 2016, Zuba-Ciszewska i Bojarszczuk 2017]. Organic milk production is strongly linked to permanent pastures, which deliver fodder, preserve soils, and do not destroy organic matter and organisms. The environmental, economic, and legal objectives are important for the progress of sustainable development and are present in the public debate [Matuszczak et al. 2020].

The European Commission (EC) in 2019 set a target for the countries that make up the European Union (EU) to achieve a 25% share of organic farmland in the total agricultural area by 2030 [From Farm to Fork Strategy 2019]. In Poland, where land under organic farming in 2022 covered about 3.7% of total agricultural land, achieving such a level in the next few years seems unlikely to be realized and met.

Given the importance of organic farms in the country, the study attempts to analyze and evaluate the production and economic performance of organic farms with a dairy and meat production profile.

MATERIAL AND METHODS

The study was based on the results of questionnaire surveys carried out in 2017–2018 on farms keeping dairy (10 farms) and beef cattle (10 farms), producing milk and beef

livestock by organic methods. Farms are located in the Lubelskie (milk farms) and Podlaskie (meat farms). The selection of farms for the study was purposive. The method for obtaining information was an interview with the use of a questionnaire. The farms in the Lubelskie Voivodeship produced cheeses from organic milk, while the farms produced beef in the Podlaskie Voivodeship.

In order to determine the organization of crop and livestock production on the farms surveyed, an indicator analysis of the selected farms was carried out.

The production assessment included: crop yields in dt ha⁻¹, crop and livestock production in cereal units per ha utilised agricultural area (UAA), livestock density in LU ha⁻¹ UAA. The intensity of production organization was also assessed according to the method of Kopeć [1987]. Cattle density in LU (stocking density expressed in LU – animal unit according to FADN methodology equivalent to 1 dairy cow, or cull, or bull at 2 years of age or older) per 1 ha of UAA, which is one of the indicators of the production assessment, livestock unit conversion factors were used [Duer et al. 2002].

Annual total labour input per full-time employee per year was determined in AWU (labour input conversion unit according to the FADN methodology: 1 AWU = 2120 total labour hours per year. Total labour input includes the farmer's own and his family's labour input as well as hired labour input).

The study uses data from the IJHARS and the Statistics Poland (GUS). The paper presents the economic performance of farms based on the economic category of agricultural income. The productivity of land, was also determined.

RESULTS AND DISCUSSION

Organic farming is a farming system that activates natural production mechanisms through the use of natural, technologically unprocessed inputs, thus ensuring sustainable soil fertility and animal health and high biological quality of food. Organic food is produced without the use of chemical fertilizers and chemical plant protection products while preserving soil fertility and biodiversity.

In 2017–2018, in Lubelskie Voivodeship, an average of 1,926 producers were engaged in organic farming, while in 2023 their number increased by 7% to 2,062 farms, which accounted for 9% of all organic agricultural producers in Poland (tab. 1). On the other hand, in Podlaskie Voivodeship, the number of organic agricultural producers in 2017–2018 was 3100, while in 2023 it increased at 50% [IJHARS 2019, 2023].

In the period under review (2017–2018), the total area of organic farms in the Lubelskie Voivodeship averaged 28.7 thousand ha, accounting for 5.6% of the total farms in Poland dedicated to organic production. In 2023, the agricultural area will decrease by 2% to 30,4 thousand ha. However, in the Podlaskie Voivodeship, 52.6 thousand ha were used in organic production, accounting for 9% of the agricultural area managed organically in the country [IJHARS 2019]. In 2023, the agricultural area used for organic production increased by 67% (tab. 1). The process of supervision and cooperation with certification bodies is the responsibility of IJHARS. From 1 January 2022, the rules are regulated by the new EU regulation of 30 May 2018; and from 7 July 2022, the new law (of 23 June 2022) on organic farming and production.

Table 1. The number of organic producers operating in the field of agricultural production, area of organic agricultural land in Poland in 2017–2018 and in 2023

Voivodeship	The number of organic producers operating in the field of agricultural production		Organic agricultural area at the end of the conversion period (ha)		Total area of organic agricultural land (ha)	
	2017–2018	2023	2017–2018	2023	2017–2018	2023
Dolnośląskie	727	853	21 002	30 207	27 450	36 039
Kujawsko-Pomorskie	407	443	5 781	6 383	7 993	9 236
Lubelskie	1 926	2 062	22 682	25 389	28 715	30 352
Lubuskie	913	1 206	26 651	34 265	37 549	56 694
Łódzkie	484	653	6 955	9 087	9 084	11 249
Małopolskie	852	739	7 548	6 824	9 768	8 227
Mazowieckie	2 250	3 015	32 064	39 150	43 199	52 589
Opolskie	59	92	2 501	1 882	3 172	2 691
Podkarpackie	1 163	882	11 435	10 127	14 489	11 125
Podlaskie	3 100	4 636	41 789	55 485	52 579	87 592
Pomorskie	575	693	15 586.5	18 399	21 197	24 862
Śląskie	155	239	2 301	2 872	3 339	3 904
Świętokrzyskie	710	589	7 618	6 949	9 528	8 406
Warmińsko-Mazurskie	3 569	3 834	76 076	94 255	105 820	130 429
Wielkopolskie	732	1 118	18 501	24 966	25 692	36 431
Zachodniopomorskie	2 113	2 941	65 985	90 251	90 256	126 197
Poland	19 732	23 995	363 565	456 789	489 828	636 021

Source: based on IJHARS 2019, 2023

The area of organic farmland in the European Union is 14.7 thousand hectares or 9.1% of the total agricultural area [GUS 2023]. The largest area of organic agricultural land is occupied by cereal crops. The average farm area was 26.2 ha. The largest number of organic farms was located in the Podlaskie, Warmińsko-Mazurskie and Mazowieckie Voivodeships.

In 2021 compared to 2020, in the area of organic livestock production, the production of cow's milk increased significantly and the stock of animals, especially poultry and pigs, increased. In addition, the number of operators preparing organic products increased significantly. Their number in 2021 was 1174 [IJHARS 2023].

In 2019, there were 550 organic farms with a total of 25.94 million liters of milk produced. In 2020, there were 499 farms, but 28.81 million liters of milk were produced.

The farms selected for the study, in addition to their different agricultural production structure, were also characterized by different natural and organizational conditions and production intensity levels. The average agricultural area of the tested organic farms rearing dairy cows was larger than the average agricultural area of a farm in the country. A larger farm area was at the disposal of farmers running farms with a meat production profile for livestock (43.5 ha on average). The average agricultural area was respectively:

20.5 and 30.8 ha (tab. 2). Arable land occupied 15.0 ha and 24.2 ha, respectively, constituting in the structure of agricultural land of the farms respectively: 73.55% and 78.6%. Grassland in the total farms structure accounted for 26.5% on dairy farms and 21.4% on meat farms. A high share of grassland on cattle farms is also indicated by studies by Harasim and Madej [2008] and Harasim and Włodarczyk [2008]. Farms varied in the number of plots of arable land and grassland they owned.

Table 2. The farm area (ha) and cropping pattern (%) in analyzed farms

Specification	Farms	
	dairy	meat
Farm area (ha)	22.4	43.5
Area of agricultural land (ha)	20.5	30.8
Area of arable land (ha)	15.0	24.2
Area of grassland (ha)	5.4	6.60
Number of plots of arable land	10	15
Number of plots of grassland	8	3
The distance of furthest plot (km)	3.5	1.8
Soil valuation index of arable land (points)	0.86	0.62
Soil valuation index of grasslands (points)	0.43	0.52

Source: author's calculation

The highest suitability for organic production, covering various environmental criteria (including soil, climate, relief, landscape, water relations, pollution), are characterized by the Warmińsko-Mazurskie, Kujawsko-Pomorskie, Lubelskie, Podkarpackie and Pomorskie voivodeships [Krasowicz 2009].

Crop production results depend mainly on a conditions of habitat, agrotechnical and economic-organizational factors, as well as on the specificity of the regions in which they are located [Gołębiowska 2001]. An expression of the organization of crop production in an agricultural holding is the sowing structure, which is at the same time an exponent of natural conditions (soil quality and climate), internal conditions of the holding and those independent of the farmer (prices of agricultural products, prices and availability of means of production, possibilities to sell products, etc.).

Soil quality varied regionally. The higher soil quality index of arable land was characteristic for dairy farms and amounted to 0.86 points, while in meat farms it was 0.62 points. The soil quality index of grassland was at: 0.43 and 0.52. The soil cover index for winter vegetation was: 41.0% and 51.4%. The higher level of the index in meat farms was influenced by the high share of perennial fodder crops and winter cereals in the sowing structure (tab. 2).

Cereal crops accounted for a large share in the sowing structure (on average in dairy farms and meat farms: 34.0% and 30.8%). A group of crops that plays a significant role in the case of farms with animal production are fodder crops [Bojarszczuk 2014]. They supplement the natural fodder resources of farms, which are grasslands. Legumes (12.9%

and 7.6% respectively in cropping pattern) and legume and grass mixtures (12.5% and 18.5% respectively) also accounted for a significant share in the sowing structure. In dairy farms (Lubelskie Voivodeship), clover for silage (20%) accounted for a significant share in the sowing structure, while in meat farms (Podlaskie Voivodeship) grasses on arable land (17.8%). Maize for silage occupied, respectively, 5% and 15% of the sown area of arable land in the studied regions (tab. 3).

Table 3. The cropping pattern (%) and yields of crop (dt ha⁻¹) in the studied farms

Specification	Cropping pattern (%)		Yield (dt ha ⁻¹)	
	farms			
	dairy	meat	dairy	meat
Winter wheat	5.84	–	35.8	–
Rye	18.3	7.10	28.8	19.5
Triticale	1.57	3.90	30.0	32.0
Oat	5.53	3.62	31.7	15.0
Cereal mixture	2.72	16.2	20.0	30.0
Total cereals	34.0	30.8	–	–
Maize for silage	5.0	15.0	440.0	465.0
Cereals-legume species	12.9	7.20	–	–
Total legume crops	12.9	7.60	–	–
Red clover for green matter	20.0	–	143.0	–
Alfalfa for green matter	–	3.10	–	250.0
Grasses on arable land	2.90	17.8	230	220
Legume-grass mixture	12.5	18.5	240.0	220.0

Source: author's calculations

Data from the Statistics Poland (GUS) and from data on organic farms included in FADN agricultural accounting [Nachtman 2013] show that organic farms generally have low-quality land resources [Komorowska 2017].

Higher yields of most cultivated cereal species were obtained on farms with a dairy type of production. This was due to having better soil quality. Only the cereal mixture yielded higher in farms with a meat type of production.

The number of natural persons per 100 ha of agricultural land and total annual labour input per full-time employee per year (in AWU) on dairy farms (Lubelskie Voivodeship) were higher than on meat farms (Podlaskie Voivodeship), despite the smaller number of animals kept on these organic farms (tab. 4). As the rearing of animals on organic farms should provide them with natural living conditions in terms of feeding, stocking density and housing, including access to open paddocks and pastures [Tyburski and Żakowska-Biemans 2007], the number of animals kept on organic farms is usually lower than on individual farms [Komorowska 2016].

The intensity of the organization of crop production, measured according to Kopec's method, determined by the percentage of labour- and material-intensive crops in the farmland structure, was 27% higher on meat farms (tab. 5).

Table 4. The employment in the tested farms

Specification	Farms	
	dairy	meat
Number of people on a farm	5.4	3.0
Employment (number of natural persons per 100 ha UAA)	19.5	11.5
Labour input (100 ha ⁻¹ UAA)	17.8	6.2
Age of farmers	41.0	50.0
Labour input (AWU)	2.53	1.45

Source: author's calculations

Table 5. The chosen production index of tested farms

Specification	Farms	
	dairy	meat
Agricultural production intensity (points according to Kopec)	361.4	318.5
Plant production intensity (pts)	119.2	86.1
Animal production intensity (pts)	242.1	232.4
Plant production (cereal units)	449.4	688.1
Plant production (cereal units ha ⁻¹ UAA)	20.7	22.3
Number of cattle (unit)	15.5	21.3
The cattle density (LU 100 ha ⁻¹ UAA)	93.1	65.0
Milk production (l ha ⁻¹ UAA)	1668.1	–
Production on meat (kg ha ⁻¹ UAA)	–	130.8
Animal production (cereal units)	410.7	555.8

Source: author's calculations

The intensity of organization of livestock production was higher on organic dairy farms. The intensity of the organization of livestock production, determined on the basis of the level of stocking density of productive animals per unit area, was 232 points and rated at the so-called high lower level.

Total cattle density on dairy and beef farms was respectively: 15.5 and 21.3 LU, and per unit area 93.1 and 65.0 LU per 100 ha UAA. The level of production indices was a derivative of the amount of inputs incurred on agricultural production. As the leading specialization of the analyzed farms was cattle rearing, therefore the indicators for milk and beef livestock production are important in the analysis of these farms. Milk production amounted to 1,668 l per ha of UAA, while beef livestock production was 131 kg per 1 ha of UAA. Livestock production expressed in cereal units per unit area was 411 and 556 livestock units, respectively, on the surveyed farms.

Komorowska's [2016] research shows that organic farms manage a smaller area of farmland and maintain much smaller herds of cows and achieve much lower productivity in milk production compared to individual farms their production performance is lower than other farms.

According to Runowski [2009], organic livestock production was undertaken with a lag compared to organic crop production. Hence also the delay in the development of processing of organic livestock products.

Dairy farms were characterized by a higher crop productivity expressed in cereal units, which amounted to 688 units and was 53% higher than in meat farms. On the other hand, the plant productivity index per unit area was respectively: 20.7 and 22.3 cereal units ha⁻¹.

The basic economic category of farms that determines the efficiency of their management is agricultural income. It represents the charge of the involvement of productive factors in their production processes. Higher agricultural income was obtained by farms with a meat type of production. Organic farms keeping beef cattle achieved a lower level of production performance than dairy farms. Relating the production results of the compared farms to the input of the production factors involved in obtaining them made it possible to calculate the resource productivity of the analyzed groups of farms. Higher economic efficiency of land resources management, i.e. profitability of land resources, was obtained by farms with a dairy type of production (tab. 6).

Table 6. Economic indicators of tested farms

Specification	Farms	
	dairy	meat
Agricultural income (thous. PLN)	107.7	113.9
Income from non-agricultural activities (PLN)	280.0	0.0
Land productivity (PLN ha ⁻¹)	8.265	7.860
Agricultural income (thous. PLN ha ⁻¹ UAA)	5.398	3.702
Income from farm (thous. PLN)	154.2	179.4

Source: author's calculations

CONCLUSIONS

1. The analysis showed that the production and economic efficiency of the dairy farms studied depended on the organization of crop and livestock production.

2. The tested farms differed in their organization of crop production, including its basic determinant, i.e. the cropping pattern. Dairy farms were characterized by a higher crop productivity expressed in terms of grain units, which amounted to 688 units and was 53% higher than on farms with livestock production. On the other hand, the crop productivity index per unit area was respectively: 20.7 and 22.3 cereal units ha⁻¹.

3. The intensity of the organization of livestock production, determined on the basis of the level of stocking density of productive animals per unit area, was 232 points and was set at the so-called high lower level.

4. Organic farms keeping beef cattle achieved a lower level of production performance than dairy farms.

5. Greater economic efficiency in the management of land resources, i.e. profitability of land resources, was achieved by farms with a dairy type of production.

6. Although Poland, in terms of the number of organic producers and the area of organic farms, already holds a strong position in the EU organic farming sector, there is still considerable potential for further development of the sector.

7. More difficult and more expensive ecological dairy production has a barrier of lower profitability. The most important barrier is the sales systems and prices that are more expensive than traditional products, which discourages consumers. The prices of ecological products are 84% higher than traditional products. The organic dairy farms achieve lower production levels than conventional farms. However, they have other advantages in terms of sustainability, fertility, and animal longevity. Animal production on organic farms depends on the variables such as: cow numbers, value of fixed assets, value of current assets, long-term debt and short-term debt. Production on organic farms depends on many variables that are common for farms. To achieve stable production, farmers must take into account many factors that are different for each farm.

REFERENCES

- Bojarszczuk J., 2014. Efektywność ekonomiczno-produkcyjna gospodarstw mlecznych z województw lubelskiego i podlaskiego w aspekcie zrównoważonego rozwoju [The economic efficiency of dairy farms production in Lublin and Podlasie provinces in the context of sustainable development]. *Rocz. Nauk. SERiA* 16(5), 15–21.
- Bórawski P., Bórawski M.B., Parzonko A., Wicki L., Rokicki T., Perkowska A., Dunn J.W., 2021. Development of organic milk production in Poland on the background of the EU. *Agriculture* 11(4), 323. <https://doi.org/10.3390/agriculture11040323>
- Bórawski P., Pawlewicz A., Parzonko A., Harper J.K., Holden L., 2020. Factors shaping cow's milk production in the EU. *Sustainability* 12(1), 420. <https://doi.org/10.3390/su12010420>
- Duer I., Fotyma M., Madej A. (red.), 2002. *Kodeks Dobrej Praktyki Rolniczej [Code of Good Agricultural Practice]*. MRiRW, MŚ, FAPA, Warszawa.
- EUROSTAT, 2024. <https://ec.europa.eu/eurostat/statisticsexplained> [access: 14.11.2024].
- European Commission, 2019. *From Farm to Fork Strategy*.
- Gołębiowska B., 2001. Poziom produkcji roślinnej i jej rozdysponowanie w Polsce i w krajach UE. 2001 [The level of crop production and its distribution in Poland and in the EU countries. 2001]. W: B. Klepacki (red.), *Procesy dostosowawcze produkcji roślinnej w Polsce w kontekście integracji z UE [Adjustment processes of crop production in Poland in the context of integration with the EU]*. Wyd. SGGW w Warszawie, Warszawa, 44–57.
- GUS, 2023. *Rocznik statystyczny rolnictwa 2022 [Statistical yearbook of agriculture 2022]*. Warszawa.
- Harasim A., Madej A., 2008. Ocena poziomu zrównoważonego rozwoju gospodarstw bydłowych o różnym udziale trwałych użytków zielonych [Assessment of the level of sustainable development of cattle farms with different shares of permanent grasslands]. *Rocz. Nauk Rol., Seria G* 95(2), 28–38.
- Harasim A., Włodarczyk B., 2008. Możliwości zrównoważonego rozwoju gospodarstw o różnych kierunkach produkcji na glebach lekkich [The possibilities of sustainable development of farms with different production directions on light soils]. *Rocz. Nauk. SERiA* 9(1), 167–171.
- IJHARS, 2019. *Raport o stanie rolnictwa ekologicznego w Polsce w latach 2017–2018 [Report on the state of ecological farming in Poland in 2017–2018]*, Warszawa.
- IJHARS 2021. *Raport o stanie rolnictwa ekologicznego w Polsce w latach 2019–2020 [Report on the state of ecological farming in Poland in 2019–2020]*, Warszawa.
- IJHARS, 2023. *Raport o stanie rolnictwa ekologicznego w Polsce w 2023 roku [Report on the state of ecological farming in Poland in 2023]*, Warszawa.

- Kisiel R., Grabowska N., 2014. Rola dopłat unijnych w rozwoju rolnictwa ekologicznego w Polsce na przykładzie województwa podlaskiego [The role of EU subsidies in the development of organic farming in Poland on the example of the Podlaskie Voivodeship]. *Woda Środ. Obsz. Wiej.* 14(47), 61–73.
- Komorowska D., 2016. Efficiency of organic dairy farms compared to all individual dairy farms. *Ann. Agric. Econ. Rural Dev.* 103(1), 46–52.
- Komorowska D., 2017. Znaczenie rolnictwa ekologicznego w Polsce [The role of organic farming in Poland]. *Rocz. Nauk. SERiA* 17(2), 119–126.
- Kopeć B., 1987. Intensywność organizacji w rolnictwie polskim w latach 1960–1980 [The intensity of organization in Polish agriculture in the years 1960–1980]. *Rocz. Nauk Rol.* 84(1), 72–77.
- Krasowicz S., 2009. W Polsce powinno dominować rolnictwo zrównoważone [Sustainable agriculture should dominate in Poland]. W: A. Harasim (red.), *Przyszłość sektora rolno-spożywczego i obszarów wiejskich* [The future of the agri-food sector and rural areas], IUNG-PIB, Puławy, 21–38.
- Matuszczak A., Kryszak Ł., Czyżewski B., Łopatka A., 2020. Environment and political economics: Left-wing liberalism or conservative leftism – Which is better for eco-efficiency. Evidence from Poland. *Sci. Total Environ.*, 743, 140779. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140779>
- Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 13 marca 2015 r. w sprawie szczegółowych warunków i procedur przyznawania pomocy finansowej w ramach działania „Rolnictwo ekologiczne” zawartego w Programie Rozwoju Obszarów Wiejskich na lata 2014–2020 [Regulation of the Minister of Agriculture and Rural Development of 13 March 2015 on detailed conditions and procedures for granting financial assistance under the measure "Organic farming" included in the Rural Development Programme for 2014–2020].
- Runowski H., 2009. Ekonomiczne aspekty ekologicznej produkcji mleka [Economic aspects of organic milk production]. *Rocz. Nauk Rol., Seria G* 96(1), 36–51.
- Stalenga J., 2023. Rozwój rolnictwa ekologicznego w Polsce na tle zmieniających się aktów prawnych dotyczących tego sektora [The development of organic farming in Poland against the background of changing legal acts concerning this sector]. *Stud. Rap. IUNG-PIB Puławy* 70(24), 39–48. <https://doi.org/10.26114/sir.iung.2023.70.02>
- Willer H., Lernoud J., 2018. *The world of organic agriculture. Statistics and emerging trends 2018*. FiBL and IFOAM, Frick and Bonn.
- Willer H., Trávníček J., Meier C., Schlatter B. (ed.), 2021. *The World of Organic Agriculture Statistics and Emerging Trends 2021*. Research Institute of Organic Agriculture FiBL, Frick, and IFOAM – Organics International, Bonn.
- Zuba-Ciszewska M., Bojarszczuk J., 2017. Efektywność ekologicznych gospodarstw rolnych w zależności od ich typów rolniczych [Efficiency of organic farms depending on their agricultural types]. *Agron. Sci.* 72(4), 99–111.
- Zuba-Ciszewska M., Kowalska A., Brodziak A., Manning L., 2023. Organic milk production sector in Poland: Driving the potential to meet future market, societal and environmental challenges. *Sustainability* 15(13), 9903. <https://doi.org/10.3390/su15139903>
- Zuba-Ciszewska M., Zuba J., 2016. Miejsce ekologicznej produkcji rolniczej w polskim rolnictwie [The place of the organic farm output in the Polish agriculture]. *Roczn. Nauk. SERiA* 18(3), 411–418

The source of funding: The work was financed from funds for statutory activities carried out at the Institute of Soil Science and Plant Cultivation – State Research Institute in Puławy under funds from the Ministry of Science and Higher Education

Received: 25.02.2025

Accepted: 28.04.2025

Online first: 27.06.2025

Published: 8.09.2025



Instytut Genetyki, Hodowli i Biotechnologii Roślin, Wydział Agrobioinżynierii,
Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie, ul. Akademicka 15, 20-950 Lublin, Polska
e-mail: aneta.kramek@up.lublin.pl

Aneta Kramek 

Ochrona zasobów genowych roślin uprawnych w Polsce na przykładzie kolekcji pszenżyta. Artykuł przeglądowy

The protection of crop plants genetic resources in Poland on the example
of triticale collection. A review

Abstrakt. Od ponad stu lat wśród odmian roślin uprawnych widoczne jest zmniejszanie się różnorodności biologicznej. Zjawisko to, określane mianem erozji genetycznej roślin uprawnych, jest niepokojące i niebezpieczne w kontekście przyszłości człowieka na Ziemi. Racjonalne wykorzystanie oraz odpowiednia ochrona istniejącej bioróżnorodności, także wśród roślin uprawnych, są zatem konieczne, szczególnie w obliczu postępujących zmian klimatycznych. Zasoby genowe roślin uprawnych stanowią bowiem biologiczną podstawę bezpieczeństwa dla światowego rolnictwa i żywienia rosnącej liczby ludności. Odgrywają również kluczową rolę w hodowli nowych odmian, stanowiąc bogate źródło zmienności genetycznej cech użytkowych i odporności. W realizacji tych zadań dużą rolę odgrywają kolekcje roślin użytkowych, w których zgromadzone są obiekty reprezentujące szeroki zakres zmienności cech ważnych dla hodowli i rolnictwa, co w niniejszej pracy zostało przedstawione na przykładzie polskiej kolekcji pszenżyta.

Słowa kluczowe: kolekcja pszenżyta, roślinne zasoby genowe, różnorodność biologiczna

WSTĘP

W latach 60. XX w. ogólnosiwiatowa promocja nowych wysokowydajnych odmian roślin uprawnych i związanych z nimi praktyk rolniczych w ramach „zielonej rewolucji”,

Cytowanie: Kramek A., 2025. Ochrona zasobów genowych roślin uprawnych w Polsce na przykładzie kolekcji pszenżyta. Artykuł przeglądowy. *Agron. Sci.* 80(2), 17–30. <https://doi.org/10.24326/as.2025.5500>

argumentowanej przez jej zwolenników jako niezbędnej do rozwiązania problemu głodu, zapewnienia stabilności gospodarczej i zabezpieczenia sojuszy politycznych, była głównym czynnikiem przyspieszającym zastępowanie lokalnych odmian roślin uprawnych i niszczenie siedlisk ich dzikich krewnych. W tym też czasie na forum Organizacji Narodów Zjednoczonych ds. Wyżywienia i Rolnictwa (FAO) po raz pierwszy tę dramatyczną utratę zasobów genowych określono jako erozję genetyczną [van de Wouw i in. 2010, Fenzi i Bonneau 2016, Houry i in. 2022]. Dotychczasowy proces zanikania gatunków był w dużym stopniu zjawiskiem naturalnym, ale obecnie wywołuje go przede wszystkim działalność człowieka. Główną przyczyną erozji genetycznej są zmiany w sposobach gospodarowania (modernizacja i intensyfikacja rolnictwa) oraz wprowadzanie nowych odmian. Erozję genetyczną przyspieszają również takie zjawiska jak: nierównoważona eksploatacja zasobów przyrodniczych przez człowieka, pojawianie się nowych chorób i szkodników w rejonach wcześniej izolowanych, urbanizacja i rozwój przemysłu, przemiany ekonomiczne i społeczne, a także polityka państw i przepisy w nich obowiązujące [Stankiewicz 1992, Hodun i Podyma 2009, Cardinale i in. 2012, Girma 2017, Thormann 2022].

Świadomość postępującej erozji genetycznej była jednym z bodźców do gromadzenia i ochrony istniejącej zmienności genetycznej [Kotlińska i Świącicki 2004, Fenzi i Bonneau 2016, Houry i in. 2022]. 5 czerwca 1992 r. na Szczycie Ziemi w Rio de Janeiro uchwalono Konwencję o różnorodności biologicznej (ang. Convention on Biological Diversity– CBD), która jako najważniejsze globalne porozumienie dotyczące przyrody, zmieniła poglądy na temat jej ochrony, ponieważ nie tylko potwierdziła konieczność zachowania dziko żyjących gatunków roślin i zwierząt, ale również wskazała na potrzebę ochrony odmian roślin uprawnych i ras zwierząt hodowlanych wytworzonych przez człowieka, gdyż to właśnie w nich znajduje się duża część współczesnych zasobów genetycznych biosfery. Dlatego też „ochrona różnorodności biologicznej, zrównoważone użytkowanie jej elementów oraz uczciwy i sprawiedliwy podział korzyści wynikających z wykorzystywania zasobów genetycznych, w tym przez odpowiedni dostęp do zasobów genetycznych i odpowiedni transfer właściwych technologii, z uwzględnieniem wszystkich praw do tych zasobów i technologii, a także odpowiednie finansowanie” to trzy równorzędne cele CBD [Konwencja o różnorodności biologicznej]. Konwencja nie stanowi międzynarodowego prawa o ochronie bioróżnorodności, ale odwołuje się do świadomości społecznej państw i narodów, nakładając na nie moralny obowiązek racjonalnego gospodarowania zasobami biosfery dla dobra ludzkości. Uzupełnia ją Protokół Kartageński o bezpieczeństwie biologicznym podpisany 29 stycznia 2000 r. w Montrealu [Protokół Kartageński...] oraz Protokół dotyczący dostępu do zasobów genetycznych oraz uczciwego i sprawiedliwego podziału korzyści wynikających z ich wykorzystania podpisany 29 października 2010 r. w Nagoi [Protokół z Nagoi].

W niniejszej pracy omówiono, na podstawie danych z literatury, znaczenie roślinnych zasobów genowych w ochronie różnorodności biologicznej ze szczególnym uwzględnieniem zasobów genowych zgromadzonych w kolekcji pszenżyta.

Zasoby genowe roślin uprawnych w ochronie różnorodności biologicznej

Termin „zasoby genowe” („zasoby genetyczne”) w kontekście roślin uprawnych pojawił się po raz pierwszy na przełomie lat 70. i 80. XX w., kiedy to Jack Harlan zwrócił uwagę na niebezpieczny trend w rolnictwie związany z szybko rosnącym udziałem nowoczesnych, wysokoplennych, ale mało zróżnicowanych genetycznie odmian w uprawach

rolniczych kosztem odmian starych, lokalnych, słabiej plonujących, ale bardziej różnorodnych pod względem genetycznym [Harlan 1975, Gryziak 2020, Khoury i in. 2022]. Ten problem dotyczy również polskiego rolnictwa, a jego konsekwencją są rosnące koszty utrzymania równowagi ekologicznej w agroekosystemach i coraz mniejsze możliwości adaptacji, modyfikowania i wykorzystywania istniejącej różnorodności biologicznej [Kotlińska i Świącicki 2004].

Zasoby genowe roślin uprawnych (ang. plant genetic resources, PGR) definiowane są jako materiał genetyczny posiadający faktyczną lub potencjalną wartość [Konwencja o różnorodności biologicznej]. Mają one kluczowe znaczenie dla zaspokajania zarówno obecnych, jak i nieprzewidywanych, przyszłych potrzeb człowieka nie tylko w zakresie hodowli roślin, ale również dotyczących m.in. zdrowia, ochrony środowiska. Stanowią więc biologiczną podstawę bezpieczeństwa dla światowego rolnictwa i wyżywienia wrażliwej populacji ludzkiej na świecie. Zasoby genowe to zarówno stare i nowe odmiany roślin uprawnych, jak również dzikie taksony spokrewnione z roślinami uprawnymi oraz prymitywne gatunki, które są źródłem zmienności genetycznej wykorzystywanej przez hodowców jako materiał wyjściowy do tworzenia nowych odmian. Stanowią również zabezpieczenie przed szkodliwymi zmianami klimatu czy nowymi formami biologicznymi patogenów [Świącicki i Podyma 1998, Kotlińska i Świącicki 2004, Tyagi i Agrawal 2015, Kramek i Kociuba 2017].

Główny ciężar związany z odpowiedzialnością za gromadzenie, regenerację, ochronę, charakterystykę, ocenę, dokumentowanie i dystrybucję plazmy zarodkowej spoczywa na bankach genów. Są one „magazynami” roślinnych zasobów genowych. Obecnie na całym świecie istnieje ponad 1750 banków genów, w których zgromadzono ponad 7,4 mln obiektów. Długoterminowa ochrona *ex situ* tak ogromnej liczby obiektów to misja i jednocześnie wyzwanie, aby zapewnić ludziom bezpieczeństwo żywnościowe i zachować bioróżnorodność [FAO 2010, Tyagi i Agrawal 2015, Boczkowska i in. 2018].

Nadrzędnym celem ochrony zasobów genowych roślin uprawnych jest zatem zachowanie istniejącej różnorodności biologicznej, która jest podstawą normalnego funkcjonowania ekosystemów i całej biosfery, a także dostarczanie hodowcom materiału wyjściowego charakteryzującego się jak najszerszym spektrum zmienności genetycznej, ponieważ „ochrona oraz zrównoważone użytkowanie różnorodności biologicznej są wspólną sprawą ludzkości” [Konwencja o różnorodności biologicznej], a ponadto są istotnym czynnikiem zwiększania produkcji roślinnej [Świącicki i Podyma 1998, Kotlińska i Świącicki 2004]. Główną rolę w zachowaniu różnorodności biologicznej odgrywają banki genów i kolekcje roślin uprawnych [Harlan 1975].

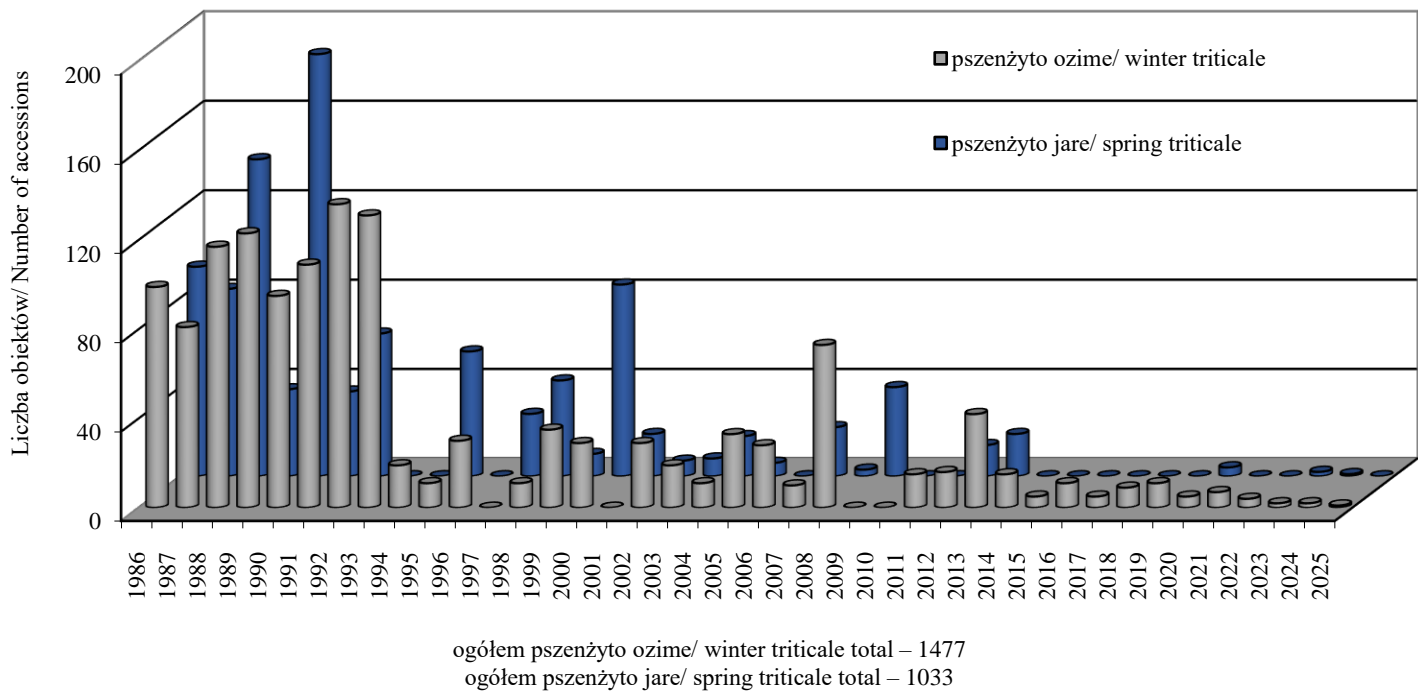
Gromadzenie i przechowywanie zasobów genowych pszenżyta w Polsce

Pszenżyto (*×Triticosecale* Wittm. ex A. Camus) to sztucznie wytworzony mieszańiec międzyrodzajowy. Powstał on w wyniku krzyżowania samopylnej pszenicy (*Triticum* ssp.) z obcopolnym żytem (*Secale* ssp.) i dzięki temu łączy w sobie wysoki potencjał plonotwórczy i korzystne cechy jakościowe ziarna pszenicy z małymi wymaganiami glebowymi i dobrą odpornością na czynniki stresowe środowiska żyta. Charakteryzuje się również szerokim zakresem adaptacji do miejscowych warunków siedliskowych. Jest na ogół

bardziej konkurencyjne w stosunku do chwastów niż pszenica i wykazuje lepszą tolerancję na suszę i szkodniki w porównaniu z formami rodzicielskimi [Oettler 2005, Erekul i Köhn 2006, Beres i in. 2010, Goyal i in. 2011, Kramek i Kociuba 2013].

Dla zapewnienia trwałego postępu w hodowli roślin niezbędne jest zachowanie zmienności genetycznej, która może być w przyszłości wykorzystana jako cenny materiał wyjściowy w programach hodowlanych. W dobie nasilającej się erozji genetycznej, która przejawia się ubożeniem zmienności m.in. na skutek wzrostu liczby nowych, genetycznie jednorodnych odmian, coraz większego znaczenia nabiera potrzeba nie tylko gromadzenia, ale i skutecznej ochrony zasobów genowych roślin uprawnych [Stankiewicz 1992, Kociuba 2000]. Duża rotacja odmian sprawia, że materiały hodowlane lub ekotypy reprezentujące naturalną lub indukowaną zmienność mogą zostać bezpowrotnie utracone [Nalborczyk 1995]. Ten problem dotyczy również pszenżyta. Zdaniem Kociuby [2000], wiele wytworzonych przez hodowców materiałów zaprzepaszczono, mimo że reprezentowały one szerokie spektrum zmienności cech użytkowych. Aby zapobiec temu zjawisku, od 1982 r. w Akademii Rolniczej w Lublinie (obecnie Uniwersytet Przyrodniczy), w Instytucie Genetyki, Hodowli i Biotechnologii Roślin rozpoczęto prace związane z tworzeniem polskiej kolekcji pszenżyta. Krajowym koordynatorem prac, które są realizowane w ramach programu ochrony roślinnych zasobów genowych roślin użytkowych, jest Krajowe Centrum Roślinnych Zasobów Genowych (KCRZG) IHAR – PIB w Radzikowie. W początkowym okresie głównym celem tych prac było przede wszystkim systematyczne gromadzenie zasobów genowych pszenżyta, czyli wszystkich genetycznych kombinacji wytworzonych w procesie hodowli, tj. nowych zarejestrowanych w danym roku odmian, a także odmian wykreślanych z rejestru oraz wartościowych materiałów hodowlanych, które pochodziły zarówno z krajowych, jak i z zagranicznych ośrodków hodowli tego zboża [Kociuba 2000, 2010, Kociuba i Kramek 2014, Kramek i Kociuba 2017, 2020]. Przez ponad 40 lat istnienia kolekcji udało się w ten sposób pozyskać i zabezpieczyć ponad 2500 obiektów pszenżyta. Są one przechowywane w formie nasion w klimatyzowanej przechowalni KCRZG IHAR – PIB w Radzikowie. Jest to jedyna w Polsce jednostka, która posiada tak dużą przechowalnię nasion, w skład której wchodzi trzy komory do długoterminowego przechowywania w temperaturze -18°C oraz pięć komór do średnioterminowego przechowywania w temperaturze 0°C . Takie warunki umożliwiają utrzymanie nasion w stanie żywym oraz zachowanie czystości genetycznej zasobów genowych roślin użytkowych, a także innych gatunków roślin, które są ważne z punktu widzenia wyżywienia i rolnictwa [Czembor i in. 2017]. Jednak nawet w tak zoptymalizowanych warunkach przechowywania proces starzenia nasion nie zostaje całkowicie zahamowany, a jedynie spowolniony, co sprawia, że nasiona zdeponowane w bankach genów wymagają regeneracji [Boczkowska i in. 2018]. Zgodnie z rekomendacją FAO [2014] i ISTA [2015] regeneracja powinna być przeprowadzona wtedy, gdy żywotność nasion spadnie poniżej 85% żywotności początkowej lub gdy ilość nasion w przechowalni jest mniejsza niż wymagana dla trzech wysiewów reprezentatywnej populacji danego obiektu. Ocena zmian żywotności nasion poszczególnych gatunków roślin poddanych długotrwałemu przechowywaniu powinna być przeprowadzona w sposób precyzyjny i wiarygodny.

Jak wynika z danych przedstawionych na rycinie 1, najwięcej obiektów pszenżyta (60% całej kolekcji) zgromadzono i przekazano do przechowalni w latach 1986–1993. Było to odpowiednio: 891 obiektów pszenżyta ozimego i 650 obiektów pszenżyta jarego.



Ryc. 1. Dynamika gromadzenia obiektów kolecyjnych pszenżyta ozimego i jarego
Fig. 1. The dynamic of collection of winter and spring triticale accessions

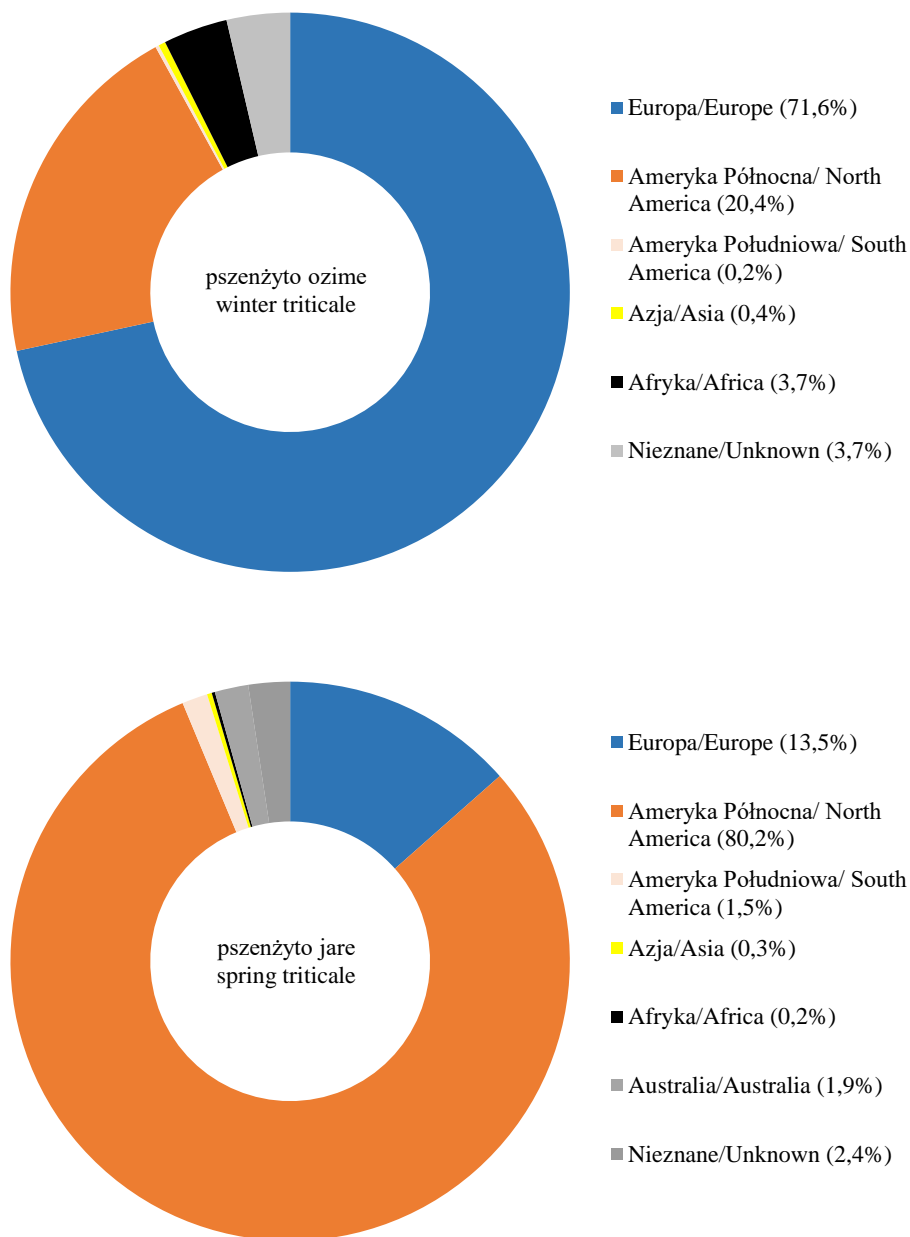
W kolejnych latach tempo gromadzenia nowych obiektów zaczęło spadać. Obiekty zgromadzone w ostatnich 10 latach to głównie najnowsze krajowe odmiany hodowlane, które stanowią zaledwie 2,7% zbiorów kolekcyjnych. Ta spadkowa tendencja związana jest przede wszystkim ze zmniejszającą się liczbą nowych obiektów zasługujących na włączenie ich do kolekcji. Zgromadzone obiekty pszenżyta pochodzą z różnych regionów świata. W kolekcji pszenżyta ozimego największy udział (71,6%) stanowią obiekty z europejskich ośrodków hodowlanych, z czego aż 59,5% reprezentuje krajowe ośrodki hodowlane, natomiast w kolekcji pszenżyta jarego najwięcej obiektów (80,2%) pochodzi z Ameryki Północnej, w tym 48,7% z Meksyku (ryc. 2 i 3).

Metodyka oceny krajowych zasobów genowych pszenżyta

Zgromadzone zasoby genowe pszenżyta, podobnie jak kolekcje innych gatunków roślin uprawnych, były w przeszłości i są obecnie przedmiotem systematycznej oceny i charakterystyki prowadzonej z zastosowaniem standardowych obserwacji i pomiarów ważniejszych cech użytkowych pozwalających na określenie nowej zmienności [Kociuba 2000, 2010, Kociuba i in. 2010, 2012, 2018, Kramek i Kociuba 2013, 2014, 2017, 2020, Ukalska i Kociuba 2013]. Obiekty kolekcyjne pszenżyta ozimego i jarego są corocznie wysiewane w Gospodarstwie Doświadczalnym w Czesławicach koło Nałęczowa na glebie lessowej o podłożu brunatnym. Siew wykonywany jest ręcznie na 5-rzędkowych poletkach o powierzchni 2 m². W okresie wegetacji roślin na wszystkich obiektach pszenżyta notowane są daty wschodów, kłoszenia i dojrzałości pełnej roślin w oparciu o skalę BBCH wykorzystywaną w krajach Unii Europejskiej do identyfikacji faz rozwojowych roślin uprawnych. Na podstawie ustalonych terminów występowania ww. faz rozwojowych oblicza się długość okresu od wschodów do pełni kłoszenia oraz od wschodów do dojrzałości pełnej.

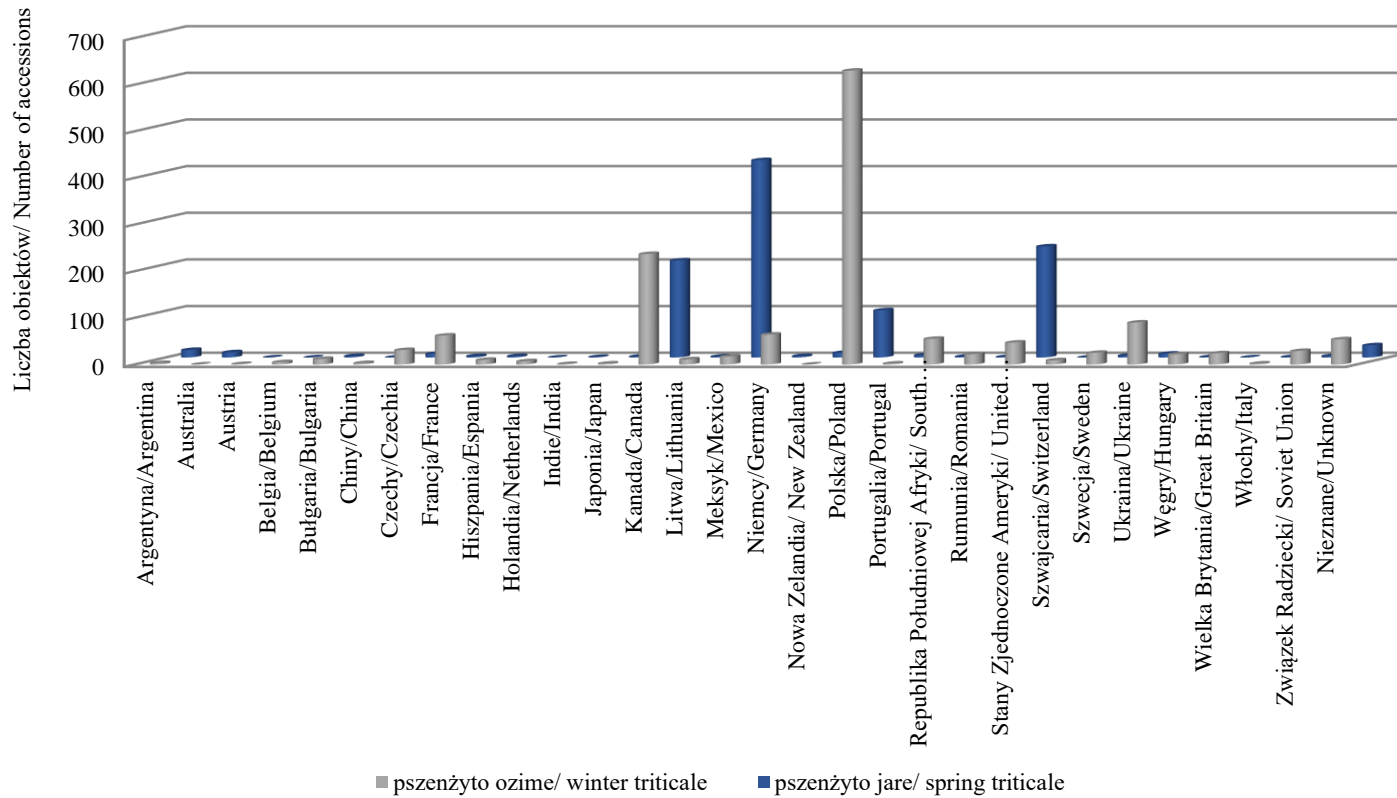
Corocznie, na podstawie 9-stopniowej skali wg COBORU, w której ocena 9 oznacza stan najkorzystniejszy z rolniczego punktu widzenia, zaś ocena 1 – stan najmniej korzystny, przeprowadzana jest ocena wschodów ozimych i jarych obiektów pszenżyta oraz ocena przezimowania obiektów ozimych. Posługując się ww. skalą, na obu kolekcjach oceniane jest również wyleganie roślin oraz przeprowadzana jest bonitacja stopnia porażenia roślin przez choroby grzybowe liści (mączniak prawdziwy, rdza brunatna, rdza żółta, septorioza liści) i kłosów (septorioza i fuzarioza). Analiza wyników oceny zdrowotności roślin przeprowadzana jest w oparciu o klasyfikator SEV [Szirokij unificirovannyj klassifikator SEV... 1974], według którego obiekty z oceną 7–9 zalicza się do odpornych, ocena 5–6 oznacza średnią odporność, natomiast niższe oceny świadczą o dużej wrażliwości.

W okresie pełnej dojrzałości mierzona jest wysokość roślin w trzech losowo wybranych miejscach na każdym poletku. Następnie z każdego obiektu wybiera się losowo po 20 kłosów, na których dokonuje się pomiaru następujących cech: długość kłosa, liczba kłosków w kłosie, liczba i masa ziarn z kłosa, płodność kłoska oraz masa 1000 ziarn. Natomiast oznaczenie zawartości białka w ziarnie wykonywane jest metodą Kjeldahla w analizatorze Kjeltec (FOSS) w Centralnym Laboratorium Badawczym Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie, stosując współczynnik azot/białko = 6,25.



Ryc. 2. Pochodzenie obiektów kolekcyjnych pszenżyta

Fig. 2. The origin of triticale collection accessions



Ryc. 3. Liczba zgromadzonych obiektów kolekcyjnych pszenżyta według kraju pochodzenia
 Fig. 3. The number of triticale collection accessions collected by country of origin

Zgromadzone na podstawie wieloletnich obserwacji i pomiarów wyniki dotyczące charakterystyki i oceny polowej odporności obiektów pszenżyta na stresowe czynniki środowiska, w tym na choroby grzybowe liści i kłosów oraz poziomu ważniejszych cech użytkowych, po opracowaniu statystycznym, stanowią bogate źródło informacji na temat zmienności w obrębie rodzaju *×Triticosecale*, która może być wykorzystana w pracach hodowlanych.

Charakterystyka i wykorzystanie zasobów genowych pszenżyta

Należy podkreślić, że od czasu utworzenia kolekcji pszenżyta obserwowano coraz większe zainteresowanie zgromadzonymi w niej obiektami. Systematycznie wzrastało również wykorzystanie krajowych obiektów kolekcyjnych pszenżyta, a głównymi ich użytkownikami byli polscy hodowcy [Podyma 1998]. Rosnące zapotrzebowanie na surowce żywnościowe oraz wzrost świadomości ekologicznej społeczeństwa przyczyniły się do wzrostu zainteresowania pszenżystem nie tylko jako zbożem paszowym, ale również konsumpcyjnym, a także przydatnym w produkcji biopaliw [McGoverin i in. 2011, Kramek i Kociuba 2020].

Obiekty kolekcyjne pszenżyta, ze względu na dużą różnorodność, były często wykorzystywane w pracach badawczych dotyczących zarówno analizy cech użytkowych [Kociuba 2000, 2010, Kociuba i in. 2012, 2018, Kociuba i Kramek 2014, Ukalska i Kociuba 2013] z uwzględnieniem wielowymiarowej oceny zmienności fenotypowej [Kociuba i in. 2010, Ukalska i in. 2010a, 2010b], jakościowych [Kramek i Kociuba 2020, Dziki i in. 2023], odporności na choroby [Kociuba 1994, 1997, Kociuba i Kramek 2014, Kramek i Kociuba 2014], jak i zmienności na poziomie genetycznym [Kramek 2008, Kramek i Paczos-Grzęda 2010, Kramek i Okoń 2014].

Wieloletnie wyniki oceny i charakterystyki obiektów pszenżyta ozimego i jarego, które zostały przedstawione w wielu publikacjach [Kociuba 2000, 2010, Kociuba i in. 2010, 2012, 2018, Kociuba i Kramek 2014, Kramek i Kociuba 2013, 2014, 2017, Ukalska i Kociuba 2013] pozwalają na stwierdzenie, że zgromadzony materiał kolekcyjny pszenżyta reprezentuje szerokie spektrum zmienności analizowanych cech użytkowych i odpornościowych. Autorzy ww. publikacji podkreślają, że krajowe zasoby genowe pszenżyta są zróżnicowane szczególnie pod względem komponentów plonu, a największą zmiennością charakteryzują się liczba i masa ziarn z kłosa. Potwierdzają to m.in. badania Kociuby [2000], z których wynika, że współczynniki zmienności (CV) dla wskazanych cech w zależności od analizowanych lat badań kształtowały się na poziomie od 13,5% do 31,7% dla liczby ziarn w kłosie oraz od 13,8% do 37,7% dla masy ziarn z kłosa. Z kolei badania przeprowadzone przez Kramek i Kociubę [2017] wykazały największą zmienność dla masy ziarn z kłosa zarówno u nowych odmian (CV = 14,3%), jak również u obiektów starszych (CV = 27,1%). Natomiast Qualset i in. [1996], analizując ok. 3000 obiektów pszenżyta pochodzących z 12 kolekcji roboczych z Kanady, Meksyku i USA, zwrócili uwagę przede wszystkim na duży zakres zmienności cech ilościowych i morfologicznych badanych obiektów pszenżyta.

Starsze materiały zgromadzone w kolekcji pszenżyta stanowią wartościowe źródło zawartości białka w ziarnie oraz wysokiej masy ziarn z kłosa i MTZ. Można wśród nich wskazać obiekty, dla których wartości ww. cech przekraczały odpowiednio: 14%, 3,5 g

i 55 g. Z kolei nowe polskie odmiany włączone do kolekcji reprezentują nową zmienność dotyczącą zawartości białka w ziarnie i związanych z nią cech użytkowych w obrębie rodzaju *×Triticosecale*, przez co mogą stanowić interesujący materiał w pracach hodowlanych i badawczych [Kramek i Kociuba 2020]. Zasoby genowe pszenżyta były również analizowane pod kątem przydatności ziarna do mielenia oraz aktywności przeciwutleniającej ziarna [Dziki i in. 2023]. Autorzy wykazali m.in., że właściwa energia mielenia, wskaźnik mielenia Sokołowskiego, rozkład wielkości cząstek i średnia wielkość cząstek zależały przede wszystkim od odmiany, co daje możliwość wyselekcjonowania form przydatnych do produkcji różnych produktów zbożowych.

Charakterystyka zasobów genowych pszenżyta obejmuje również wieloletnią polową ocenę odporności na choroby grzybowe liści i kłosów, takie jak: mączniak prawdziwy, rdza brunatna i żółta, septorioza liści i kłosów oraz fuzarioza kłosów. Uzyskane wyniki wskazują na zróżnicowanie obiektów kolekcyjnych pod względem odporności na ww. czynniki chorobotwórcze w latach badań. W zgromadzonym materiale można wskazać obiekty niosące kompleksową odporność na choroby, które są najcenniejsze z punktu widzenia hodowli i rolnictwa [Kociuba 1994, 1997, Kramek i Kociuba 2017].

Postęp w hodowli nowych odmian pszenżyta wiąże się z właściwym doбором form rodzicielskich do krzyżowania. Jednak dobre odmiany, wytworzone w jednym cyklu hodowli, stają się najczęściej materiałem wyjściowym do hodowli nowych odmian. Tworząc coraz lepsze odmiany, zawęża się ich skład genetyczny, zmniejszając tym samym właściwości adaptacyjne roślin. Dlatego ważne jest, aby nie tylko zabezpieczać cenne źródła zmienności w bankach genów, ale również korzystać z tej zmienności w programach hodowlanych. Jednym z narzędzi, które ułatwia właściwy dobór komponentów do krzyżowania są wyniki analiz dystansu genetycznego bazujące na różnych systemach markerowych. Takie badania przeprowadzono również w kolekcji pszenżyta, a ich wyniki jednoznacznie potwierdzają, że polskie odmiany tego zboża charakteryzują się dużym podobieństwem genetycznym [Kramek 2008, Kramek i Paczos-Grzęda 2010, Kramek i Okoń 2014].

Roślinne zasoby genowe są prawnie chronione na mocy umów międzynarodowych. Stanowią one dziedzictwo ludzkości, a zatem korzyści płynące z ich wykorzystania muszą być sprawiedliwie dzielone. Szacuje się, że wykorzystanie roślinnych zasobów genowych przynosi wielomiliardowe dochody na całym świecie [Gryziak 2020]. Jak podają Brennan i Malabayabas [2011], wykorzystanie zasobów zgromadzonych w bankach genów do wytwarzania nowych odmian roślin uprawnych i bazującej na nich produkcji roślinnej przyczyniło się m.in. do wzrostu dochodu o 1,46 mld USD w Indonezji, Wietnamie i na Filipinach, co potwierdza ogromny potencjał ekonomiczny roślinnych zasobów genowych. Zdaniem Gryziaka i in. [2017] rosnący udział odbiorców indywidualnych w dystrybucji prób obiektów zgromadzonych w banku genów z jednej strony pozytywnie wpływa na zatrzymanie lub spowolnienie erozji genetycznej, z drugiej zaś stanowi zagrożenie ze względu na możliwość wyczerpania zasobów nasion oraz utraty tożsamości genetycznej w wyniku częstej regeneracji obiektów. Na podstawie przeprowadzonej analizy jakościowej i ilościowej dystrybucji i wykorzystania zasobów genowych KCRZG ww. autorzy wskazują na potrzebę badań nad trwałością zachowywania i wykorzystania udostępnianych prób obiektów.

PODSUMOWANIE

Różnorodność genetyczna roślin uprawnych jest kluczowym elementem prawidłowego funkcjonowania każdego systemu produkcji rolnej, szczególnie w obliczu odczuwalnych już zmian klimatycznych lub w przypadku pojawienia się nowych chorób czy szkodników. Kolekcje roślin użytkowych, w tym m.in. kolekcja pszenżyta, są rezerwuarem zmienności, po którą powinni sięgać hodowcy, tworząc nowe odmiany, ponieważ zgromadzone w kolekcjach obiekty posiadają unikalne właściwości i cechy genetyczne. Ochrona tej zmienności powinna stać się głównym przesłaniem w programach edukacyjnych i w działaniach na rzecz podnoszenia świadomości społecznej. Stanowi ona bowiem podstawę produktywności, odporności i zdolności adaptacyjnych roślin uprawnych do stale zmieniających się warunków środowiskowych.

PIŚMIENNICTWO

- Beres B.L., Harker K.N., Clayton G.W., Bremer E., Blackshaw R.E., Graf R.J., 2010. Weed competitive ability of spring and winter cereals in the Northern Great Plains. *Weed Technol.* 2, 108–116. <http://dx.doi.org/10.1614/wt-d-09-00036.1>
- Boczkowska M., Rucińska A., Targońska-Karasek, M., Olszak M., Niedzielski M., Rakoczy-Trojanowska M., 2018. Starzenie się nasion – złożony problem banków genów. *Praca przeglądowa. Agron. Sci.* 73(4), 15–26. <http://dx.doi.org/10.24326/asx.2018.4.2>
- Brennan J.P.I., Malabayabas A., 2011. International Rice Research Institute's contribution to rice varietal yield improvement in South-East Asia. *ACIAR Impact Assessment Series Report 74*. Australian Centre for International Agricultural Research, Canberra.
- Cardinale B.J., Duffy J.E., Gonzalez A., Hooper D.U., Perrings C., Venail P., Narwani A., Mace G.M., Tilman D., Wardle D.A., Kinzig A.P., Daily G.C., Loreau M., Grace J.B., Larigauderie A., Srivastava D.S., Naeem S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59–67.
- Czembor J.H., Gryziak G., Zaczyński M., Puchta M., Czembor E., 2017. Gromadzenie i zachowanie zasobów genowych roślin użytkowych w Polsce – artykuł przeglądowy. Część 2. Przechowywanie zasobów genowych w formie nasion, prowadzenie herbarium, baz danych i udostępnianie zasobów genowych. *Agron. Sci.* 72(4), 147–154. <https://doi.org/10.24326/as.2017.4.14>
- Dziki D., Hassoon W.H., Kramek A., Krajewska A., 2023. Grinding characteristics of new varieties of winter triticale grain. *Processes* 11(5), 1477. <https://doi.org/10.3390/pr11051477>
- Erekuł O., Köhn W., 2006. Effect of weather and soil conditions on yield components and bread-making quality of winter wheat (*Triticum aestivum* L.) and winter triticale (*Triticosecale* Wittm.) varieties in north-east Germany. *J. Agron. Crop Sci.* 192, 452–464. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1439-037x.2006.00234.x>
- FAO, 2010. The second report on the state of the world's plant genetic resources for food and agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, ss. 370. <https://doi.org/10.1017/S0014479711000275>
- FAO, 2014. Genebank standards for plant genetic resources for food and agriculture. Rome, ss. 181.
- Fenzi M., Bonneuil Ch., 2016. From „genetic resources” to „ecosystems services”. A century of science and global policies for crop diversity conservation. *Cult. Agric. Food Environ.* 38(2), 69–135. <https://doi.org/10.1111/cuag.12072>
- Girma E., 2017. Genetic erosion of wheat (*Triticum* spp.): concept, research, results and challenges. *J. Nat. Sci. Res.* 7(23), 72–81.

- Goyal A., Beres B.L., Randhawa H.S., Navabi A., Salmon D.F., Eudes F., 2011. Yield stability analysis of broadly adaptive triticale germplasm in southern and central Alberta, Canada, for industrial end-use suitability. *Can. J. Plant Sci.* 91, 125–135. <https://doi.org/10.4141/CJPS10063>
- Gryziak G., 2020. Znaczenie roślinnych zasobów genowych. *Biul. IHAR* 290(1), 9–10.
- Gryziak G., Zaczyński M., Pietrusińska A., Czembor J.H., 2017. Wykorzystanie zasobów genowych udostępnianych przez przechowalnię Krajowego Centrum Roślinnych Zasobów Genowych IHAR – PIB w Radzikowie. *Agron. Sci.* 72(4), 89–98. <https://doi.org/10.24326/as.2017.4.9>
- Harlan J.R., 1975. Our vanishing genetic resources. *Science* 188(4188), 618–621. <https://doi.org/10.1126/science.188.4188.618>
- Hodun G., Podyma W., 2009. Zachowanie zagrożonych zasobów genetycznych roślin w rolnictwie. Biblioteczka Programu Rolnośrodowiskowego 2007–2013, Warszawa, 1–29.
- ISTA, 2015. Introduction. *Int. Rules Seed Test.* 215, I-1–I-6.
- Khoury C.K., Brush S., Costich D.E., Curry H.A., de Haan S., Engels J.M.M., Guarino L., Hoban S., Mercer K.L., Miller A.J., Nabhan G.P., Perales H.R., Richards Ch., Riggins Ch., Thormann I., 2022. Crop genetic erosion: understanding and responding to loss of crop diversity. *New Phytol.* 233, 84–118. <https://doi.org/10.1111/nph.17733>
- Kociuba W., 1994. Field estimation of resistance to fungal diseases in collection of spring triticale (*×Triticosecale* Wittmack). *Genet. Pol.* 35 B, 187–191.
- Kociuba W., 1997. Field evaluation of the resistance to fungal diseases in a collection of winter triticale (*×Triticosecale* Wittmack). *J. Appl. Genet.* 38B, 97–100.
- Kociuba W., 2000. Zmienność i współzależność ważniejszych cech plonotwórczych w obrębie heksaploidalnego pszenżyta ozimego *×Triticosecale* Wittmack. *Rozpr. Nauk. – Akad. Rol. Lub.* 232, pp. 74.
- Kociuba W., 2010. Charakterystyka zbiorów kolekcyjnych pszenżyta jako mieszańca międzyrodzajowego. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 555, 237–247.
- Kociuba W., Kramek A., 2014. Variability of yield traits and disease resistance in winter triticale genetic resources accessions. *Acta Agrobot.* 67(2), 67–76. <https://doi.org/10.5586/aa.2014.027>
- Kociuba W., Kramek A., Prażak R., 2018. Genetic resources of triticale in the Polish Gene Bank. *Plant Breed. Seed Sci.* 77, 93–102. <https://doi.org/10.1515/plass-2018-0008>
- Kociuba W., Kramek A., Ukalski K., 2012. Ocena stabilności wybranych cech plonotwórczych polskich odmian pszenżyta ozimego. *Biul. IHAR* 264, 127–140.
- Kociuba W., Mądry W., Kramek A., Ukalski K., Studnicki M., 2010. Multivariate diversity of Polish winter triticale cultivars for spike and other traits. *Plant Breed. Seed Sci.* 62, 31–42.
- Konwencja o różnorodności biologicznej, sporządzona w Rio de Janeiro dnia 5 czerwca 1992 r. (Dz.U. z 2002 r. Nr 184, poz. 1532).
- Kotlińska T., Świącicki W., 2004. Ochrona zasobów genowych roślin uprawnych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 497, 27–36.
- Kramek A., 2008. Wykorzystanie markerów RAPD do oceny zróżnicowania genotypowego polskich odmian pszenżyta ozimego. *Biul. IHAR* 248, 43–51.
- Kramek A., Kociuba W., 2013. Charakterystyka meksykańskich genotypów pszenżyta jarego pod względem ważniejszych cech plonotwórczych. *Annales UMCS. Sec. E. Agric.* 68(3), 11–19.
- Kramek A., Kociuba W., 2014. Charakterystyka zasobów genowych pszenżyta ozimego pod względem polowej odporności na choroby grzybowe. *Annales UMCS. Sec. E. Agric.* 69(4), 112–119.
- Kramek A., Kociuba W., 2017. Charakterystyka zasobów genowych pszenżyta ozimego zgromadzonych w latach 2001–2016 w porównaniu do starszych materiałów kolekcyjnych. *Agron. Sci.* 72(4), 123–133. <https://doi.org/10.24326/as.2017.4.12>
- Kramek A., Kociuba W., 2020. Wykorzystanie materiałów kolekcyjnych pszenżyta ozimego jako genetycznego źródła zawartości białka w ziarnie. *Agron. Sci.* 75(3), 81–90. <https://doi.org/10.24326/as.2020.3.6>

- Kramek A., Okoń S., 2014. Ocena zróżnicowania genetycznego materiałów kolekcyjnych pszenżyta ozimego stabilnych pod względem cech plonotwórczych. *Pol. J. Agron.* 16, 13–18. <https://doi.org/10.26114/pja.iung.172.2014.16.02>
- Kramek A., Paczos-Grzęda E., 2010. Ocena zróżnicowania genetycznego polskich odmian pszenżyta ozimego za pomocą markerów ISSR. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 555, 249–258.
- McGovern C.M., Snyders F., Muller N., Botes W., Foxa G., Manleya M., 2011. A review of triticale uses and the effect of growth environment on grain quality. *J. Sci. Food Agric.* 91, 1155–1165. <https://doi.org/10.1002/jsfa.4338>
- Nalborczyk E., 1995. Znaczenie zachowania zasobów genowych roślin dla środowiska i rolnictwa. *Problemy różnorodności biologicznej. Mat. Konf. Oficyna Wyd. Inst. Ekologii PAN, Warszawa*, 19–27.
- Oettler G., 2005. The fortune of a botanical curiosity – Triticale: past, present and future. *J. Agric. Sci.* 143, 329–346. <http://dx.doi.org/10.1017/S0021859605005290>
- Podyma W., 1998. Zbiór zasobów genowych roślin użytkowych i ich dzikich przodków oraz stan kolekcji w Polsce. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 463, 31–50.
- Protokół Kartageński o bezpieczeństwie biologicznym do Konwencji o różnorodności biologicznej, sporządzony w Montrealu dnia 29 stycznia 2000 r. (Dz.U. z 2004 r. Nr 216, poz. 2201).
- Protokół z Nagoi do Konwencji o różnorodności biologicznej o dostępie do zasobów genetycznych oraz sprawiedliwym i równym podziale korzyści wynikających z wykorzystania tych zasobów (Dz.U. L 150 z 20.5.2014, p. 234–249).
- Qualset C.O., Furman B.J., Heaton J.H., Skovmand B., Wesenberg D.M., 1996. Assembly and analysis of a North American triticale genetic resource collection. *Triticale: today and tomorrow*. Kluwer Academic Publishers, Netherlands, 261–267.
- Stankiewicz D., 1992. Ochrona zasobów genetycznych roślin uprawnych. Kancelaria Sejmu, Biuro Studiów i Ekspertyz. Wydział Analiz Ekonomicznych i Społecznych. Informacja nr 97, 1–9.
- Szirokij unificirovannyj klassifikator SEV i Międzynarodnyj klassifikator SEV roda *Triticum* L., 1974. Praha.
- Święcicki W., Podyma W., 1998. Zasoby genowe roślin uprawnych w ochronie różnorodności biologicznej (wprowadzenie). *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 463, 17–20.
- Thormann I., 2022. Crop genetic erosion: understanding and responding to loss of crop diversity. *New Phytol.* 233, 84–118. <https://doi.org/10.1111/nph.17733>
- Tyagi R.K., Agrawal A., 2015. Revised genebank standards for management of plant genetic resource. Review article. *Indian J. Agric. Sci.* 85(2), 157–65. <https://doi.org/10.56093/ijas.v85i2.46437>
- Ukalska J., Kociuba W., 2013. Phenotypical diversity of winter Triticale genotypes collected in the Polish gene bank between 1982 and 2008 with regard to major quantitative traits. *Field Crops Res.* 149, 203–212. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2013.05.010>
- Ukalska J., Ukalski K., Kociuba W., Kramek A., 2010a. Porównanie genotypów kolekcyjnych pszenżyta jarego (*×Triticosecale* Wittmack). Część I: Analiza zmienności fenotypowej. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 555, 437–445.
- Ukalska J., Ukalski K., Kociuba W., Kramek A., 2010b. Porównanie genotypów kolekcyjnych pszenżyta jarego (*×Triticosecale* Wittmack). Część II: Grupowanie genotypów. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 555, 447–455.
- van de Wouw M., Kik C., van Hintum T., van Treuren R., Visser B., 2010. Genetic erosion in crops: concept, research results and challenges. *Plant Genet. Resour.* 8(1), 1–15. <https://doi.org/10.1017/S1479262109990062>

Źródło finansowania: Praca została sfinansowana z tematu badawczego UBAD.WRH.21.049 w ramach dotacji celowej MRiRW.

Abstract. For more than a hundred years, biological diversity has been declining among crop varieties. This phenomenon, referred to as genetic erosion of crops, is worrying and dangerous in the context of the future of humans on Earth. Rational use and appropriate protection of existing biological diversity, including crops, are therefore necessary, especially in the face of advancing climate change. Indeed, the genetic resources of crops provide the biological basis for the security of global agriculture and the feeding of a growing population. They also play a key role in the breeding of new varieties, providing a rich source of genetic variability, useful traits and resistance. An important role in the implementation of these tasks is played by collections of crop varieties, in which accessions representing a wide range of variability of traits important for breeding and agriculture are gathered, which in this work was presented on the example of the Polish triticale collection.

Keywords: triticale collection, plant genetic resources, biological diversity

Otrzymano/Received: 24.02.2025

Zaakceptowano/Accepted: 16.04.2025

Online first: 30.06.2025






Opublikowano/Published: 8.09.2025



¹ Institute of Agriculture and Horticulture, Faculty of Agricultural Sciences, University of Siedlce, Bolesława Prusa 14, 08-110 Siedlce, Poland

² Institute of Design and Engineering Technologies, Slovak University of Agriculture in Nitra, Trieda Andreja Hlinku 2, 949 76 Nitra, Slovakia

* e-mail: anna.majchrowska-safaryan@uws.edu.pl

ANNA MAJCHROWSKA-SAFARYAN ^{1*},
CEZARY TKACZUK ¹, PAVOL FINDURA ²,
KRZYSZTOF KAPELA ¹, MIROSLAV PRÍSTAVKA ²

Occurrence of entomopathogenic fungi in cultivated soils in Slovakia in the intensive agricultural system production

Występowanie grzybów entomopatogenicznych w glebach uprawnych Słowacji o intensywnym systemie produkcji rolniczej

Abstract. The aim of the study was to identify the types of entomopathogenic fungi (EPF) and to determine the intensity of their occurrence in intensively cultivated agricultural soils in the Danubian Lowland, Slovakia. Soil samples were collected on two dates (spring, autumn) from seven sites where the following crops were grown: soybean, barley, alfalfa, sugar beet, maize, maize with the addition of a biostimulator and from wasteland. The entomopathogenic fungi from individual soil samples were isolated using the isolation method on a selective medium. Entomopathogenic fungi were identified microscopically based on the morphology of their microstructures and the morphology of colonies, using standard keys. The number of EPF was presented in CFU g⁻¹ of dry matter of soil. Both in spring and autumn, EPF belonging to three genera were identified: *Beauveria*, *Metarhizium* and *Cordyceps*. Analyzing the average density of infectious units of the identified genera of EPF in both study dates on arable land, it was found that fungi of the genus *Metarhizium* spp. formed more infectious units in the spring study date, whereas fungi of the genera *Beauveria* spp. and *Cordyceps* spp. formed more infectious units in the autumn study date, and these differences were statistically significant.

Keywords: entomopathogenic fungi, intensive agricultural system production, cultivated soils in Slovakia

Citation: Majchrowska-Safaryan A., Tkaczuk C., Findura P., Kapela K., Pristavka M., 2025. Occurrence of entomopathogenic fungi in cultivated soils in Slovakia in the intensive agricultural system production. *Agron. Sci.* 80(2), 31–43. <https://doi.org/10.24326/as.2025.5537>

INTRODUCTION

Agriculture productivity today faces many challenges in meeting the requirements of a growing people population. Progressing climate change and pressure from pests are two of the main factors influencing the limited growth of agricultural production [Thirumeni et al. 2024]. The development of agricultural mechanization and automation, breeding more productive and resistant plant varieties have influenced the increase in production, however, it is necessary to search for and implement alternative strategies to increase the quantity and quality of crops obtained while reducing chemical inputs in agriculture [Welch and Graham 2004, Mateo-Sagasta et al. 2017, FAO et al. 2018, Gonzalez-Guzman et al. 2021].

Entomopathogenic fungi (EPF) are microorganisms that control insect host density in nature. Soil is considered the natural habitat of EPF because it is where they deposit their infectious spores [Tkaczuk 2008, Medo and Cagań 2011, Sharma et al. 2018]. Besides their long-known ability to control insect populations [Vega et al. 2009, Jordan et al. 2021, Khun et al. 2021], EPF possess other traits which have only recently been exposed. One such trait is their ability to colonize plants [Vega et al. 2008, Bamisile et al. 2018], which has been partly ascribed to their strong competition in the rhizosphere [Hu and Leger 2002] and to their interactions being facilitated by certain molecular mechanisms [Wang and Leger 2007, Fang and Leger 2010, Liao et al. 2013]. The EPF are currently being tested as environmentally friendly, providing an alternative to chemical insecticides in the control of insect pests [Tkaczuk 2008, Dara 2017, Fenibo et al. 2021, Kim et al. 2023]. Soil, which is the main EPF reservoir, has been deemed the most suitable habitat for application of these biocontrol microbes [Lomer et al. 2001]. Additionally, the physical and chemical properties of soil, such as pH, carbon, nitrogen, and soil elements [Hawkes et al. 2011, Wang et al. 2021], also have impacts on soil fungi distributions and diversity, while the concentration of soil nutrients influences fungal diversity most [Yang et al. 2022]. These microorganisms are easily produced, multiplied, applied, and dispersed in the field, and can be used, in combination or individually, with low impact on non-target organisms [Domingues et al. 2020]. It is known that pesticides used on a large scale in intensive agricultural production may have a different effect on the growth, sporulation and pathogenicity of EPF. Therefore, it is necessary to search for and test new solutions in plant protection that will reduce the negative impact of chemicals on the environment, people and microorganisms inhabiting the soil environment [Majchrowicz and Poprawski 1993, Tkaczuk 2001, Rashid et al. 2010, Hernandez et al. 2012, Tkaczuk et al. 2012, 2015, Pelizza et al. 2015, Fiedler and Sosnowska 2017, Holka and Kowalska 2023].

The aim of the study was to identify the types of EPF and to determine the intensity of their occurrence in intensively cultivated agricultural soils in the Danubian Lowland, Slovakia.

MATERIAL AND METHODS

The study material consisted of samples collected from the humus horizon of arable soils in 2024 (spring – June, autumn – September) at the University Agricultural Enterprise SPU, Oponice, Slovakia, in the Nitra Region, Topolcany District in the Danubian

Lowland (geographic coordinates: 48°28'05"N 18°08'39"E). Soil samples were collected from 7 sites using a soil stick to a depth of about 15–20 cm. In each site, 4 zones (repetitions) were designated, spaced about 10–15 m apart. About 6 samples were collected from each repetitions, and then a mixed sample was prepared. After changing the sampling location, the soil stick was surface sterilized with 70% ethyl alcohol each time. Soil samples were placed in plastic zip-lock bags and stored at approximately 4°C until laboratory experiments began. The tested soils were classified as chernozem, quality class I – the best arable soil. Crop characteristics, crop area and pesticide protection used are presented in table 1.

Table 1. Crop area, forecrop and use of chemical protection

Cultivation	Area (ha)	Forecrop	Dose of applied plant protection products
<i>Glycine willd</i> L. (soybean)	27.16	<i>Triticum aestivum</i> L. (common wheat)	Soleto 500 SC (2.67 dm ³ ha ⁻¹), Pulsar 40 (1 dm ³ ha ⁻¹), Thifen 75 WDG (12 g ha ⁻¹), Amistar Gold Max (1 dm ³ ha ⁻¹)
<i>Hordeum</i> L. (barley)	23.57	<i>Zea mays</i> L. (maize)	Cythrín Max EC (50 cm ³ ha ⁻¹), Slape trio (700 cm ³ ha ⁻¹), Starane forte (0.60 dm ³ ha ⁻¹), Stabilan 750 SL (1 dm ³ ha ⁻¹), Baghira 040 EC (0.80 dm ³ ha ⁻¹), Supersect Max EC (50 cm ³ ha ⁻¹)
<i>Medicago satvia</i> L. (alfalfa)	27.94	<i>Sorghum bicolor</i> L. (sorghum bicolor)	Stomp Aqua 455 CS (2.2 dm ³ ha ⁻¹)
<i>Beta vulgaris</i> L. (sugar beet)	34.63	<i>Hordeum</i> L. (barley)	Asahi SL (0.25 dm ³ ha ⁻¹), Beetup Flo (150 cm ³ ha ⁻¹), Conviso One (0.50 dm ³ ha ⁻¹), Mero Stefes (1.47 dm ³ ha ⁻¹), Bettix Combi 500 SC (2 dm ³ ha ⁻¹), Supersect Max EC (50 cm ³ ha ⁻¹), Bagani 125 ME (0.80 dm ³ ha ⁻¹), Karate Zeon 5 CS (0.15 dm ³ ha ⁻¹), Belanty (1.47 dm ³ ha ⁻¹)
<i>Zea mays</i> L. (maize)	16.43	<i>Glycine willd</i> L. (soybean)	Spandis 54 WG (0.49 kg ha ⁻¹), Certo (0.20 kg ha ⁻¹), Vesticor SC (100 cm ³ ha ⁻¹)
<i>Zea mays</i> L. (maize) + biostimulator	6.35	<i>Glycine willd</i> L. (soybean)	Spandis 54 WG (0.49 kg ha ⁻¹), Certo (0.20 kg ha ⁻¹), Vesticor SC (100 cm ³ ha ⁻¹) + Neosol (150 kg ha ⁻¹)
Agricultural wasteland	–	–	–

Before starting the cultivation, soil tests were performed to determine: pH_{KCl} – potentiometrically, and available forms of phosphorus, potassium and magnesium, which were determined in extracts using the ICP-AES method (tab. 2).

The entomopathogenic fungi from individual soil samples were isolated using the selective medium method developed by Strasser et al. [1996]. In order to determine the generic composition and quantitative assessment of infectious units of EPF in the tested soils, tests were carried out using a selective medium with the following composition: 20 g glucose, 10 g peptone, 18 g agar, which were dissolved in 1 dm³ of distilled water and then sterilized in an autoclave at 121°C for 20 minutes.

Selective medium were added to the prepared substrate after cooling to 50°C: 0.6 g of streptomycin, 0.05 g of tetracycline and 0.1 g of dodine. The selective medium was poured into Petri dishes. From the collected soil sample, 2 g of soil was weighed and then covered with 18 cm³ of distilled water with the addition of a surface tension reducing agent (Triton X-100).

Table 2. Results of agrochemical soil testing

Cultivation	pH _{KCl}	P (mg kg ⁻¹)	K (mg kg ⁻¹)	Mg (mg kg ⁻¹)
<i>Glycine willd</i> L.	7.4	81.0	270.0	381.0
<i>Hordeum</i> L.	6.3	76.0	211.0	228.0
<i>Medicago satvia</i> L.	6.5	70.0	191.0	371.0
<i>Beta vulgaris</i> L.	7.3	58.0	187.0	312.0
<i>Zea mays</i> L.	7.1	94.0	263.0	371.0
<i>Zea mays</i> L. + biostimulator	7.3	92.0	260.0	368.0
Agricultural wasteland	6.3	–	–	–

Using an automatic pipette, 0.1 cm³ of soil solution was collected and transferred to the surface of the selective substrate. Inoculations were performed in four replicates for each soil sample. The dishes with the applied soil solution were transferred to an incubator at 21°C without access to light and after 10 days the number of colony-forming units (CFU) of EPF developing on the culture medium was determined. The number of EPF was presented in CFU g⁻¹ of dry matter of soil. Entomopathogenic fungi were identified microscopically based on the morphology of their microstructures (by determining the size and shape of conidia, conidiogenic cells) and the morphology of colonies, using standard keys [Rehner and Buckley 2005, Rehner et al. 2011, Humber 2012, Inglis et al. 2012]. Considering that only morphological methods were used to identify the fungi, they were assigned to the rank of genus because, as shown by the latest phylogenetic studies based on DNA sequencing [Bischoff et al. 2006, 2009, Kepler et al. 2017], there are many species of fungi within the genera *Beauveria*, *Metarhizium* and *Cordyceps*, the distinction of which is almost impossible without the use of molecular methods.

The obtained results were statistically processed using the Statistica 13.3 TIBCO Software Inc. One-way analysis of variance (ANOVA) and Tukey's post-hoc test were performed. The calculated means were combined into homogeneous groups at the significance level of $\alpha < 0.05$. Simple correlation coefficients were calculated for the studied soil parameters and the identified types of EPF. The standard deviation was calculated.

RESULTS AND DISCUSSION

The conducted studies showed that the types and intensity of EPF occurrence were different depending on the species of the cultivated plant and the time of soil material collection for testing. Both in spring and autumn, EPF belonging to three genera were identified: *Beauveria*, *Metarhizium* and *Cordyceps* (tabs 3 and 4). The entomopathogenic fungi of the genera *Beauveria*, *Metarhizium* and *Cordyceps* are the dominant fungi found in soil environments in Europe, as confirmed by studies conducted by Samson et al. [1988], Keller and Zimmermann [1989], Landa et al. [2002], Prenerová et al. [2009], Medo and Cagań [2011], Augustyniuk-Kram and Kram [2012], Majchrowska-Safaryan and Tkaczuk [2021], Kovač et al. [2021], Majchrowska-Safaryan et al. [2023].

Table 3. Identified fungal genera and the density of their colony – forming units (CFU $\times 10^3$ g⁻¹) in the tested cultivated soils (spring date)

Cultivation	Genera of entomopathogenic fungi		
	<i>Beauveria</i> spp.	<i>Metarhizium</i> spp.	<i>Cordyceps</i> spp.
Agricultural wasteland	0.83 \pm 0.23 ^{ab}	3.0 \pm 0.40 ^a	–
<i>Glycine willd</i> L.	1.0 \pm 0.40 ^{ab}	1.8 \pm 0.47 ^b	–
<i>Hordeum</i> L.	0.5 \pm 0.0 ^b	1.7 \pm 0.62 ^b	–
<i>Medicago satvia</i> L.	1.7 \pm 0.24 ^a	1.8 \pm 0.24 ^b	0.3 \pm 0.24 ^a
<i>Beta vulgaris</i> L.	0.5 \pm 0.0 ^b	0.5 \pm 0.41 ^d	0.3 \pm 0.24 ^a
<i>Zea mays</i> L.	1.0 \pm 0.41 ^{ab}	0.7 \pm 0.24 ^{cd}	0.2 \pm 0.24 ^a
<i>Zea mays</i> L. + biostimulator	0.7 \pm 0.24 ^b	1.3 \pm 0.62 ^{bcd}	0.2 \pm 0.24 ^a
F value	191.95	289.31	217.35
P value	0.0	0.0	0.0

\pm standard deviation; abcd – means within columns with the same lowercase letters are not significant at $\alpha < 0.05$

Table 4. Identified fungal genera and the density of their colony – forming units (CFU $\times 10^3$ g⁻¹) in the tested cultivated soils (autumn date)

Cultivation	Genera of entomopathogenic fungi		
	<i>Beauveria</i> spp.	<i>Metarhizium</i> spp.	<i>Cordyceps</i> spp.
Agricultural wasteland	1.5 \pm 0.0 ^b	2.2 \pm 1.02 ^a	–
<i>Glycine willd</i> L.	1.3 \pm 0.23 ^b	1.3 \pm 0.23 ^{ab}	–
<i>Hordeum</i> L.	0.7 \pm 0.24 ^c	1.2 \pm 0.62 ^{ab}	–
<i>Medicago satvia</i> L.	3.3 \pm 0.62 ^a	1.3 \pm 0.94 ^{ab}	0.7 \pm 0.24 ^{ab}
<i>Beta vulgaris</i> L.	0.7 \pm 0.24 ^c	0.2 \pm 0.24 ^b	1.0 \pm 0.0 ^a
<i>Zea mays</i> L.	1.5 \pm 0.0 ^b	0.3 \pm 0.47 ^b	0.5 \pm 0.0 ^c
<i>Zea mays</i> L. + biostimulator	1.2 \pm 0.62 ^b	1.2 \pm 0.62 ^{ab}	0.3 \pm 0.23 ^c
F value	437.83	76.45	223.88
P value	0.0	0.0	0.0

\pm standard deviation; abcd – means within columns with the same lowercase letters are not significant at $\alpha < 0.05$

Fungi of the genus *Beauveria* spp. formed the greatest number of colony forming units (CFU) in soils where the cultivated plant was *Medicago stiva* L., while in autumn the number of CFU was high, 49% higher than in spring. On both dates of the study, the smallest number of CFU were found in arable soil where *Hordeum* L. and *Beta vulgaris* L. were grown, these differences amounted to 29%. Konopická et al. [2022] examined the generic composition of EPF in arable soils of the Czech Republic and found that the genus *Beauveria* occurred only in two locations (Meziříčí, Mlýn Podhora) and the number of CFU units was small. The amount of CFU fungi per 1 cm³ mL of soil ranged from 1.04×10^2 to 5.93×10^2 per 1 cm³. The effect of sampling site on CFU of the genus *Beauveria* was not significant ($F = 1.3379$; $df = 7,36$; $P = 0.2614$). In contrast, Medo and Cagań [2011] found that the influence of field crop species was a significant factor influencing the number of isolated EPF infectious units from the soils in Slovakia ($v_2 = 28.604$; $df = 10$; $P = 0.001$) only in the case of *B. bassiana*, with a higher detection rate in samples from alfalfa and clover fields than other crops. Medo et al. [2016] conducting studies on the phylogenetic structure of 109 soil-borne entomopathogenic *Beauveria* isolates acquired using the *Galleria mellonella* bait method from different habitat types in Slovakia, found three *Beauveria* species: *B. bassiana*, *B. pseudobassiana* and *B. brongniartii*, represented by 51.4%, 43.1% and 5.5% of acquired isolates, respectively. Correlation analysis with the habitat type and individual habitat characteristics showed strong preferences of the most prevalent haplotypes for agricultural (*B. bassiana* A1) and forest habitats (*B. pseudobassiana*) which has possible implications for conservative biocontrol strategies.

Entomopathogenic fungi of the genus *Metarhizium* spp. produced colony forming units in all tested soil samples, regardless of the date of the study. In both the spring and autumn periods of the study, the highest number of CFU of this genus was found in soils of uncultivated agricultural land. More in the spring period by over 25% compared to the autumn period. Tkaczuk et al. [2014] examined the occurrence of EPF in Polish soils cultivated in conventional and organic systems and found that *M. anisopliae* was the most frequently isolated species where intensive chemical protection was used. The lowest number of CFU was produced by fungi of the genus *Metarhizium* spp. in soils of arable land where *Beta vulgaris* L. was cultivated, respectively: spring period $0.5 \text{ CFU} \times 10^3 \text{ g}^{-1}$ and autumn period $0.2 \text{ CFU} \times 10^3 \text{ g}^{-1}$.

Medo and Cagań [2011] studied the occurrence of EPF in the soils of Slovakia and found that *M. anisopliae* was isolated mainly in field and meadow samples, and that production intensification did not show any negative impact. It was most often isolated from lowland soils with a neutral or alkaline pH. Uzman et al. [2019] investigated the occurrence of EPF in soils from conventional and organic vineyards in the Rhinehessen region in Germany. In both types of vineyards, EPF taxa of the genera *Metarhizium* spp., *Beauveria* spp. were found. The presence of *Metarhizium* in all habitats, confirms reports of a strong association of species of this fungus with soils in cultivated habitats, particularly field crops [Quesada-Moraga et al. 2007, Domingues et al. 2022]. Domingues et al. [2022] found a significant occurrence of infectious entities of EPF of the genus *Metarhizium* in arable soils where soybean was cultivated.

In the case of the conducted studies, CFU of EPF of the genus *Cordyceps* spp. were not found in the soils collected from the field which was an agricultural wasteland or in the objects where the cultivated plants were *Glycine willd* L. and *Hordeum* L. in both study dates. The highest number of CFU of this genus was formed in the soil where *Beta vulgaris* L. was cultivated ($1.0 \text{ CFU} \times 10^3 \text{ g}^{-1}$) collected in the autumn term of the study. Also in the spring term, CFU of *Cordyceps* spp. were found in this object, but their number was significantly lower. Medo and Cagań [2011] found the presence of *Cordyceps* (= *Isaria*

spp.) fungi in Slovak soils using the selective medium method at the level of 8%, with the highest number in soils collected from mid-field trees and meadows.

This relationship was also confirmed in the studies carried out in Poland by Majchrowska-Safaryan et al. [2023], who found $11.5 \text{ CFU} \times 10^3 \text{ g}^{-1}$ in the soil of field trees and $2.2 \text{ CFU} \times 10^3 \text{ g}^{-1}$ in meadow. An analysis of simple correlation coefficients was carried out for the identified genera of EPF and selected parameters of the tested soils, which did not reveal any statistically significant correlations at any time during the study (tabs 5 and 6).

Table 5. Correlations between selected properties of the studied soils and the number of colony-forming units ($\text{CFU} \times 10^3 \text{ g}^{-1}$) of the identified genera of EPF (spring date)

Correlation	<i>Beauveria</i> spp.	<i>Metarhizium</i> spp.	<i>Cordyceps</i> spp.	pH _{KCl}	P	K	Mg
<i>Beauveria</i> spp.	1.00	0.22	0.32	0.17	0.078	0.04	0.30
<i>Metarhizium</i> spp.	–	1.00	–0.65	–0.64	–0.69	–0.70	–0.72
<i>Cordyceps</i> spp.	–	–	1.00	0.31	0.31	0.26	0.54
pH _{KCl}	–	–	–	1.00	0.53	0.64	0.66
P	–	–	–	–	1.00	0.98*	0.91*
K	–	–	–	–	–	1.00	0.93*
Mg	–	–	–	–	–	–	1.00

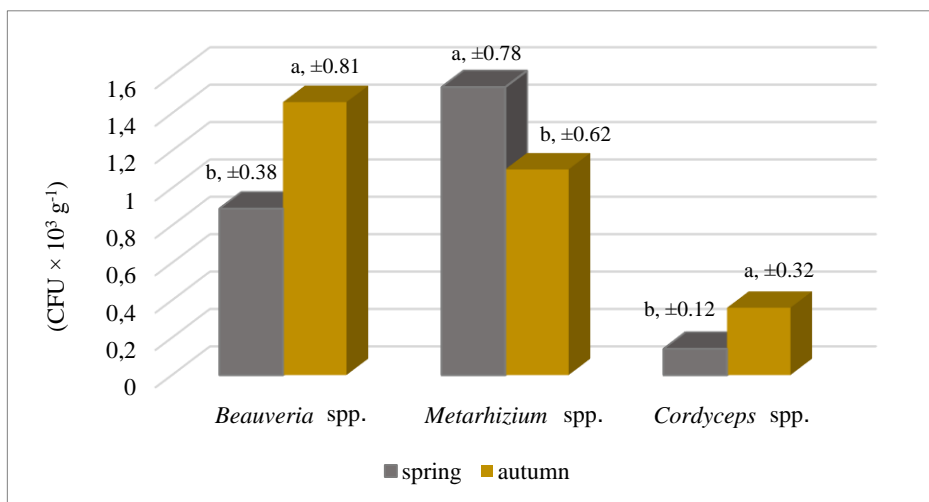
* the marked correlation coefficients are significant with $\alpha < 0.05$

Table 6. Correlations between selected properties of the studied soils and the number of colony-forming units ($\text{CFU} \times 10^3 \text{ g}^{-1}$) of the identified genera of EPF (autumn date)

Correlation	<i>Beauveria</i> spp.	<i>Metarhizium</i> spp.	<i>Cordyceps</i> spp.	pH _{KCl}	P	K	Mg
<i>Beauveria</i> spp.	1.00	0.26	0.23	–0.30	–0.03	–0.09	0.18
<i>Metarhizium</i> spp.	–	1.00	–0.70	–0.57	–0.61	–0.63	–0.65
<i>Cordyceps</i> spp.	–	–	1.00	0.31	0.17	0.16	0.43
pH _{KCl}	–	–	–	1.00	0.53	0.64	0.66
P	–	–	–	–	1.00	0.98*	0.91*
K	–	–	–	–	–	1.00	0.93*
Mg	–	–	–	–	–	–	1.00

* the marked correlation coefficients are significant with $\alpha < 0.05$

Analyzing the average density of CFU of the identified genera of EPF in both study dates on arable land, it was found that fungi of the genus *Metarhizium* spp. formed more infectious units in the spring study date, whereas fungi of the genera *Beauveria* spp. and *Cordyceps* spp. formed more CFU in the autumn study date, and these differences were statistically significant (fig. 1). This relationship is confirmed by earlier studies by Majchrowska-Safaryan et al. [2023] on the occurrence of EPF in soils of habitats with diverse use in eastern Poland. Gorczyca et al. [2018] also studied the occurrence of EPF in agricultural and natural soils of south-eastern Poland and confirmed that in the autumn period of the study the dominant species was *B. bassiana*.



a, b – significance at the $\alpha < 0.05$; \pm standard deviation

Fig 1. Mean density of EPF colony forming units (CFU) at both test dates on arable soil

Many studies indicate that environmental factors related to the habitat are the main selective forces shaping the structure of facultative EPF [Vänninen 1996, Bidochka et al. 2002, Meyling and Eilenberg 2007, Quesada-Moraga et al. 2007, Tkaczuk 2008, Meyling et al. 2009, Medo and Cagán 2011, Tkaczuk et al. 2016, Ciceoi et al. 2021, Glare et al. 2021, Majchrowska-Safaryan et al. 2023].

CONCLUSION

1. The conducted studies showed that the genera and intensity of EPF occurrence were different depending on the species of the cultivated plant and the time of soil material collection for testing in soils used. In the intensive cultivation system, in both study periods, the presence of EPF of the genera *Beauveria*, *Metarhizium* and *Cordyceps* was found.

2. Entomopathogenic fungi of the genus *Metarhizium* spp. dominated in the soil constituting wasteland, while the genus *Beauveria* spp. produced the most CFU in the object where the cultivated plant was *Medicago satvia* L. When comparing the research objects where the crop plant was *Zea mays* L., it was observed that the addition of the biostimulant increased the number of fungi of the genus *Metarhizium* spp., which created more CFU in both study dates than in the object without the addition of the biostimulant.

4. By assessing the average density of infectious units of identified types of EPF in both study dates on arable land, it was found that fungi of the genus *Metarhizium* spp. formed more infectious units in the spring study date, whereas fungi of the genera *Beauveria* spp. and *Cordyceps* spp. formed more infectious units in the autumn study date and these differences were statistically significant.

5. The analysis of simple correlation coefficients between the identified genera of EPF and the content of available forms of P, K and Mg as well as pH of the tested soils did not reveal any statistically significant correlations.

6. Research conducted so far indicates that entomopathogenic fungi are an important factor in reducing insect pests in cultivated soils. Therefore, it seems important to conduct further research related to the assessment of the impact of soil biostimulants, which are increasingly used in agriculture, on the generic composition and the intensity of the occurrence of entomopathogenic fungi in the context of the diversity of cultivated plant species and their protection.

REFERENCES

- Augustyniuk-Kram A., Kram K.J., 2012. Entomopathogenic fungi as an important natural regulator of insect outbreaks in forest (Review). In: J.A. Blanco, Y.-H. Lo (eds), Forest ecosystems – more than just trees. IntechOpen, Rijeka, 265–294.
- Bamisile B.S., Dash C.K., Akutse K.S., Keppanan R., Afolabi O.G., Hussain M., Qasim M., Wang L., 2018. Prospects of endophytic fungal entomopathogens as biocontrol and plant growth-promoting agents: an insight on how artificial inoculation methods affect endophytic colonization of host plants. *Microbiol. Res.* 217, 34–50. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2018.08.016>
- Bidochka M.J., Menzies F.V., Kamp A.M., 2002. Genetic groups of the insect-pathogenic fungus *Beauveria bassiana* are associated with habitat and thermal growth preferences. *Arch. Microbiol.* 178, 531–537. <https://doi.org/10.1007/s00203-002-0490-7>
- Bischoff J.F., Rehner S.A., Humber R.A., 2006. *Metarhizium frigidum* sp. nov.: a cryptic species of *M. anisopliae* and member of the *M. flavoviride* complex. *Mycologia* 98(5), 737–745. <https://doi.org/10.1080/15572536.2006.11832645>
- Bischoff J.F., Rehner S.A., Humber R.A., 2009. A multilocus phylogeny of the *Metarhizium anisopliae* lineage. *Mycologia*, 101(4), 512–530. <https://doi.org/10.3852/07-202>
- Ciceoi R., Dobrin A., Moț A., Fătu C., Dinu M.M., 2021. Effect of entomopathogenic fungi (*Beauveria bassiana*) on soil nutrients content. *Sci. Pap. Ser. B, Hortic.* 65(1), 722–727.
- Dara S.K. 2017. Insect resistance to biopesticides. Strawberries Vegetables. <https://ucanr.edu/blogs/blogcore/postdetail.cfm?postnum=25819> [date of access: 10.01.2018].
- Domingues M.M., dos Santos P.L., Costa Gêa B.C., de Carvalho G.V.R., Zanuncio J.C., Serrão J.E., Zanetti R., Wilcken C.F., 2022. Diversity of entomopathogenic fungi from soils of eucalyptus and soybean crops and natural forest areas. *Braz. J. Biol.* 82, e263240, 1–6. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.263240>
- Domingues M.M., Becchi L.K., Vellozo S.G.M., Souza A.R., Barbosa L.R., Soares M.A., Serrão J.E., Zanuncio J.C., Wilcken C.F., 2020. Selectivity of mycoinsecticides and a pyrethroid to the egg parasitoid *Cleruchoides noackae* (Hymenoptera: Mymaridae). *Sci. Rep.* 10(1), 14617. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-020-71151-2>
- Fang W., Leger R.J.S., 2010. Mrt, a gene unique to fungi, encodes an oligosaccharide transporter and facilitates rhizosphere competency in *Metarhizium robertsii*. *Plant Physiol.* 154(3), 1549–1557. <https://doi.org/10.1104/pp.110.163014>
- FAO, IFAD, UNICEF, WFP, WHO, 2018. The State of Food Security and Nutrition in the World 2018. Building climate resilience for food security and nutrition. Rome, FAO.
- Fenibo E.O., Ijoma G.N., Matambo T., 2021. Biopesticides in sustainable agriculture: A critical sustainable development driver governed by green chemistry principles. *Front. Sustain. Food Syst.* 5, 619058, 1–6. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2021.619058>

- Fiedler Ž., Sosnowska D., 2017. Side effects of fungicides and insecticides on entomopathogenic fungi *in vitro*. J. Plant Prot. Res. 57(4), 355–360. <https://doi.org/10.1515/jppr-2017-0048>
- Glare T.R., Reimer Y.S.O., Cummings N., Rivas-Franco F., Nelson T.L., Zimmermann G., 2021. Diversity of the insect pathogenic fungi in the genus *Metarhizium* in New Zealand. New Zealand J. Bot. 59(4), 440–456. <http://dx.doi.org/10.1080/0028825X.2021.1890155>
- Gonzalez-Guzman A., Raya-Diaz S., Sacristán D., Yousef M., Sánchez-Rodríguez A.R., Barrón V., del Campillo M.C., Torrent J., 2021. Effects of entomopathogenic fungi on durum wheat nutrition and growth in the field. Eur. J. Agron. 128, 126282. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2021.126282>
- Gorczyca A., Galon A., Tatoj A., Wojtaszek I., Matras E., 2018. Occurrence of entomopathogenic fungi in agricultural and natural soils in south-eastern Poland. J. Res. Appl. Agric. Eng. 63(2), 63–67.
- Hawkes C.V., Kivlin S., Rocca J.D., Huguet V., Thomsen M.A., Suttle K.B., 2011. Fungal community responses to precipitation. Glob. Change Biol. 17(4), 1637–1645. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02327.x>
- Hernandez M.M., Martinez-Villar E., Peace C., Perez-Moreno I., Marco V., 2012. Compatibility of the entomopathogenic fungus *Beauveria bassiana* with flufenoxuron and azadirachtin against *Tetranychus urticae*. Exp. Appl. Acarol. 58, 395–405. <https://doi.org/10.1007/s10493-012-9594-1>
- Holka M., Kowalska J., 2023. The potential of adjuvants used with microbiological control of insect pests with emphasis on organic farming. Agriculture 13(9), 1659. <https://doi.org/10.3390/agriculture13091659>
- Hu G., Leger R.J.S., 2002. Field studies using a recombinant mycoinsecticide (*Metarhizium anisopliae*) reveal that it is rhizosphere competent. Appl. Environ. Microbiol. 68(12), 6383–6387. <https://doi.org/10.1128/AEM.68.12.6383-6387.2002>
- Humber A.R., 2012. Identification of entomopathogenic fungi. In: L.A. Lacey (ed.), Manual of techniques in invertebrate pathology. Academic Press, London, 151–187. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-386899-2.00006-3>
- Inglis G.D., Enkerli J., Goettel M.S., 2012. Laboratory techniques used for entomopathogenic fungi: Hypocreales. In: L.A. Lacey (ed.), Manual of techniques in invertebrate pathology. Academic Press, London, 189–253. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-386899-2.00007-5>
- Jordan C., dos Santos P.L., dos Santos Oliveira L.R., Domingues M.M., Costa Gêa B.C., Ribeiro M.F., Mascarin G.M., Wilcken C.F., 2021. Entomopathogenic fungi as the microbial frontline against the alien Eucalyptus pest *Gonipterus platensis* in Brazil. Sci. Rep. 11, 7233. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-86638-9>
- Keller S., Zimmermann G., 1989. Mycopathogens of soil insects. In: N. Wilding, N.M. Collins, P.M. Hammond, J.F. Webber (eds.), Insect–fungus interactions, Academic Press, London, 239–270. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-751800-8.50016-1>
- Kepler R.M., Luangsa-ard J.J., Hywel-Jones N.L., Quandt C.A., Sung G-H., Rehner S.A., Aime M.C., Henkel T.W., Sanjuan T., Zare R., Chen M., Li, Z., Rossman A.Y., Spatafora J.W., Shrestha B., 2017. A phylogenetically-based nomenclature for *Cordycipitaceae* (Hypocreales). IMA Fungus 8(2), 335–353. <https://doi.org/10.5598/ima fungus.2017.08.02.08>
- Khun K.K., Ash G.J., Stevens M.M., Huwer R.K., Wilson B.A.L., 2021. Transmission of *Metarhizium anisopliae* and *Beauveria bassiana* to adults of *Kuschelohynchus macadamiae* (Coleoptera: Curculionidae) from infected adults and conidiated cadavers. Sci. Rep. 11, 2188. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-81647-0>
- Kim S., Hwang D.Y., Shin T.Y., Kwak J.H., 2023. Correlation of fruit tree rhizosphere soils with entomopathogenic fungi. Entomol. Res. 53(9), 333–342. <https://doi.org/10.1111/1748-5967.12666>

- Konopická J., Bohatá A., Palevsky E., Nermut J., Půža V., Zemek R., 2022. Survey of entomopathogenic and mycoparasitic fungi in the soil of onion and garlic fields in the Czech Republic and Israel. *J. Plant Dis. Prot.* 129, 271–281. <https://doi.org/10.1007/s41348-021-00557-5>
- Kovač M., Tkaczuk C., Pernek M., 2021. First report of entomopathogenic fungi occurrence in forest soils in Croatia. *Forests* 12(12), 1690. <https://doi.org/10.3390/f12121690>
- Landa Z., Horňák P., Charvátová H., Osborne L.S., 2002. Distribution, occurrence and potential use of entomopathogenic fungi in arable soils in Czech Republic. In: Proceedings of international conference ISTRO “Current trends in the research of soil environment”, 195–201.
- Liao Y., Smyth G. K., Shi W., 2013. featureCounts: an efficient general purpose program for assigning sequence reads to genomic features. *Bioinformatics* 30(7), 923–930. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btt656>
- Lomer L., Bateman R.P., Johnson D.L., Langewald J., Thomas M.B., 2001. Biological control of locusts and grasshoppers. *Annu. Rev. Entomol.* 46, 667–702. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.46.1.667>
- Majchrowicz I., Poprawski T.J., 1993. Effects *in vitro* of nine fungicides on growth of entomopathogenic fungi. *Biocontrol Sci. Technol.* 3(3), 321–336. <https://doi.org/10.1080/09583159309355287>
- Majchrowska-Safaryan A., Tkaczuk C., Baj-Wójtowicz B., 2023. Occurrence of entomopathogenic fungi in the soils of habitats of various use. *Agron. Sci.* 78(1), 5–18. <https://doi.org/10.24326/as.2023.4956>
- Majchrowska-Safaryan A., Tkaczuk C., 2021. Abundance of entomopathogenic fungi in leaf litter and soil layers in forested habitats in Poland. *Insects* 12(2), 134. <https://doi.org/10.3390/insects12020134>
- Mateo-Sagasta J., Zadeh S.M., Turrall H., Burke J., 2017. Water pollution from agriculture: a global review. Executive summary. Rome, Italy: FAO; Colombo, Sri Lanka: International Water management Institute (IWMI). CGIAR Research Program on Water, Land and Ecosystems (WLE), 35.
- Medo J., Cagaň Ľ., 2011. Factors affecting the occurrence of entomopathogenic fungi in soils of Slovakia as revealed using two methods. *Biol. Control*, 59(2), 200–208. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2011.07.020>
- Medo J., Michalko J., Medova J., Cagaň Ľ., 2016. Phylogenetic structure and habitat associations of *Beauveria* species isolated from soils in Slovakia. *J. Invertebr. Pathol.* 140, 46–50. <https://doi.org/10.1016/j.jip.2016.08.009>
- Meyling N.V., Lübeck M., Buckley E.P., Eilenberg J., Rehner S.A., 2009. Community composition, host range and genetic structure of the fungal entomopathogen *Beauveria* in adjoining agricultural and seminatural habitats. *Mol. Ecol.* 18(6), 1282–1293. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2009.04095.x>
- Meyling N.V., Eilenberg J., 2007. Ecology of the entomopathogenic fungi *Beauveria bassiana* and *Metarhizium anisopliae* in temperate agroecosystems: Potential for conservation biological control. *Biol. Control*, 43(2), 145–155. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2007.07.007>
- Pelizza S.A., Scorsetti A.C., Fogel M.N., Pacheco-Marino S.G., Stenglein S.A., Cabello M.N., Lange C.E., 2015. Compatibility between entomopathogenic fungi and biorational insecticides in toxicity against *Ronderosia bergi* under laboratory conditions. *BioControl* 60, 81–91. <https://doi.org/10.1007/s10526-014-9606-7>
- Prenerová E., Zemek R., Weyda F., Volter L., 2009. Entomopathogenic fungi isolated from soil in the vicinity of *Cameraria ohridella* infested horse chestnut trees. *IOBC-WPRS Bull.* 45, 321–324.
- Quesada-Moraga E., Navas-Cortés J.A., Maranhao E.A.A., Ortiz-Urquiza A., Santiago-Álvarez C., 2007. Factors affecting the occurrence and distribution of entomopathogenic fungi in natural and cultivated soils. *Mycol. Res.* 111(8), 947–966. <https://doi.org/10.1016/j.mycres.2007.06.006>

- Rashid M., Baghdadi A., Sheikhi A., Pourian H-R., Gazavi M., 2010. Compatibility of *Metarhizium anisopliae* (Ascomycota: Hypocreales) with several insecticides. J. Plant Prot. Res. 50(1), 22–27. <https://doi.org/10.2478/v10045-010-0004-6>
- Rehner S.A., Buckley E., 2005. A *Beauveria* phylogeny inferred from nuclear ITS and EF1- α sequences: evidence for cryptic diversification and links to Cordyceps teleomorphs. Mycologia 97(1), 84–98. <http://dx.doi.org/10.3852/mycologia.97.1.84>
- Rehner S.A., Minnis A.M., Sung G.H., Luangsa-ard J.J., Devotto L., Humber R.A., 2011. Phylogeny and systematics of the anamorphic, entomopathogenic genus *Beauveria*. Mycologia 103(5), 1055–1073. <https://doi.org/10.3852/10-302>
- Samson R.A., Evans H.C., Latgé J.-P., 1988. Atlas of entomopathogenic fungi. Springer-Verlag, Berlin. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-05890-9>
- Sharma L., Oliveira I., Torres L., Marques G., 2018. Entomopathogenic fungi in Portuguese vineyards soils: suggesting a ‘Galleria-Tenebrio-bait method’ as bait-insects *Galleria* and *Tenebrio* significantly underestimate the respective recoveries of *Metarhizium (robertsii)* and *Beauveria (bassiana)*. MycoKeys 38, 1–23. <https://doi.org/10.3897/mycokeys.38.26790>
- Strasser H., Forer A., Schinner F., 1996. Development of media for the selective isolation and maintenance of virulence of *Beauveria brongniartii*. In: T.A. Jackson, T.R. Glare (eds), Microbial control of soil dwelling pests. AgResearch, Lincoln, New Zealand, 125–130.
- Thirumeni M.A., Yashkamal K., Mohamed R.R., Shivakumar M.S., 2024. Entomopathogenic fungi as biopesticides for sustainable agriculture. In: S.K. Deshmukh, K.R. Sridhar (eds.), Entomopathogenic fungi. Springer, Singapore, 81–100. https://doi.org/10.1007/978-981-97-5991-0_4
- Tkaczuk C., 2001. Wpływ wybranych pestycydów stosowanych w ochronie sadów na wzrost grzybów owadobójczych [The effect of selected pesticides used in orchard protection on the growth of entomopathogenic fungi]. Biul. Nauk. 12, 375–383.
- Tkaczuk C., 2008. Occurrence and infective potential of entomopathogenic fungi in soils of agrocenoses and seminatural habitats in the agricultural landscape. Sci. Diss. 94, Publisher AP, Siedlce, 160.
- Tkaczuk C., Harasimiuk M., Król A., Beres P.K., 2015. The effect of selected pesticides on growth of entomopathogenic fungi *Hirsutella nodulosa* and *Beauveria bassiana*. J. Ecol. Eng. 16(3), 177–183. <https://doi.org/10.12911/22998993/2952>
- Tkaczuk C., Król A., Majchrowska-Safaryan A., Niecewicz Ł., 2014. The occurrence of entomopathogenic fungi in soils from fields cultivated in a conventional and organic system. J. Ecol. Eng. 15(4), 137–144. <https://doi.org/10.12911/22998993.1125468>
- Tkaczuk C., Krzyczkowski T., Głuszczyk B., Król A., 2012. The influence of selected pesticides on the colony growth and conidial germination of the entomopathogenic fungus *Beauveria bassiana* (Bals.) Vuill. Prog. Plant Prot. 52(4), 969–974. <http://dx.doi.org/10.14199/ppp-2012-167>
- Tkaczuk C., Majchrowska-Safaryan A., Harasimiuk M., 2016. The occurrence and infective potential of entomopathogenic fungi in the soil of arable fields, meadows and forest habitats. Prog. Plant Prot. 56, 5–11. <http://dx.doi.org/10.14199/ppp-2016-001>
- Uzman D., Pliester J., Leyer I., Entling M.H., Reineke A., 2019. Drivers of entomopathogenic fungi presence in organic and conventional vineyard soils. Appl. Soil Ecol. 133, 89–97. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.09.004>
- Vänninen I., 1996. Distribution and occurrence of four entomopathogenic fungi in Finland: Effect of geographical location, habitat type and soil type. Mycol. Res. 100, 93–101. [https://doi.org/10.1016/S0953-7562\(96\)80106-7](https://doi.org/10.1016/S0953-7562(96)80106-7)
- Vega F.E., Goettel M.S., Blackwell M., Chandler D., Jackson M.A., Keller S., Koike M., Maniania N.K., Monzón A., Ownley B.H., Pell J.K., Rangel D.E.N., Roy H.E., 2009. Fungal entomopathogens: new insights on their ecology. Fungal Ecol. 2(4), 149–159. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2009.05.001>

- Vega F.E., Posad, F., Aime M.C., Pava-Ripoll M., Infante F., Rehner S.A., 2008. Entomopathogenic fungal endophytes. *Biol. Control* 46(1), 72–82. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2008.01.008>
- Wang C., Leger R.J.S., 2007. The MAD1 adhesin of *Metarhizium anisopliae* links adhesion with blastospore production and virulence to insects, and the MAD2 adhesin enables attachment to plants. *Eukaryotic Cell* 6(5), 808–816. <https://doi.org/10.1128/ec.00409-06>
- Welch R.M., Graham R.D., 2004. Breeding for micronutrients in staple food crops from a human nutrition perspective. *J. Exp. Bot.* 55(396), 353–364. <http://dx.doi.org/10.1093/jxb/erh064>
- Wang Y., Chen L., Xiang W., Ouyang S., Zhang T., Zhang X., Zeng Y., Hu Y., Luo G., Kuzyakov Y., 2021. Forest conversion to plantations: a meta-analysis of consequences for soil and microbial properties and functions. *Glob. Change Biol.* 27(21), 5643–5656. <https://doi.org/10.1111/gcb.15835>
- Yang N., Li X.X., Liu D., Zhang Y., Chen Y.H., Wang B., Hua J., Zhang J., Peng S., Ge Z., Li J., Ruan H., Mao L., 2022. Diversity patterns and drivers of soil bacterial and fungal communities along elevational gradients in the Southern Himalayas, China. *Appl. Soil Ecol.* 178, 104563. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104563>

The source of funding: Research task 159/23/B.

Received: 30.04.2025

Accepted: 11.06.2025

Online first: 2.07.2025

Published: 8.09.2025



Instytut Rolnictwa i Ogrodnictwa, Uniwersytet w Siedlcach,
ul. B. Prusa 14, 08-110 Siedlce, Polska

* e-mail: teresa.skrajna@uws.edu.pl

TERESA SKRAJNA *, MARIA ŁUGOWSKA

Zawartość metali ciężkich w glebie oraz ich fitokumulacja w populacjach *Isopyrum thalictroides* L. na stanowiskach łąkowych

Heavy metal content in the soil and their phytoremediation
by *Isopyrum thalictroides* L. populations in woodland habitats

Abstrakt. Badania prowadzono wczesną wiosną w latach 2021 i 2022 na czterech populacjach *Isopyrum thalictroides*. Pierwsza rosła w niezanieczyszczonym naturalnym kompleksie leśnym, pozostałe trzy w niewielkich śródpolnych wyspach leśnych. Celem badań była ocena zawartości metali ciężkich (Fe, Mn, Cd, Pb, Cr, Zn, Ni) w glebie oraz ich fitokumulacji w populacjach *Isopyrum thalictroides* występujących na siedliskach łąkowych o zróżnicowanym natężeniu antropopresji rolniczego pochodzenia. Z każdego stanowiska pobrano próby roślinne i glebowe. Oznaczono zawartość metali ciężkich metodą emisyjnej spektrometrii optycznej (ICP-OES). Wyliczono wskaźnik kumulacji oraz dokonano analizy pomiarów indeksu zieloności liści SPAD. Na podstawie przeprowadzonych badań można stwierdzić, że zawartość metali w roślinach i glebie była zróżnicowana i zależała od zajmowanego stanowiska. Najniższe stężenie notowano w próbach roślin pochodzących ze zwartej kompleksu leśnego, a istotnie wyższe w próbach roślin pobranych ze śródpolnych wysp. Podobnie zawartość metali w glebie była najniższa w próbie z kompleksu leśnego, a wyższa w próbach ze śródpolnych wysp leśnych. *Isopyrum thalictroides* w średnim stopniu kumuluje Fe, a w intensywnym stopniu Zn na wszystkich stanowiskach. Wykazuje intensywny stopień kumulacji Mn, Pb, Cr i Ni na stanowisku 2 (śródpolna wyspa), a średni na pozostałych stanowiskach. Natomiast indeks SPAD zazielenienia liści był najniższy dla zwartej kompleksu leśnego, a znacznie wyższy dla śródpolnych wysp, gdzie rośliny były lepiej odżywione azotem, co wskazuje na przenikanie związków N do gleb śródpolnych wysp. Przeprowadzone badania wskazują na rolnicze pochodzenie

Cytowanie: Skrajna T., Ługowska M., 2025. Zawartość metali ciężkich w glebie oraz ich fitokumulacja w populacjach *Isopyrum thalictroides* L. na stanowiskach łąkowych. *Agron. Sci.* 80(2), 45–56. <https://doi.org/10.24326/as.2025.5513>

podwyższonych zawartości metali ciężkich w glebie śródpolnych wysp leśnych oraz możliwość wykorzystania *Isopyrum thalictroides* jako biowskaźnika do oceny stopnia skażenia metalami ciężkimi siedlisk łąkowych.

Słowa kluczowe: metale ciężkie, fitokumulacja, siedliska łąkowe, śródpolne wyspy

WSTĘP

Metale ciężkie są naturalnymi składnikami litosfery. Ich występowanie jest zróżnicowane przestrzennie. Jednak rosnące zanieczyszczenie tymi pierwiastkami jest od dekad jednym z głównych zagrożeń środowiska przyrodniczego [Anjum i in. 2015a, 2015b, 2016]. Procesy spalania paliw kopalnych w różnych sektorach przemysłowo-gospodarczych są głównym źródłem emisji metalami ciężkimi do środowiska przyrodniczego. Ważnym emitorem jest sektor rolniczy, w którym zanieczyszczenia z nawozów i środków ochrony roślin przenikają do gleb. Ich koncentracja w roztworze glebowym często prowadzi do ich nadmiernego pobierania przez rośliny, a tym samym do wnikania tych pierwiastków do łańcuchów pokarmowych [Krełowska-Kułas 2001].

W obszarach zurbanizowanych ocenę skażenia środowiska metalami ciężkimi dokonuje się na podstawie występowania naturalnych bioindykatorów, m.in. porostów, mchów, grzybów, chwastów czy roślin zielarskich [Polechońska i in. 2013, Galal i Shehata 2015, Nasr i Arp 2015]. Wynika to z tego, że rośliny charakteryzują się selektywnym pobieraniem mikropierwiastków ze środowiska i cechują się zróżnicowaną tendencją do pobierania określonych pierwiastków. Wysokim stopniem kumulacji w materiale roślinnym charakteryzuje się Cd, średnim – Zn, Mo, Cu, Co i Pb, słabym – Mn, Ni, Cr [Kabata-Pendias i Pendias 1999].

Specyficzna wrażliwość roślin na kumulowanie różnych pierwiastków i charakterystyczne zmiany morfologiczne, anatomiczne i fizjologiczne są wykorzystywane w biomonitoringu stężenia zanieczyszczeń w środowisku [Pieczka i in. 2019]. Najczęściej w tym celu wykorzystuje się pospolite gatunki, takie jak: *Plantago major*, *Urtica dioica*, *Taraxacum officinale* [Balakhnina i in. 2016, Talukdar i Dutt 2018, Pieczka i in. 2019]. Stanowią one również dobry fitoindykator zanieczyszczeń pochodzących ze źródeł antropogenicznych [Datcu i in. 2017, Huber i in. 2018]. W siedliskach naturalnych, w podszyciu lasów iglastych taką rolę pełnią *Vaccinium myrtillus* L. i *Vaccinium vitis-idaea* L. [Kandziora-Ciupa i in. 2017].

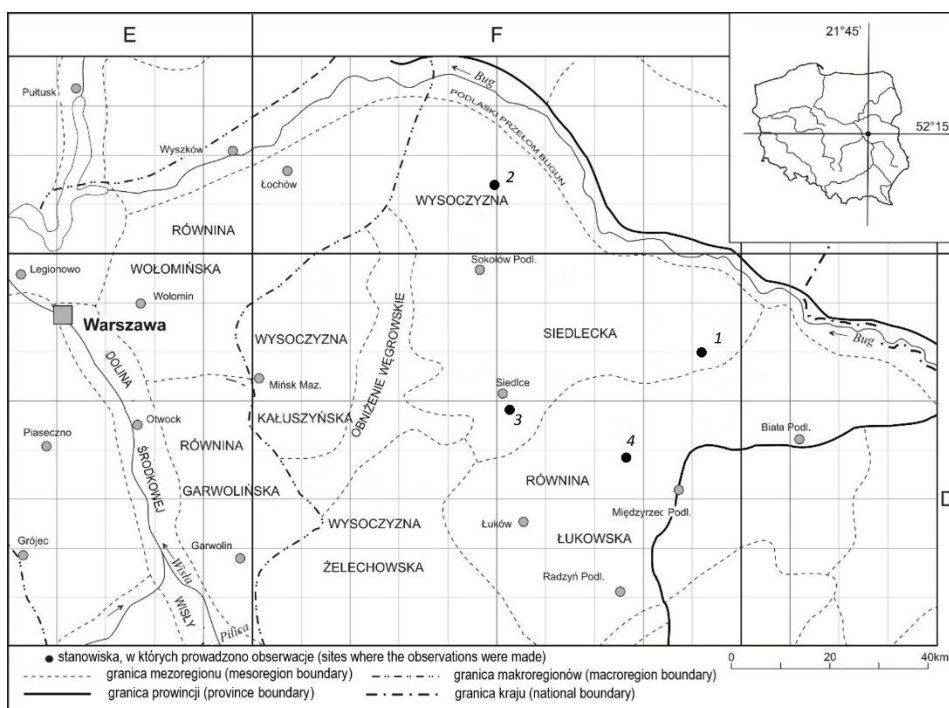
Isopyrum thalictroides jest gatunkiem wskaźnikowym tzw. starych lasów. Występuje w cienistych lasach liściastych typu łąk, jest gatunkiem charakterystycznym dla rzędu *Fagetalia sylvaticae* Pawł. in Pawł., Sokoł. Et Wall. 1928 [Matuszkiewicz 2001]. Europejska północna granica występowania *Isopyrum thalictroides* przebiega przez terytorium Polski. Gatunek występuje licznie na południu kraju na pogórzu i w pasie regla dolnego. Najdalej na zachód wysunięte stanowiska występują pojedynczo w okolicy Poznania. Większe skupiska tego gatunku można zaobserwować w południowej części Polski, na wschodzie i centralnej części kraju spotykana jest rzadziej. W zachodniej Polsce jest rzadkością [Jakubowska-Gabara 2011].

Celem badań była ocena zawartości metali ciężkich (Fe, Mn, Cd, Pb, Cr, Zn, Ni) w glebie oraz ich fitokumulacji w populacjach *Isopyrum thalictroides* występujących na siedliskach grądowych o zróżnicowanym natężeniu antropopresji rolniczego pochodzenia.

MATERIAŁ I METODY

Teren badań

Badania terenowe prowadzono wczesną wiosną w latach 2021 i 2022. Obiektami badań były populacje *Isopyrum thalictroides* położone w środkowej części województwa mazowieckiego na terenie czterech miejscowości (ryc. 1).



Ryc. 1. Teren badań [oprac. własne na podst. podziału fizjograficznego Polski wg J. Kondrackiego]
Fig. 1. Study area [own study based on the physiographic division of Poland according to J. Kondracki]

Numer stanowiska:

1) Dziecioły – największa populacja o powierzchni ok. 80 m², obficie kwitnąca o strukturze łąkowej i kępowo-skupiskowej [Chassel 1977]. Występowała w zwartym kompleksie leśnym o powierzchni ok. 70 ha, współrzędne 22°45'02"E, 52°15'07"N, współrzędne ATPOL FD185621.

2) Kurowice – najmniejsza populacja, obejmująca zaledwie 4,5 m² powierzchni. Występowała w małych grupach i jako pojedyncze egzemplarze. Nielicznie egzemplarze wy-

stępują w fazie rozwoju generatywnego. Śródpolna wyspa leśna o charakterze grądu o powierzchni 1 ha, współrzędne geograficzne 22°19'8"E, 52°31'34"N, współrzędne ATPOLFC 856449.

3) Mościbrody – niewielka populacja zajmująca powierzchnię ok. 6 m², o strukturze grupowo-kępowej, dominowały okazy w fazie wegetatywnej, pojedyncze egzemplarze kwiaty i owocowały. Była mała śródpolna wyspa leśna o charakterze grądu o powierzchni 0,3 ha, współrzędne geograficzne 22°18'19"E, 52°06'13"N, współrzędne ATPOLFD 351676.

4) Krzesk – populacja *Isopyrum thalictroides* zajmowała ponad 8 m², była to struktura kępowa. Śródpolna wyspa leśna o charakterze grądu o powierzchni 0,7 ha, współrzędne geograficzne 22°36'49"E, 52°03'58"N, współrzędne ATPOLFD 376327.

Analizy laboratoryjne

Na każdej wyznaczonej powierzchni badawczej oznaczono odczyn gleby (pH w H₂O). Z warstwy gleby 0–10 cm pobrano losowo po 3 próby gleby, z których do badań przygotowano 500 g próbę zbiorczą. W materiale glebowym oznaczono ogólną zawartość pierwiastków: Cd, Pb, Zn, Cr, Cu, Ni, Fe, Mn po mokrym zmineralizowaniu próbek, przy użyciu wody królewskiej, za pomocą metody emisyjnej spektrometrii optycznej (ICP-OES) w Eurofins OBiKŚ Polska Sp. z o.o. w Katowicach.

Z każdej populacji w fazie kwitnienia losowo pobrano po 30 roślin (kłącze + część nadziemna), które zostały wysuszone, a następnie zmielone. W tak przygotowanym materiale roślinnym oznaczono zawartość metali ciężkich (Cd, Pb, Zn, Cr, Ni, Fe i Mn), metodą emisyjnej spektrometrii optycznej (ICP-OES) w laboratorium Eurofins OBiKŚ Polska Sp. z o.o. w Katowicach.

W każdej populacji *Isopyrum thalictroides* jednorazowo na 30 losowo wybranych okazach będących w fazie kwitnienia dokonano pomiaru indeksu zieloności liści za pomocą ręcznego miernika SPAD-502P firmy Minolta, który wskazuje na odżywienie roślin azotem [Wach 2015]. W tabeli 1 podano 10 wartości, każda z nich jest średnią wartością trzech pomiarów wykonanych na roślinach.

Tabela 1. Średnie pomiary zawartości chlorofilu na poszczególnych stanowiskach

Table 1. Mean chlorophyll content measurements at individual study sites

Liczba pomiarów Number of measurements	Stanowiska/Site			
	1	2	3	4
1	31,7	29,1	26,3	33,9
2	26,4	23,5	31,1	29,7
3	31,1	26,0	35,4	26,9
4	32	28,2	34,6	31,6
5	30,6	34,6	28,2	28,5
6	26,9	34,1	28,5	24,7
7	26,8	26,7	29,7	31,7
8	21,5	28,7	30,3	28,2
9	27,1	32,1	32,2	28,3
10	23,9	27,4	29,4	28,1
Średnia/Mean	27,8	29,04	30,57	29,16

Analizy statystyczne

Uzyskane wyniki badań opracowano statystycznie, wykorzystując analizę wariancji. O istotności wpływu czynników środowiskowych na wartość badanych cech wnioskowano na podstawie testu F Fishera-Snedecora, a istotność różnic między średnimi weryfikowano testem Tukeya przy $NIR_{0,05}$. W zestawieniach tabelarycznych materiału wynikowego posłużono się oznaczeniami literowymi grup jednorodnych. Liczby oznaczone tymi samymi literami w wierszach nie różnią się istotnie. Do obliczeń wykorzystano program statystyczny Statistical 12.0 (Dell Inc., Tulsa, Oklahoma, USA).

Wyliczono współczynnik fitokumulacji (WF), wskazujący na możliwość pobierania przez roślinę metali ciężkich z gleby w odniesieniu do ilości ładunku migracyjnego [Stempin i in. 2002]. Współczynnik ten wykorzystuje się do oceny skażenia rośliny danym metalem w odniesieniu do sumy wielkości form biodostępnych danego pierwiastka w glebie.

Współczynnik fitokumulacji oblicza się według wzoru: $WF = C_1/C_2$; gdzie: C_1 – stężenie badanego metalu w roślinie, C_2 – stężenie badanego metalu w glebie. Interpretacja zakresu otrzymanych wartości: $WF \leq 0,01$ – kumulacja nie występuje, $WF \leq 0,1$ – słaby stopień kumulacji, $WF \leq 1,0$ – średni stopień kumulacji, $WF > 1,0$ – intensywny stopień kumulacji.

WYNIKI BADAŃ

Zawartość metali ciężkich w glebie

Próby gleby pobrane z poziomu 0–10 cm wykazały odczyn silnie kwaśny dla stanowiska 2 – pH 4,4 i kwaśny w przypadku pozostałych prób: stanowisko 1 – pH 4,9, stanowisko 4 – pH 4,8, stanowisko 3 – pH 5,4. Najwyższą zawartość Fe w glebie ($6610 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$), różniącą się istotnie od pozostałych prób, odnotowano w próbach ze stanowiska 4 (tab. 2). Natomiast zbliżoną zawartością charakteryzowały się próby ze stanowisk 2 ($3849 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$) i 3 ($4010 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$). Analiza wariancji wskazała także na najmniejszą zawartość żelaza oznaczoną w próbach gleby z lasu stanowisko 1 ($3690 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$), która istotnie różniła się od prób gleb pobranych ze stanowisk 3 i 4, ale była podobna do próby ze stanowiska 2 ($3849 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$) śródpolna wyspa. Średnia zawartość Mn w badanych próbach gleb wykazywała znaczne zróżnicowanie. Istotnie największa zawartość wystąpiła w próbce ze stanowiska 4 śródpolnej wyspy ($385 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$), a najmniejsza w glebie leśnej – stanowisko 1 ($165 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$). Natomiast podobne zawartości manganu miały próby ze stanowiska 2 ($200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$) i stanowiska 3 ($226 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$) – grupy jednorodne. W badanym materiale glebowym zawartość Cd była poniżej przyjętych wartości pomiarowych. Największe stężenie ołowiu, istotnie różniące się od pozostałych prób glebowych, oznaczono w próbce zbiorczej ze stanowiska 4 ($8,48 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$). Podobnie kształtowała się zawartość Cr – ze stanowiska 4 była największa ($7,88 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$), natomiast zbliżona w próbach ze stanowisk: 1 ($4,83 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$), 2 ($4,32 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$) oraz 3 ($4,03 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$). Zawartość Zn w glebie również była istotnie wyższa w próbce zbiorczej ze śródpolnej wyspy stanowisko 4 ($48,20 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$), nieco mniejsza, ale różniąca się istotnie od pozostałych ze stanowiska 2 ($24,7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$). Natomiast najmniejsza zawartość cynku wystąpiła w glebach z 1 stanowiska – leśnego ($16,1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$) i stanowiska 3 – najmniejszej śródpolnej

wyspy ($18,9 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$), były to istotnie niższe wyniki od pozostałych. Tak jak poprzednie pierwiastki Ni także osiągnął istotnie największą wartość w próbie ze stanowiska 4 ($4,51 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$), pozostałe miejscowości charakteryzowały się zbliżonymi wartościami i nie odnotowano istotnych różnic pomiędzy nimi.

Tabela 2. Zawartość metali ciężkich w glebie ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m}$)
Table 2. Heavy metal content in soil ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ d.m}$)

Metal Metal	Stanowisko/Site				Średnia Mean
	1	2	3	4	
Fe	$3690 \pm 27,8^c$	$3849 \pm 41,1_{bc}$	$4010 \pm 39,9^b$	$6610 \pm 51,0^a$	4539,87
Mn	$165 \pm 7,02^c$	$200 \pm 9,91^b$	$226 \pm 6,03^b$	$385 \pm 4,81^a$	244,13
Cd	–	–	–	–	–
Pb	$4,68 \pm 0,71^b$	$6,10 \pm 0,31^a$	$5,70 \pm 0,81^b$	$8,48 \pm 0,42^b$	5,39
Cr	$4,83 \pm 1,01^b$	$4,32 \pm 0,51^b$	$4,03 \pm 0,61^b$	$7,88 \pm 0,44^a$	5,26
Zn	$16,1 \pm 1,91^c$	$24,7 \pm 1,81^b$	$18,9 \pm 1,72^c$	$48,20 \pm 2,88^a$	26,98
Ni	$2,92 \pm 0,45^b$	$2,02 \pm 0,60^b$	$2,02 \pm 0,31^b$	$4,51 \pm 0,71^a$	2,87
Suma/Total	$3883,5^b$	$4086,1^b$	$4266,6^b$	$7064,07^a$	–
Sucha masa (%) Dry matter (%)	$85,9 \pm 3,03^a$	$98,5 \pm 2,21^a$	$95,1 \pm 1,81^a$	$86,4 \pm 2,33^a$	91,47

Średnie w wierszach oznaczone tymi samymi literami nie różnią się istotnie, $\pm\text{SD}$ – odchylenie standardowe
Row means marked with the same letters do not differ significantly; $\pm\text{SD}$ – standard deviation

Łączną zawartość badanych metali w glebie istotnie wyższą od pozostałych prób odnotowano w próbach ze śródpolnej wyspy – stanowisko 4. Pod względem suchej masy wszystkie próby z badanych stanowisk osiągnęły podobne wartości.

Zawartości metali ciężkich w materiale roślinnym

Pod względem zawartości Fe (tab. 3) próby ze stanowisk śródpolnych wysp – stanowisko 2 ($2612 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$) i stanowisko 4 ($2441 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$) – wykazują istotnie wyższe zawartości tego pierwiastka od pozostałych prób. Natomiast leśna próba ze stanowiska 1 ($575 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$) i stanowiska 2 – śródpolna wyspa ($992 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$) – grupa jednorodna – charakteryzują się podobną, znacznie niższą zawartością żelaza w tkankach roślinnych. Są to stężenia znacznie wyższe niż podawane w literaturze [Kabata-Pendias i Pendias 1999].

Istotnie wyższą zawartość Mn oznaczono w próbach ze stanowiska 2 ($347 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$) oraz ze stanowiska 4 ($293 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$). Nieco mniejsze, nieróżniące się istotnie stężenia manganu oznaczono w próbie na stanowisku 3 ($992 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$), a najmniejszą w próbie leśnej – stanowisko 1 ($575 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$).

Zawartość Cd w materiale roślinnym z lasu stanowisko 1 i śródpolnej wyspy stanowisko 2 była znikoma (mniejsza od $0,050 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.). Nieco większą zawartość wskazała analiza prób z śródpolnych wysp stanowisko 4 – $0,482 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m., a największą $1,007 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. ze stanowiska 3, przekraczające dopuszczalne stężenie $0,05 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. [Kwapuliński i in. 2005].

Tabela 3. Zawartość metali ciężkich w materiale roślinnym ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.)
Table 3. Heavy metal content in plant material (mg kg^{-1} d.m.)

Metal	Stanowisko/Site				Średnia Mean
	1	2	3	4	
Fe	$575 \pm 11,2^b$	$2612 \pm 10,7^a$	$992 \pm 8,82^b$	$2441 \pm 12,4^a$	1655,25
Mn	$90,2 \pm 3,89^c$	$347 \pm 4,02^a$	$164 \pm 5,22^b$	$293 \pm 7,83^a$	224,02
Cd	<0,050	<0,050	1,007	0,482	0,74
Pb	$2,47 \pm 0,83^c$	$8,26 \pm 0,89^a$	$3,53 \pm 1,10^c$	$6,34 \pm 0,99^b$	5,15
Cr	$1,15 \pm 0,73^c$	$4,62 \pm 0,57^a$	$1,39 \pm 0,41^c$	$3,44 \pm 0,63^b$	2,65
Zn	$47,3 \pm 2,13^b$	$107 \pm 4,09^a$	$108 \pm 4,80^a$	$106 \pm 6,88^a$	92,26
Ni	$1,59 \pm 0,63^b$	$2,92 \pm 0,53^a$	$1,06 \pm 0,43^b$	$2,32 \pm 0,44^a$	1,98
Suma /Total	717,99 ^c	3077,2 ^a	1271 ^b	2852,6 ^a	–
Sucha masa Dry Matter (%)	$93,1 \pm 1,93^a$	$94,4 \pm 1,74^a$	$94,3 \pm 1,41^a$	$95 \pm 1,13^a$	94,2

Średnie w wierszach oznaczone tymi samymi literami nie różnią się istotnie, \pm SD – odchylenie standardowe
Row means marked with the same letters do not differ significantly; \pm SD – standard deviation

Największe ilości Pb zostały oznaczone w materiale roślinnym w próbach ze śródpolnych wysp, ze stanowiska 2 ($8,26 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.) i stanowiska 4 ($6,34 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.), istotnie różniące się między sobą i pozostałymi próbami. Natomiast niskie stężenie Pb i brak istotnych różnic oznaczono między próbami ze stanowiska 3 – śródpolna wyspa ($3,53 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.) i stanowiska 1 – kompleks leśny ($2,47 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.). Otrzymane wartości wskazują na przekroczenie dopuszczalnego stężenia ołowiu w próbach pochodzących ze śródpolnych wysp, które dla surowców roślinnych wynosi $0,3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. [Kwapuliński i in. 2005]. Podobny rozkład wartości zaobserwowano również w przypadku zawartości Cr, dla którego za naturalną zawartość w roślinach przyjmuje się $0,001 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. [Kabata-Pendias i Pendias 1999].

Największe ilości Zn, nieróżniące się statystycznie, zaobserwowano w próbach ze śródpolnych wysp – stanowisko 2 ($107 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.), stanowisko 4 ($106 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.) i stanowisko 3 ($108 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.). Statystycznie najmniejszą jego zawartość, w odniesieniu do pozostałych prób, odczytano dla próby z kompleksu leśnego – stanowisko 1 ($47,3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.). Otrzymane wartości stężeń były wyższe od podawanych przez Kabatę-Pendias i Pendiasa [1999] dla roślin z terenów niezanieczyszczonych.

Istotnie wyższe stężenie Ni stwierdzono w materiale ze stanowiska 2 ($2,92 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.) i 4 ($2,32 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.), a znacznie niższe różniące się statystycznie dla stanowiska 1 ($1,59 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.) oraz stanowiska 3 ($1,06 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.), nieprzekraczające naturalnej zawartości tego pierwiastka w roślinach ($0,1\text{--}5,0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.) [Kabata-Pendias i Pendias 1999].

Istotnie najwyższą łączną zawartość badanych metali odnotowano w próbach z wysp leśnych na stanowiskach 2 i 4, znacząco niższą ze stanowiska 3 oraz zdecydowanie najniższą zawartość miała próba z kompleksu leśnego – stanowisko 1.

Pod względem suchej masy wszystkie próby z badanych stanowisk osiągnęły podobne wartości.

Współczynnik fitokumulacji

Wartości współczynnika fitokumulacji WF (tab. 4) można było wyliczyć dla sześciu z siedmiu badanych pierwiastków. Na podstawie otrzymanych danych można stwierdzić, że *Isopyrum thalictroides* w średnim stopniu kumuluje Fe na wszystkich stanowiskach. Natomiast Mn, Pb, Cr i Ni wykazuje intensywny stopień kumulacji na stanowisku 2, a średni na pozostałych stanowiskach. Cynk w intensywnym stopniu jest kumulowany na wszystkich badanych stanowiskach.

Tabela 4. Wartości współczynnika fitokumulacji *Isopyrum thalictroides*
Table 4. Values of the phytoaccumulation factor for *Isopyrum thalictroides*

Metal	Stanowisko/Site				Średnia Mean
	1	2	3	4	
Fe	0,15	0,7	0,25	0,36	0,36
Mn	0,55	1,73	0,72	0,76	0,94
Cd	–	–	–	–	–
Pb	0,53	1,35	0,62	0,75	0,81
Cr	0,24	1,07	0,34	0,44	0,77
Zn	2,94	4,33	5,71	2,20	3,79
Ni	0,54	1,45	0,52	0,51	0,75
Średnia/Mean	0,82	1,77	1,36	0,84	–

Zawartości chlorofilu

Analiza pomiarów wskaźnika zieloności liści (tab. 1) wykazała najwyższą średnią wartość 30,57 w okazach populacji *Isopyrum thalictroides* rosnących na stanowisku 3 – najmniejsza śródpolna wyspa, gdzie największy wskaźnik SPAD wynosił 35,4, a najniższy 26,3. Nieco mniejszą średnią wynoszącą odpowiednio 29,16 i 29,04 oznaczono w populacjach występujących na stanowiskach 2 i 4. Na stanowisku 4 największy pomiar wynosił 33,9, a najniższy 24,7. Natomiast na stanowisku 2 najwyższą wartość chlorofilu oznaczono na poziomie 34,6 a najniższą 23,5. Pomiar wskaźnika zieloności liści był najniższy dla zwartego kompleksu leśnego – stanowisko 1 i wynosił 27,8 (wartość największa 31,7 oraz najniższa – 21,5).

DYSKUSJA

Na podstawie przeprowadzonych badań można stwierdzić, że stężenie metali ciężkich w glebie na badanych stanowiskach nie przekraczało dopuszczalnych wartości (Cd – $2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m., Pb – $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m., Cr $150 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m., Zn – $300 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m., Ni $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.) zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska [Dz.U. z 2016 r., poz. 1395]. Jednak wyższe lub istotnie wyższe były stężenia pierwiastków w próbach pochodzących ze śródpolnych wysp leśnych niż z kompleksu leśnego. Badania Głodowskiej i Gałązki [2018] wykazały, że substancje toksyczne, zwłaszcza metale ciężkie, czy pozostałości środków ochrony roślin mogą przedostawać się do roztworu glebowego i przenikać do sąsiadujących z polami środowisk. Takim zjawiskiem można tłumaczyć większą zawartość Fe, Mn, Pb i Zn w glebach śródpolnych wysp leśnych. Rolniczym źródłem zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi jest również wiele nawozów mineralnych, m.in. nawozy fosforowe, wapniowe czy osady ze ścieków komunalnych. Zachowanie zasad właściwej agrotechniki i nawożenia, ogranicza ryzyko kumulacji tych pierwiastków [Kabata-Pendias i Pendias 1993, Gorlach i Gambuś 1997]. Mobilność i biodostępność pierwiastków zależy od wielu czynników, takich jak: warunki glebowe, czynniki środowiskowe, rośliny, pierwiastki i inne [Ociepa i in. 2014]. Odczyn gleby decyduje o mobilności pierwiastków, jego wzrost ogranicza ruchliwość m.in. Pb, Ni i Cd [Siebielec i in. 2012]. W przeprowadzonych badaniach silnie kwaśny odczyn pH 4,4 gleby na stanowisku 2, śródpolnej wyspy wyraźnie zwiększył kumulację wszystkich badanych pierwiastków w roślinach w porównaniu z pozostałymi stanowiskami.

Zawartość metali w tkankach zdrojówki rutewkowatej była w dominującej części odzwierciedleniem zawartości tych pierwiastków w glebie. Wyższym stężeniem charakteryzowały się próby z wysp leśnych znajdujące się pod silniejszą antropopresją niż próba z czystego siedliska leśnego. Podobne zależności obserwowała Parzych [2014] u *Vaccinium myrtillus* w Słowińskim Parku Narodowym.

Z naszych badań wynika, że efektywność akumulacji metali przez *Isopyrum thalictroides* była zróżnicowana w zależności od pierwiastka i stanowiska. Na wszystkich stanowiskach współczynnik fitokumulacji dla cynku wynosił >1 (silna kumulacja) oraz <1 (średnia kumulacja) dla pozostałych pierwiastków. Uzyskane wyniki wskazują na tendencję zdrojówki do akumulacji badanych pierwiastków i możliwość wykorzystania jej jako bio wskaźnika zanieczyszczeń w siedliskach grądowych. Badanie nad wykorzystaniem roślin dna lasów jako bio wskaźników stanu środowiska prowadziło wielu badaczy, m.in. Reimann i in. [2001], Parzych [2014], Stefanowicz i in. [2016].

Pomiary indeksu zieloności liści pozwalają na określenie poziomu stresu w środowisku np. niedoboru wody, zawartości soli czy większą dostępność substancji odżywczych [Cetner i in. 2016, Wahono i in. 2021]. Podobnie Bärärsu i in. [2016] stwierdzili dodatnią istotną korelację między masą roślin nadziemnych, a wartością indeksu SPAD. Również zastosowanie preparatu Tytanit stymulowało biosyntezę chlorofilu w liściach i nieznacznie wpłynęło na wskaźnik zieloności liści (SPAD) [Wadas i Kalinowski 2017]. Prawdopodobnie migracja biogenów z pól, a zwłaszcza związków azotu, wpłynęła na wyższe wartości pomiarów SPAD dla roślin pobranych z populacji rosnących w wyspach śródpolnych.

PODSUMOWANIE

1. Znacznie wyższą zawartość metali ciężkich stwierdzono w próbach gleb pochodzących ze śródpolnych wysp leśnych niż ze zwartej kompleksu leśnego.

2. Największą zawartość metali ciężkich w roślinach określono w próbach pochodzących ze stanowisk śródpolnych wysp. Natomiast istotnie niższą zawartość oznaczono w roślinach z kompleksu leśnego – stanowisko 1.

3. *Isopyrum thalictroides* wykazuje średni stopień kumulacji Fe, intensywny Zn na wszystkich stanowiskach, wykazuje intensywny stopień kumulacji Mn, Pb, Cr i Ni w środowisku glebowym silnie kwaśnym, a w kwaśnym – średni.

4. Średnia zawartość chlorofilu w liściach zdrojówki rutewkowatej była największa w najmniejszej śródpolnej wyspie – stanowisko 3 – 30,57, najbardziej narażonej na przenikanie biogenów z pól. Natomiast najniższy średni pomiar zawartości chlorofilu uzyskano dla roślin będących w zwartym kompleksie leśnym, który był mniej narażony na zanieczyszczenia antropogeniczne.

PIŚMIENNICTWO

- Anjum S.A., Tanveer M., Hussain S., Bao M., Wang L.C., Khan I., Ullah E., Tung S.A., Samad R.A., Shahzad B., 2015a. Cadmium toxicity in Maize (*Zea mays* L.): consequences on antioxidative systems, reactive oxygen species and cadmium accumulation. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22(21), 17022–17030. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4882-z>
- Anjum S.A., Tanveer M., Hussain S., Ehsanullah Wang L.C., Khan I., Samad R.A., Tung S.A., Anam M., Shahzad B., 2015b. Morphophysiological growth and yield responses of two contrasting maize cultivars to cadmium exposure. *Clean Soil Air Water* 44(1), 29–36.
- Anjum S.A., Tanveer M., Hussain S., Shahzad B., Ashraf U., Fahad S., Hassan W., Jan S., Khan I., Saleem M.F., Bajwa A.A., Wang L., Mahmood A., Samad R.A., Tung S.A., 2016. Osmoregulation and antioxidant production in maize under combined cadmium and arsenic stress. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23(12), 11864–11875. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6382-1>
- Balakhnina T.I., Borkowska A., Nosalewicz M., Nosalewicz A., Włodarczyk T.M., Kosobryukhov A.A., Fomina I.R., 2016. Effect of temperature on oxidative stress induced by lead in the leaves of *Plantago major* L. *Inter. Agrophys.* 30, 285–292. <https://doi.org/10.1515/intag-2015-0094>.
- Bărașcu N., Duda M.M., Olteanu G., 2016. Study of dynamics SPAD and NDVI values of potato plants according to the differentiated fertilization. *Bull. UASVM, Agriculture* 73(1), 5–14. <https://doi.org/10.15835/buasvmcn-agr:12003>.
- Cetner M., Dąbrowski P., Samborska I., Łukasik I., Swoczyna T., Pietkiewicz S., Kalaji H., 2016. Zastosowanie pomiarów fluorescencji chlorofilu w badaniach środowiskowych. *Kosmos* 65(2), 197–205.
- Chassel D., 1977. La description nom paramétrique de la dispersion spatiale des individus d'une espèce. *J. Franc. Biom.*, 28 april, 68.
- Datcu A.D., Sala F., Ianovici N., 2017. Studies regarding some morphometric and biomass allocation parameters in the urban habitat on *Plantago major*. *Res. J. Agric. Sci.* 49(4), 96–102. https://rjas.ro/paper_detail/2486
- Galal T.M., Shehata H.S., 2015. Bioaccumulation and translocation of heavy metals by *Plantago major* L. grown in contaminated soils under the effect of traffic pollution. *Ecol. Indicat.* 48, 244–251. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.013>

- Głodowska M., Gałązka A., 2018. Intensyfikacja rolnictwa a środowisko naturalne. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. 592, 3–13. <https://doi.org/10.22630/ZPPNR.2018.592.1>
- Gorlach E., Gambuś F., 1997. Nawozy fosforowe i wieloskładnikowe jako źródło zanieczyszczenia gleby metalami ciężkimi. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. 448, 139–146.
- Huber M.A., Menshakova M.Y., Chmiel S., Zhigunova G.V., Dębicki R., Iakovleva O.A., 2018. Heavy metal composition in the *Plantago major* L. from center of the Murmansk City, Kola Peninsula, Russia. Eur. J. Biol. Res. 8(4), 214–223. <https://doi.org/10.5281/zenodo.1461064>
- Jakubowska-Gabara J., 2011. Nowe stanowiska rzadkich, chronionych i zagrożonych gatunków roślin naczyniowych w Polsce środkowej. Wyd. Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź.
- Kabata-Pendias A., Pendias H., 1993. Biogeochemia pierwiastków śladowych. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- Kabata-Pendias A., Pendias H., 1999. Biogeochemia pierwiastków śladowych, wyd. 2 zm. PWN, Warszawa
- Kandziora-Ciupa M., Nadgórska-Socha A., Barczyk G., Ciepał R., 2017. Bioaccumulation of heavy metals and ecophysiological responses to heavy metal stress in selected populations of *Vaccinium myrtillus* L. and *Vaccinium vitis-idaea* L. Ecotoxicology 26, 966–980. <https://doi.org/10.1007/s10646-017-1825-0>
- Kondracki J., 2002. Geografia regionalna Polski. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- Krełowska-Kułas M., 2001. Chemiczne zanieczyszczenia żywności. Zesz. Nauk. Akad. Ekon. Krak. 572.
- Kwapuliński J., Michalewska A., Rochel R., Kowol J., 2005. Intoksykacja surowców roślin leczniczych metalami ciężkimi w świetle obowiązujących uregulowań ustawodawczych oraz zaleceń WHO. Probl. Ekol. 9(4), 202–204.
- Matuszkiewicz W., 2001. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Vademecum Geobotanikum, PWN, Warszawa.
- Nasr M., Arp P.A., 2015. Biomonitoring and assessing total mercury concentrations and pools in forested areas. Biomonitoring 2, 47–63. <https://doi.org/10.1515/bimo-2015-0008>
- Ociepa E., Pachura P., Ociepa-Kubicka A., 2014. Wpływ niekonwencjonalnego nawożenia na migrację metali ciężkich w układzie gleba-roślina. Inż. Ochr. Środ. 17(2), 325–338.
- Parzych A., 2014. Zawartość wybranych metali ciężkich w glebie i pędach *Vaccinium myrtillus* L. w Słowińskim Parku Narodowym. Leśne Pr. Bad. 75(3), 217–224. <https://doi.org/10.2478/frp-2014-0020>
- Pieczka M., Świsłowski P., Rajfur M., 2019. Zanieczyszczenie metalami ciężkimi *Matricaria chamomilla* L. i *Plantago lanceolata* L. Proc. ECoPole 13(1), 135–145. [https://doi.org/10.2429/proc.2019.13\(1\)014](https://doi.org/10.2429/proc.2019.13(1)014)
- Polechońska M., Zawadzki K., Samecka-Cymerman A., Kolon K., Klink A., Krawczyk J., Kempers A.J., 2013. Evaluation of the bioindicator suitability of *Polygonum aviculare* in urban areas. Ecol. Indic. 24, 552–556. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.08.012>
- Reimann C., Koller F., Kashulina G., Niskavaara H., Englmaier P., 2001. Influence of extreme pollution on the inorganic chemical composition of some plants. Environ. Poll. 115, 239–252.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 19 lipca 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi [Dz.U. z 2016 r., poz. 1395].
- Siebielec G., Smreczak B., Klimkowicz-Pawlas A., Maliszewska-Kordybach B., Terelak H., Koza P., Hryńczuk B., Łysiak M., Miturski T., Gałązka R., Suszek B., 2012. Monitoring chemizmu gleb ornych w Polsce w latach 2010–2012. IUNG Puławy, s. 105–179.
- Stefanowicz A.M., Stanek M., Woch M.W., 2016. High concentrations of heavy metals in beech forest understorey plants growing on waste heaps left by Zn-Pb ore mining. J. Geochem. Explor. 169, 157–162.
- Stempin M., Kwapuliński J., Brodziak B., Trzcionka J., Ahnert B., 2002. Ocena kontaminacji roślin metalami na terenach miedzionośnych. Bromat. Chem. Toksykol. 35(3), 275–282.

- Talukdar P., Dutt A., 2018. Biomonitoring with special reference to leaf and pollen morphology in *Cassia sophera* L. to detect roadside air pollution. *World Sci News*. 105, 168–181. <http://psjd.icm.edu.pl/psjd/element/bwmeta1.element.psjd-e5e9d3e4-3414-4ba7-8247-03c2fe098381?printView=true>
- Wach D., 2015. Metody oceny stanu odżywienia roślin. *St. Rap. IUNG-PIB*, 42(16), 53–68. <https://doi.org/10.26114/sir.iung.2015.42.2>
- Wadas W., Kalinowski K., 2017. Effect of titanium on assimilation leaf area and chlorophyll content of very early maturing potato cultivars. *Acta Sci. Pol. Agric. A* 16(2), 87–98.
- Wahono L., Didik I., Bambang H.S., Eko H., Djoko P., 2021. Comparing visible light based vegetation index and chlorophyll meter to estimate chlorophyll and nitrogen content of tea (*Camellia sinensis* L. Kuntze). *An. R.S.C.B.* 25(1), 5033–5043.

Źródło finansowania: Badania przeprowadzone w ramach zadania badawczego nr 38/20/B finansowane z dotacji na naukę przyznanej przez Ministerstwo Edukacji i Nauki.

Abstract. The research was conducted in early spring in 2021 and 2022 on four populations of *Isopyrum thalictroides*. The first one grew in an unpolluted natural forest complex, the other three in small mid-field forest islands. The aim of the research was to assess the content of heavy metals (Fe, Mn, Cd, Pb, Cr, Zn, Ni) in the soil and their phytoaccumulation in *Isopyrum thalictroides* populations occurring in oak-hornbeam habitats with varying intensity of agricultural anthropopression. Plant and soil samples were taken from each site. The content of heavy metals was determined using the optical emission spectrometry method (ICP-OES). The accumulation index was calculated and the SPAD leaf greenness index measurements were analyzed. Based on the research, it can be concluded that the content of metals in plants and soil was varied and depended on the site occupied. The lowest concentration was recorded in plant samples from the compact forest complex, and significantly higher in plant samples taken from the mid-field islands. Similarly, the content of metals in the soil was the lowest in the sample from the forest complex, and higher in samples from the mid-field forest islands. *Isopyrum thalictroides* accumulates Fe to a moderate degree, and Zn to an intensive degree at all sites. In relation to Mn, Pb, Cr and Ni, it shows an intensive degree of accumulation at site 2 (mid-field island), and average at the remaining sites. On the other hand, the SPAD leaf greenness index was the lowest for the compact forest complex, and significantly higher for the mid-field islands, i.e. better plant nutrition with nitrogen, which indicates the penetration of N compounds into the soils of the mid-field islands. The conducted studies indicate the agricultural origin of increased heavy metal contents in the soil of mid-field forest islands and the possibility of using *Isopyrum thalictroides* as a bioindicator to assess the degree of heavy metal contamination of oak-hornbeam habitats.

Keywords: heavy metals, phytoaccumulation, oak-hornbeam habitats, mid-field islands

Otrzymano/Received: 26.03.2025
Zaakceptowano/Accepted: 24.06.2025
Opublikowano/Published: 08.09.2025



Zakład Agrometeorologii, Wydział Agrobiotechnologii, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
ul. Akademicka 15, 20-950 Lublin, Polska

* e-mail: ewelina.flis-olszewska@up.lublin.pl

DOMINIKA SKIBA , EWELINA FLIS-OLSZEWSKA *

Reakcja słonecznika bulwiastego na zmieniające się warunki termiczno-opadowe na Lubelszczyźnie

The response of the Jerusalem artichoke to changing thermal and precipitation conditions in the Lublin region

Abstrakt. W obliczu trwających zmian klimatycznych i coraz częstszych susz identyfikacja gatunków uprawnych odpornych na stres wodny stała się krytycznym celem badań. Słonecznik bulwiasty (*Helianthus tuberosus* L.) wykazuje wysoką tolerancję na niedobór wody, co czyni go obiecującym gatunkiem w warunkach ograniczonych opadów. Celem tego badania była ocena wpływu zmieniających warunków termicznych i opadowych na plon zielonej biomasy dwóch odmian – Albik i Rubik. Eksperyment przeprowadzono we wschodniej Polsce w latach 2020–2022, stosując układ split-split-plot z trzema powtórzeniami. Stwierdzono, że warunki meteorologiczne znacząco wpływają na poziom plonów. Wysokie temperatury powietrza i podwyższony wskaźnik dni wegetacyjnych (GDD) negatywnie wpłynęły na produkcję biomasy w obu odmianach, podczas gdy chłodniejsze i suchsze lata skutkowały zauważalnie wyższymi plonami. Najwyższe plony odnotowano w 2022 r., który był najchłodniejszym i najsuchszym z trzech badanych lat. Wyniki potwierdzają wysoką odporność słonecznika bulwiastego na suszę i mogą pomóc w optymalizacji doboru odmiany i terminu sadzenia, a także w modelowaniu potencjału plonowania w rzeczywistych i zmieniających się warunkach klimatycznych.

Słowa kluczowe: słonecznik bulwiasty, masa nadziemna, czynniki meteorologiczne, zmiany klimatyczne

Cytowanie: Skiba D., Flis-Olszewska E., 2025. Reakcja słonecznika bulwiastego na zmieniające się warunki termiczno-opadowe na Lubelszczyźnie. *Agron. Sci.* 80(2), 57–72. <https://doi.org/10.24326/as.2025.5549>

WSTĘP

Słonecznik bulwiasty (*Helianthus tuberosus* L.) to gatunek z rodziny astrowatych (*Asteraceae*) pochodzący z Ameryki Północnej, pierwotnie uprawiany przez plemiona rdzenne kontynentu, na długo przed przybyciem Europejczyków. Jest jednym z 66 gatunków rodzaju *Helianthus* L. [Stachurska-Swakoń i in. 2022]. To roślina jednoroczna należąca do roślin typu C₃. Jej wydajność fotochemiczna jest wyższa niż wielu gatunków C₃ a porównywalna do wydajności niektórych gatunków C₄ [Rossini i in. 2019]. Cykl rozwojowy odmian wczesnych trwa 18–20 tygodni (między połową kwietnia a połową października) a odmian późnych 26–28 tygodni (od połowy kwietnia do połowy listopada) [Skiba i in. 2016]. Poszczególne klony mogą różnić się między sobą: kolorem powierzchni bulw, łodygi i liści, brzegiem i długością ogonków liści, liczbą i wielkością bulw, a także średnicą i liczbą łodyg głównych oraz odgałęzień, plonem bulw, plonem szczytowego i całkowitego plonu biomasy, średnicą kwiatu bez płatków i liczbą płatków na kwiatach [Liu i in. 2011]. Łodygi stanowią 70%, liście 20%, a kwiatostany 10% biomasy [Bogucka i Dubis 2024]. Ze względu na swoją budowę rośliny są mało odporne na oddziaływanie czynników atmosferycznych, takich jak wiatr i silne opady, które mogą przyczynić się do połamania lub wylegania roślin. Natomiast uważa się, że słonecznik bulwiasty jest rośliną mało wymagającą pod względem klimatycznym, odporną na niskie temperatury (przymrozki) i okresy suszy (okresowy brak wody), a najbardziej sprzyjająca wzrostowi i rozwojowi tego gatunku jest ciepła i wilgotna pogoda [Rolbiecki i in. 2023]. Jednym z kluczowych czynników środowiskowych prowadzących do obniżenia produktywności rolniczej i poważnych strat ekonomicznych w skali globalnej jest niedostateczna ilość wody. Rosnąca intensywność suszy, będąca konsekwencją zmian klimatycznych, stanowi istotne zagrożenie dla zrównoważonej produkcji rolniczej oraz globalnego bezpieczeństwa żywnościowego. W porównaniu z innymi stresami abiotycznymi susza wywiera najbardziej destrukcyjny wpływ na wzrost i rozwój roślin, a tym samym na plonowanie upraw [Zhao i in. 2021, Puangbut i in. 2022]. Głównym źródłem wody w glebie są opady atmosferyczne. Często dla tych samych miejscowości czynnik ten jest skrajnie różnicowany w latach. Opad atmosferyczny kształtuje poziom uwilgotnienia gleby [Niemczyk i in. 2007]. Jest to również uzależnione od zdolności retencyjnych danej gleby. Jednym z istotnych czynników klimatycznych jest temperatura powietrza. W gorące dni występują duże różnice między aktualnym ciśnieniem pary wodnej w atmosferze oraz tuż nad powierzchnią liści lub gleby i parowanie przebiega bardzo szybko. Temperatura powietrza, wraz z opadami atmosferycznymi i usłonecznieniem, zaliczana jest do najważniejszych, meteorologicznych czynników plonotwórczych. Istotną cechą charakteryzującą elementy meteorologiczne, w tym i temperaturę powietrza, jest ich zmienność przestrzenna i czasowa. W ostatnich latach w wielu częściach Europy zaobserwowano negatywny wpływ zmian klimatu na przebieg wegetacji roślin, tj. znaczny wzrost średniej rocznej temperatury powietrza i zmniejszenie ilości opadów [Węgrzyn 2022, Affoh i in. 2023]. Najkorzystniejsza sytuacja pod względem zaspokojenia potrzeb opadowych roślin występuje w zbożach, nieco gorsza w roślinach okopowych, do których zalicza się słonecznik bulwiasty. Reakcje roślin na stres wodny są złożone, a w przypadku wystąpienia suszy przyjmują różne mechanizmy. Wiele z nich pojawia się głównie w celu przetrwania roślin, a nie w celu uzyskania wysokiej produktywności [Puangbut i in. 2022]. Dlatego też celem tego badania jest ocena wpływu czynników meteorologicznych, takich jak suma opadów i średnia

temperatura powietrza na plony topinamburu. Jednocześnie obserwuje się potrzebę uwzględnienia w przyszłości szerszego zakresu czynników meteorologicznych przy ocenie wpływu zmian klimatycznych na plony uprawy.

MATERIAŁ I METODY

Doświadczenie polowe przeprowadzono w latach 2020–2022 w Stacji Doświadczalnej Uniwersytetu Przyrodniczego, w Felinie (woj. lubelskie), na glebie wytworzonej z piasków gliniastych, kompleksu żyniego słabego, klasy bonitacyjnej IVb. Eksperyment założono metodą podwójnie rozszczepionych jednostek eksperymentalnych (split-split-plot) w trzech powtórzeniach. Materiałem badanym były dwie polskie odmiany: Albik i Rubik. W całym okresie badań każdorazowo przedplonem słonecznika bulwiastego był rzepak ozimy, po zbiorze którego wykonano podorywkę połączoną z bronowaniem, a przed zimą – orkę przedzimową, połączoną z przyoraniem obornika, który wniesiono w dawce $30 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$. Wiosną wykonano kultywatorowanie i bronowanie oraz zastosowano nawożenie mineralne. Nawozy fosforowe aplikowano w formie superfosfatu potrójnego (48%) w ilości $100 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \cdot \text{ha}^{-1}$, potasowe – w formie soli potasowej 60% w ilości $150 \text{ K}_2\text{O} \cdot \text{ha}^{-1}$, nawożenie azotem – w formie mocznika (46%) w dawce $100 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$. Bulwy *Helianthus tuberosus* L. sadzono sadzarką do ziemniaków w rozstawie $62,5 \times 40 \text{ cm}$, a średnia masa sadzeniaków wynosiła 55 g. Po wysadzeniu bulw wykonywano zabieg obsypywania. Termin sadzenia uzależniony był od przebiegu pogody, a zwłaszcza temperatur powietrza, z tego względu sadzenie w 2020 r. odbyło się 6 kwietnia, w 2021 r. – 11 kwietnia, a w 2022 r. – 16 kwietnia. Po wschodach ponownie wykonywano obredlanie połączone z wałowaniem. Zbiór masy nadziemnej wykonywano w drugiej połowie października (2020 – 19 października; 2021 – 21 października, 2022 – 26 października). Statystyczne opracowanie wyników wykonano za pomocą programu Statistica, ze szczególnym uwzględnieniem współczynnika determinacji r^2 (istotność statystyczna na poziomie 0,05 i 0,01). Istotność różnic pomiędzy średnimi charakteryzującymi badane czynniki oszacowano za pomocą testu Tuckeya na poziomie istotności $\alpha \leq 0,05$. Dla cech wyrażonych w procentach a będących w pobliżu 0 lub 100 zastosowano transformacje normalizujące wg transformacji logarytmicznej, a po wykonaniu obliczeń retransformowane.

WARUNKI METEOROLOGICZNE

Lublin zlokalizowany jest w zasięgu klimatu umiarkowanego przejściowego, którego cechą charakterystyczną jest duża zmienność warunków pogodowych zarówno w ciągu doby, jak i z dnia na dzień [Bartoszek 2017]. Na terenie Lubelszczyzny wyróżniono osiem regionów klimatycznych; Lublin należy do regionu zachodniej części Wyżyny Lubelskiej (IV). Roczne usłonecznienie na tym obszarze wynosi średnio 1550 godzin [Kaszewski 2008], okres wegetacyjny zaś trwa średnio 215 dni [Niedźwiedz i Limanówka 1992].

Doświadczenie prowadzono w latach 2020–2022, które charakteryzowały się zróżnicowanymi warunkami pogodowymi. We wszystkich latach zanotowano wyższe niż średnia 30-letnia (1990–2019) wartości temperatury powietrza ($8,4^\circ\text{C}$) i roczne sumy opadów (588 mm). Najcieplejszy i najbardziej wilgotny był rok 2020 (średnia roczna temperatura

powyżej 10°C, roczna suma opadów przekraczająca 745 mm), a najchłodniejszy i najsuchszy – 2021 (8,5°C, 665 mm) (tab. 1). Rok 2021 wyróżniał się także największą roczną amplitudą temperatur (ponad 25°C) oraz silnym zróżnicowaniem miesięcznych sum opadów – od 231 mm w sierpniu do 4 mm w październiku. W pozostałych latach najwyższe opady rozłożyły się równomiernie: w 2020 r. w czerwcu i wrześniu (ok. 160 mm), a w 2022 r. w lipcu i wrześniu (ok. 112 mm).

Tabela 1. Liczba dni z opadem oraz liczba dni gorących i upalnych w latach 2020–2022 w Stacji Doświadczalnej w Felinie

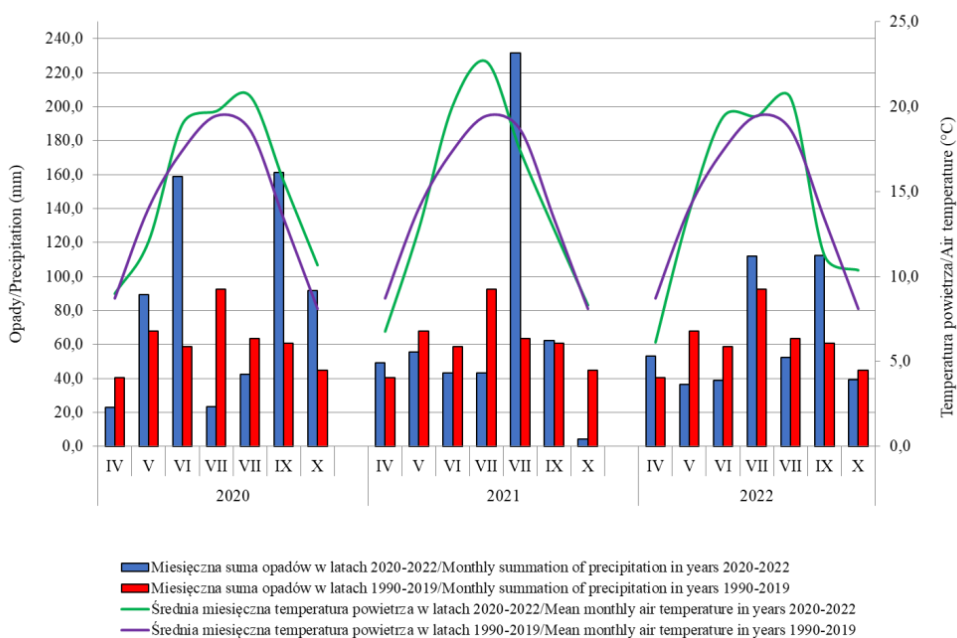
Table 1. Number of days with precipitation, days hot and extremely hot in 2020–2022 at the Experimental Station in Felin

	Miesiąc/Month	2020	2021	2022	
Liczba dni z opadem Number of days with precipitation	I	10	17	18	
	II	18	11	14	
	III	8	7	3	
	IV	1	13	13	
	V	16	13	9	
	VI	18	9	6	
	VII	7	8	12	
	VIII	10	17	4	
	IX	12	9	14	
	X	16	3	8	
	XI	8	10	6	
	XII	8	13	14	
	rok/year		132	130	121
	IV–X		80	72	66
Liczba dni gorących/ Hot days number*		69	56	58	
Liczba dni upalnych/ Extremely hot days number**		12	22	17	
Średnia roczna temperatura powietrza Mean annual air temperature (°C)		10,1	8,5	9,0	
Średnia roczna amplituda temperatury powietrza Mean annual air temperature amplitude (°C)		19,3	25,3	21,0	
Roczna suma opadów Annual sum of precipitation (mm)		745,1	665,1	729,9	

* Maksymalna temperatura dobową $\geq 25^{\circ}\text{C}$ / Daily maximum temperature $\geq 25^{\circ}\text{C}$

** Maksymalna temperatura dobową $\geq 30^{\circ}\text{C}$ / Daily maximum temperature $\geq 30^{\circ}\text{C}$

W przypadku uprawy topinamburu najistotniejsze są warunki meteorologiczne od momentu jego sadzenia (kwiecień) do zbioru (październik) (ryc. 1). W okresie od kwietnia do października średnia temperatura powietrza w trzech badanych latach była wyższa od średniej z tego samego okresu w latach 1990–2019; w 2020 r. temperatura była najwyższa (15,2°C) i wykazywała największe odchylenie od średniej wieloletniej (o 0,9°C); w latach 2021 i 2022 średnia temperatura od kwietnia do października była zbliżona, tj. 14,4°C (odchylenie od średniej 0,1°C). Najchłodniejszym miesiącem był we wszystkich trzech latach kwiecień, najcieplejszym zaś sierpień (w 2020 i 2022 r.) lub lipiec (2021 r.).



Ryc. 1. Średnia temperatura powietrza i suma opadów w okresie badawczym 2020–2022 oraz w wieloleciu 1990–2019 w Stacji Doświadczalnej w Felinie

Fig. 1. Average air temperature and rainfall in the study growing season 2020–2022 and in the multi-year period 1990–2019 at the Experimental Station in Felin

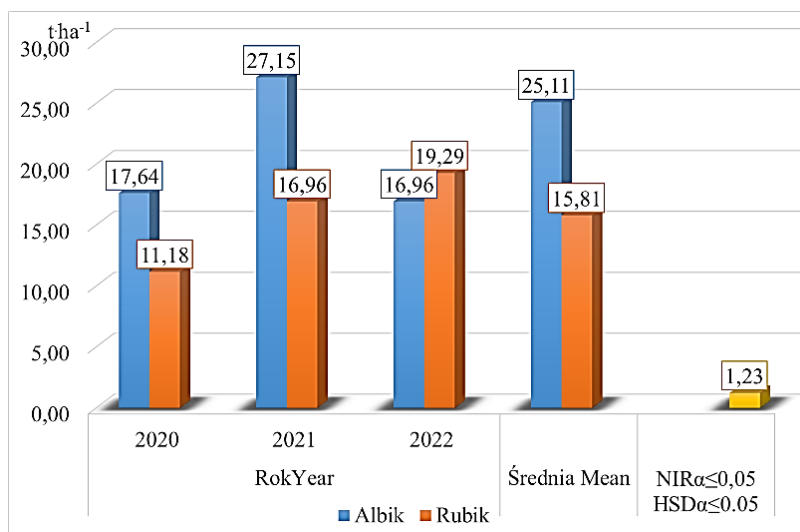
W celu oceny charakteru wilgotnościowego dla każdego z miesięcy wyznaczono kryterium suchości wg Radomskiego (tab. 2). We wszystkich trzech analizowanych latach suma opadów była wyższa niż w okresie referencyjnym 1990–2019 – największe wartości wystąpiły w 2020 r. (590 mm), zaś najmniejsze w 2022 r. (443 mm). Nierównomierny rozkład opadów w ciągu roku powodował występowanie warunków zarówno skrajnie wilgotnych (powyżej 200% normy), jak i skrajnie suchych (poniżej 25% normy). Najwięcej dni z opadami wystąpiło w 2020 r. (80 dni), najmniej w 2022 r. (66 dni). W każdym roku notowano dekady całkowicie bezopadowe.

Tabela 2. Kryterium suchości wg Radomskiego
Tabela 2. Radomski dryness criterion

Rok Year	Miesiąc Month	Suma opadów w miesiącu Total precipitation in a month (mm)	Miesięczna suma opadów Monthly precipitation (1990–2019)	% normy % of normal	Ocena miesiąca Monthly rating
2020	IV	23,0	40,6	56,7	suchy/dry
	V	89,4	67,7	132,1	wilgotny/humid
	VI	158,8	58,7	270,5	skrajnie wilgotny/ extremely humid
	VII	23,5	92,6	25,4	bardzo suchy/ very dry
	VIII	42,5	63,5	66,9	suchy/dry
	IX	161,2	60,8	265,0	skrajnie wilgotny/ extremely humid
	X	91,6	44,7	204,9	skrajnie wilgotny/ extremely humid
	Suma Sum	590,0	429	–	–
2021	IV	49,1	40,6	121,0	przeciętny/average
	V	55,7	67,7	82,3	przeciętny/average
	VI	43,2	58,7	73,6	suchy/dry
	VII	43,0	92,6	46,4	bardzo suchy/ very dry
	VIII	231,7	63,5	364,8	skrajnie wilgotny/ extremely humid
	IX	62,1	60,8	102,1	przeciętny/average
	X	4,3	44,7	9,6	skrajnie suchy/ extremely dry
	Suma Sum	489,1	429	–	–
2022	IV	53,2	40,6	131,1	wilgotny/humid
	V	36,3	67,7	53,6	suchy/dry
	VI	38,7	58,7	65,9	suchy/dry
	VII	111,8	92,6	120,8	przeciętny/average
	VIII	52,3	63,5	82,3	przeciętny/average
	IX	111,7	60,8	183,7	bardzo wilgotny/ very humid
	X	39,2	44,7	87,7	przeciętny/average
	Suma Sum	443,2	429	–	–

WYNIKI BADAŃ

Plon ogólny części nadziemnych *Helianthus tuberosus* wynosił przeciętnie 20,46 t·ha⁻¹ (tab. 3). Cechy genetyczne badanych odmian decydowały o wysokości plonu części nadziemnych. Zaobserwowano tworzenie istotnie większego plonu biomasy przez odmianę Albik. Odmiana Rubik jedynie w 2022 r. wykazywała istotnie wyższy plon niż Albik (ryc. 2).



Ryc. 2. Plon masy części nadziemnych *Helianthus tuberosus* w zależności od odmiany i lat uprawy

Fig. 2. Aboveground mass yield of *Helianthus tuberosus* by cultivar and year of cultivation

Tabela 3. Plon świeżej masy części nadziemnych *Helianthus tuberosus* (t·ha⁻¹)
Table 3. Fresh weight yield of aboveground biomass of *Helianthus tuberosus* (t·ha⁻¹)

Czynniki eksperymentu Experimental factors		Plon masy nadziemnej Aboveground mass yield
Odmiana Cultivar	Albik	25,11
	Rubik	15,81
	NIR _{0,05} /HSD _{0,05}	0,41
Lata Year	2020	14,41
	2021	22,05
	2022	24,92
	NIR _{0,05} /HSD _{0,05}	1,23
Średnia/Mean		20,46

Warunki atmosferyczne w latach badań determinowały istotnie wielkość plonu nadziemnej masy słonecznika bulwiastego. We wszystkich analizowanych latach odmiana Albik przynosiła niemal dwukrotnie wyższe plony części nadziemnej niż odmiana Rubik, jednak obydwie reagowały w podobny sposób na warunki meteorologiczne, do których możemy zaliczyć w szczególności charakterystyki termiczno-wilgotnościowe. Albik wykazywał we wszystkich przypadkach wyższe wartości współczynnika determinacji, to znaczy iż silniej reaguje na zmiany warunków meteorologicznych niż odmiana Rubik. Na wielkość plonów negatywnie wpływała m.in. wysoka średnia temperatura powietrza, zarówno średnia roczna, jak i średnia wyliczona dla okresu wzrostu topinamburu. Współczynnik determinacji między odmianami a średnią temperaturą powietrza wykazał istotne statystycznie wartości ($p < 0,05$) wynoszące 0,61 oraz 0,46, odpowiednio dla odmiany Albik i Rubik (tab. 4).

Tabela 4. Współczynnik determinacji r^2 pomiędzy odmianami topinamburu a poszczególnymi charakterystykami meteorologicznymi w latach 2020–2022

Table 4. Determination coefficient (r^2) between *Helianthus tuberosus* cultivars and individual meteorological characteristics in the years 2020–2022

Odmiana Cultivar	T_{sr} roczna T_{av} annual	T_{sr}^1 T_{av}	GDD ²	Suma opadów ¹ Total precipitation ¹	Średnia Mean T_{max}^2	Średnia Mean T_{min}^2
Albik	0,48*	0,61*	0,88°	0,66**	0,47*	0,59*
Rubik	0,34°	0,46*	0,87°	0,5*	0,35°	0,45*

¹ Wartości dla okresu kwiecień–październik; ² Wartości w okresie od sadzenia do zbioru (GDD – growing degree days); ° wynik nieistotny statystycznie; * wynik istotny statystycznie na poziomie $p < 0,05$; ** wynik istotny statystycznie na poziomie $p < 0,01$

¹ Values for April–October period; ² Values from planting to harvest (GDD – growing degree days); ° statistically non-significant result; * statistically significant result at $p < 0.05$; ** statistically significant result at $p < 0.01$

Najniższe plony zanotowano w 2020 r., który był rokiem najcieplejszym, ze średnią roczną temperaturą 10,1°C oraz średnią temperaturą powietrza w okresie kwiecień–październik wynoszącą 15,2°C. W dwóch kolejnych latach średnia temperatura powietrza w okresie kwiecień–październik była jednakowa – wynosiła 14,4°C – jednak mimo to wystąpiła różnica w wielkości zbiorów (tab. 3). W początkowym okresie rozwoju topinamburu (kwiecień–czerwiec) warunki termiczne w latach 2021 i 2022 były homologiczne względem siebie (różnice poniżej 1°C), jednak już od lipca zauważalne było ich znaczne zróżnicowanie. Lipiec w 2021 r. był o ponad 3°C cieplejszy niż lipiec w 2022 r., natomiast w sierpniu wystąpiła sytuacja odwrotna – to sierpień w 2022 r. był o ponad 3°C cieplejszy niż sierpień rok wcześniej. Warto zaznaczyć, iż w sierpniu 2021 r. odnotowano wyjątkowo niską średnią temperaturę powietrza (17,4°C). W 30-letnim okresie 1990–2019 tylko w nielicznych przypadkach sierpień był chłodniejszy. Co więcej, w ostatniej dekadzie tego okresu (2010–2019) nie wystąpił ani jeden sierpień chłodniejszy niż w 2021 r. Ponadto w tym samym roku (2021) wystąpiły największe wahania średnich miesięcznych

wartości temperatury powietrza w okresie kwiecień–październik. Być może były to jedne z czynników termicznych, które były powodem mniejszych plonów nadziemnej masy topinamburu w 2021 r. w stosunku do 2022 r.

Podobnie jak w przypadku średniej temperatury powietrza wysokie wartości sumy temperatur GDD w okresie od sadzenia do zbioru nie sprzyjały plonowaniu topinamburu – najwyższe GDD notowano w 2020 r. (3113°C), kiedy obie odmiany przyniosły najniższe plony. Najniższa suma temperatury wystąpiła w 2021 r. (2936°C), jednak to w kolejnym roku, o nieco wyższych wartościach GDD (2953°C), uzyskano najwyższe plony. Prawdopodobnie rok 2021 był dla analizowanych odmian zbyt chłodny (najniższa średnia roczna temperatura powietrza wynosząca 8,5°C) i ilość dostarczonego ciepła była zbyt mała do optymalnego plonowania. Współczynnik determinacji r^2 dla sumy temperatury w okresie kwiecień–październik był dosyć wysoki: 0,88 dla odmiany Albik oraz 0,87 dla odmiany Rubik (tab. 4), chociaż nie był istotny statycznie.

Analizie poddano również średnie wartości temperatury maksymalnej i minimalnej w okresie od sadzenia do zbioru w poszczególnych latach. Zaobserwowano, iż temperatura minimalna miała większy wpływ na plonowanie topinamburu niż temperatura maksymalna. Współczynnik determinacji w przypadku temperatury minimalnej był istotny statystycznie ($p < 0,05$) i wynosił 0,59 dla odmiany Albik oraz 0,45 dla odmiany Rubik. Wartości współczynnika determinacji dla temperatury maksymalnej były niższe i w przypadku odmiany Rubik nieistotne statystycznie (tab. 4). Topinambur jest tolerancyjny na spadki temperatury powietrza poniżej 0°C, gdyż rok o najwyższych plonach, tj. 2022, charakteryzował się najniższą średnią wartością temperatury minimalnej w okresie dojrzewania roślin (8,3°C), w przeciwieństwie do roku 2020 o najsłabszym plonowaniu, w którym temperatura minimalna była najwyższa spośród analizowanych lat (9,7°C). Dla badanych odmian Albik i Rubik wysoka temperatura maksymalna w 2020 r., a tym samym duża liczba dni gorących i upalnych, były czynnikami hamującymi rozwój topinamburu i zmniejszającymi wielkość plonów masy nadziemnej.

Oprócz czynników termicznych na rozwój roślin znaczący wpływ mają czynniki wilgotnościowe, takie jak suma opadów. Analizowane lata różniły się znacząco pod tym względem, zarówno na przestrzeni całego roku, jak i w samym okresie rozwoju topinamburu, tzn. od kwietnia do października (ryc. 1). W 2020 r. między kwietniem a październikiem zanotowano największą liczbę dni z opadem (80), a tym samym największe sumy opadów, wynoszące 590 mm oraz najwięcej miesięcy o charakterze skrajnie wilgotnym, jednak był to rok o najniższych plonach dla obu odmian topinamburu. Najwyższe plony masy nadziemnej wystąpiły w 2022 r., który był najbardziej suchy i o najmniejszej liczbie dni z opadem (66 dni) – suma opadów w okresie rozwoju rośliny wyniosła wówczas 444 mm, zaś większość miesięcy miała charakter przeciętny lub suchy (tab. 2). W 2021 r. wystąpiła umiarkowana ilość opadów w okresie dojrzewania roślin (489 mm), jednak były one bardzo nierównomiernie rozłożone – prawie połowa z tej sumy opadów wystąpiła tylko w jednym miesiącu, sierpniu (232 mm), stanowiąc ponad 360% normy. Pozostałe miesiące natomiast miały charakter od skrajnie suchego po przeciętny. Tak duże dysproporcje mogły przyczynić się do niższych plonów w 2021 r. w stosunku do 2022 r. Współczynnik determinacji w przypadku opadów dla odmiany Albik wynosi 0,66 (istotność statystyczna na poziomie $p < 0,01$), zaś dla odmiany Rubik 0,5 (istotność statystyczna na poziomie $p < 0,05$) (tab. 4).

DYSKUSJA

Słonecznik bulwiasty (*Helianthus tuberosus* L.) to wszechstronna roślina, która może dostosować się do różnych warunków klimatycznych. Dobrze plonuje w zakresie temperatur 16,5–18,0°C (średnia roczna temperatura) i 29,4–31,6°C (maksymalna temperatura najcieplejszego miesiąca) oraz sezonowości opadów na poziomie 50-60% [Zhao i in. 2022]. Uprawa słonecznika bulwiastego na początku pory deszczowej, przy wysokich temperaturach i długich fotoperiodach, skutkuje większym plonem biomasy [Puangbut i in. 2015]. Gatunek ten jest stosunkowo odporny na suszę, a jego współczynnik wykorzystania wody wynosi 1,1–1,9 g suchej masy na 1 kg wody [Sawicka i in. 2021]. Można stwierdzić, że plon biomasy nadziemnej topinamburu zależy od kombinacji czynników genetycznych, agronomicznych i środowiskowych. Optymalne nawożenie, odpowiedni dobór odmiany i właściwe zarządzanie nawadnianiem są kluczowe dla maksymalizacji produkcji biomasy. Plon biomasy nadziemnej topinamburu waha się zazwyczaj od 13 do 17 t·ha⁻¹ przy różnych źródłach azotu, w tym nawozach syntetycznych i międzyplonach roślin strączkowych [Epie i in. 2018]. W niektórych badaniach odnotowano plony sięgające 22,7 t·ha⁻¹ [Matías i in. 2013]. W przeprowadzonym badaniu średni plon części nadziemnych *Helianthus tuberosus* kształtował się na poziomie 20,46 t·ha⁻¹. Odmiana Albik najwyższy plon uzyskała w 2021 r., zaś Rubik w 2022. Wskazuje to, iż odmiany istotnie odmiennie reagowały na warunki pogodowe w okresie wegetacji. Różne genotypy topinamburu wykazują różne poziomy tolerancji na suszę, co wpływa na ich biomasa nadziemną, a także na zwiększoną efektywność wykorzystania wody (WUE). Genotypy o wyższej WUE w warunkach suszy mają tendencję do utrzymywania większej biomasy nadziemnej [Puangbut i in. 2017, Puangbut i in. 2022].

Badania nad dwoma odmianami topinamburu prowadzono na obszarze Polski wschodniej w okresie kwiecień–październik w latach 2020–2022, w których średnia roczna temperatura powietrza wahała się od 8,5 do 10,1°C. Warunki termiczne mieściły się w optymalnym zakresie uprawy topinamburu, za jaki uznaje się średnią roczną temperaturę powietrza między 6°C a 26°C [Kays i Nottingham 2008]. Okres wegetacyjny roślin trwał 193 dni w 2020 r. oraz 190 dni w dwóch kolejnych latach, co pokrywa się z tempem rozwoju innych europejskich odmian topinamburu, które w zależności od grupy wczesności potrzebują od 18 do ponad 29 tygodni [Kokcis i in. 2007, Skiba i in. 2016]. W cieplejszych strefach klimatycznych, takich jak strefa tropikalna, topinambur od momentu sadzenia do stanu dojrzałości potrzebuje zazwyczaj 15–16 tygodni, chociaż niektóre badania pokazują mniejszą liczbę dni, np. 104–116 dni na obszarze Tajlandii [Puttha i in. 2011].

Warunki meteorologiczne odgrywają znaczną rolę w uprawie topinamburu [Sawicka i in. 2021], gdyż wpływają na tempo rozwoju rośliny oraz wielkość plonów zarówno części podziemnej w postaci bulw, jak i nadziemnej w formie zielonej lub suchej masy. Spośród trzech analizowanych lat rok 2020 charakteryzował się najwyższą średnią roczną temperaturą powietrza (10,1°C) oraz najwyższą temperaturą w okresie dojrzewania topinamburu (15,2°C), czego skutkiem były najniższe plony zarówno odmiany Albik, jak i Rubik. Negatywny wpływ wysokiej temperatury powietrza na plony nadziemnej masy topinamburu został zaobserwowany również w innych badaniach tych samych odmian – w latach 2016–2018 prowadzono prace we wschodniej [Skiba i in. 2023] i w północnej części Polski [Wierzbowska i in. 2021]. W obydwu przypadkach najwyższe plony części nadziemnej odmiany Rubik zostały zaobserwowane w 2018 r., który był rokiem

najchłodniejszym spośród trzech analizowanych; odmiana Albik plonowała na wschodzie podobnie jak odmiana Rubik, tj. najlepiej w roku 2018, jednak na północy kraju wyższe plony nadziemnej masy uzyskano w 2017 r., przy jednoczesnym niskim plonowaniu bulw tej odmiany.

W niniejszych badaniach obie odmiany topinamburu zostały posadzone w kwietniu we wszystkich latach, co jak wskazują Černiauskiene i in. [2018], jest optymalnym terminem sadzenia odmiany Rubik w klimacie umiarkowanym na przykładzie Litwy – w przypadku odmiany Albik plony z sadzenia marcowego były również wysokie, ale jeszcze bardziej korzystne zanotowano w wyniku sadzenia w listopadzie, w przeciwieństwie do rozpoczynania uprawy np. w kwietniu. Uprawa topinamburu jest możliwa również w klimatach gorących, np. tropikalnych, jednak zazwyczaj przynosi ona niższe plony [Kays i Nottingham 2008]. Negatywny wpływ wysokiej temperatury powietrza na uprawę topinamburu w cieplejszym klimacie zauważyli również Ibrahim [2017] oraz Abdel-Hamid i in. [2022] – badania na terenie Egiptu wykazały, iż topinambur posadzony w chłodniejszych miesiącach, np. w kwietniu, przynosi wyższe plony bulw, ma większą zawartość suchej masy, a rośliny są wyższe niż rośliny posadzone w maju lub czerwcu, kiedy temperatura powietrza w dzień sięga 35°C. W Tajlandii wysoka temperatura powietrza powodowała spadek wartości współczynnika plonowania HI (ang. harvest index) [Puttha 2011], a najwyższe plony topinamburu występowały na obszarze badawczym o najniższej temperaturze maksymalnej i minimalnej [Pimsaen i in. 2010]. We Włoszech zauważono dodatkowo, iż wysoka temperatura liści (przekraczająca 33°C) znacząco ogranicza fotosyntezę [Monti i in. 2005].

Temperatura powietrza ma znaczący wpływ na uprawę, jednak również istotna jest długość dnia, tzw. fotoperiod, oraz suma temperatur, nazywana GDD, powyżej 0°C [Ruttanaprasert i in. 2013]. Wysokie wartości sumy temperatury (3113°C) w okresie od sadzenia do zbioru topinamburu negatywnie wpłynęły na wielkość plonów w niniejszych badaniach. Odmiany Albik i Rubik wykazały najwyższe plony masy nadziemnej dla wartości GDD równej 2953°C, a nieznacznie niższe przy GDD równej 2936°C. Niektóre europejskie odmiany topinamburu wykazują podobne cechy i również lepiej plonują przy niższych wartościach GDD, np. wczesna odmiana Bianka, jednak inne przynoszą wyższe plony biomasy nadziemnej przy wysokiej sumie temperatur, np. odmiana Violet de Rennes [Kocsis i in. 2007]. We Włoszech najwyższe wartości suchej masy liści zaobserwowano przy jeszcze niższych wartościach GDD (w granicach 1300°C), w przeciwieństwie do najwyższych plonów bulw topinamburu, które do optymalnego wzrostu potrzebowały ponaddwukrotnie wyższej sumy temperatur [Monti 2005]. Wniosek ten potwierdziły również badania prowadzone w Austrii, które wykazały, iż bulwy topinamburu rozwijają się lepiej i przynoszą większe plony przy wysokich wartościach GDD, w większości przekraczających wartość 3500°C [Kocsis i in. 2007]. Odwrotne wyniki uzyskano w uprawach topinamburu w strefie tropikalnej, gdzie niskie wartości sumy temperatur wiązały się ze znacznym przyspieszeniem dojrzewania części podziemnej topinamburu i wzrostem wielkości jego plonów [Paungbut i in. 2015], zaś wysokie GDD powodowało wzrost liczby bulw, ale o mniejszej masie, tym samym obniżając zbiór [Ruttanaprasert i in. 2013].

Niektóre odmiany topinamburu wykazują stosunkowo wysoką tolerancję na suszę [Ruttanaprasert i in. 2014], podobnie jak analizowane odmiany Albik i Rubik, których najwyższe plony wystąpiły w roku najbardziej suchym, o sumie opadów w okresie rozwoju roślin równej 444 mm – rok najbardziej wilgotny (590 mm) charakteryzował się natomiast najmniej korzystnym zbiorem. Odmiana Rubik przyniosła najwyższe plony

suchej masy nadziemnej w roku najbardziej suchym również w ramach badań prowadzonych w latach 2010–2012 w Polsce Południowo-Wschodniej, jednak w przypadku odmiany Albik uzyskano wówczas odwrotne wyniki, gdyż plonowała ona najkorzystniej w roku o bardzo wysokiej sumie opadów [Szpunark-Krok i in. 2016]. W warunkach tropikalnych długotrwała susza prowadzi do zmniejszenia powierzchni liści i spadku produkcji biomasy [Puangbut i in. 2017], obniżając plony bulw od 47% do nawet 68% [Chaimala i in. 2023], ale jednocześnie powoduje wzrost współczynnika plonowania [Ruttanaprasert i in. 2025].

Bogucka i in. [2021] wykazali, iż dodatkowe nawadnianie upraw topinamburu na obszarze północno-wschodniej Polski zwiększyło plon świeżej masy nadziemnej o 42% oraz plon bulw o niemal 60%. Wyraźny wpływ nawadniania na plony biomasy zarówno podziemnej, jak i nadziemnej zaobserwowano także podczas badań prowadzonych w Chinach [Kai i in. 2016]. Dodatkowa irygacja upraw topinamburu we Włoszech powodowała przyspieszenie wzrostu części nadziemnej wyłącznie w początkowym etapie rozwoju, zaś w późniejszych fazach silniej wpływała na rozwój bulw i zwiększenie ich masy [Monti i in. 2005]. Baldini i in. [2006] stwierdzili natomiast, iż nadmiar wody w postaci wysokich sum opadów oraz dodatkowe nawadnianie obniżają wielkość plonów bulw topinamburu. Pimsaen i in. [2010] do warunków niesprzyjających rozwojowi *Helianthus tuberosus* L., oprócz nadmiaru opadów, zaliczyli również ich niedobór. Podobne wnioski zaprezentowali Zorić i in. [2016], zaznaczając, iż nadmiar wody ma o wiele większy wpływ na spadek liczby bulw niż susza.

Uprawa zróżnicowanych odmian topinamburu możliwa jest zarówno w klimacie umiarkowanym, jak i tropikalnym z uwagi na jego dużą odporność na różnorodne warunki meteorologiczne, jednak tak samo jak w przypadku wszystkich pozostałych upraw dużym zagrożeniem dla rozwoju *Helianthus tuberosus* L. są postępujące zmiany klimatyczne. W Polsce widoczny jest wyraźny trend wzrostowy średniej rocznej temperatury powietrza. Przewiduje się, iż wraz z prognozowanym wzrostem temperatury powietrza, przy utrzymującej się ilości opadów, wzrośnie zapotrzebowanie topinamburu na wodę, średnio o 9% w przypadku Polski (region Kujawy) w latach 2021–2050 [Rolbiecki i in. 2023]. W obliczu takich zmian uprawa odmian topinamburu Albik i Rubik może być jednym z elementów adaptacji do nowych warunków klimatycznych ze względu na ich zdolność do osiągnięcia wysokich plonów w latach o małych opadach atmosferycznych.

PODSUMOWANIE

Na podstawie trzyletnich badań polowych nad słonecznikiem bulwiastym, można sformułować następujące wnioski.

1. Plon ogólny części nadziemnych topinamburu wynosił przeciętnie $20,46 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ i był on istotnie modyfikowany przez cechy genetyczne oraz warunki pogodowe.
2. Topinambur wykazuje dużą odporność na suszę i niskie sumy opadów w okresie wegetacyjnym, ale niekoniecznie dobrze plonuje przy wysokiej temperaturze powietrza:
3. Wysoka temperatura powietrza i wysokie wartości GDD (growing degree days) nie sprzyjały tworzeniu nadziemnej masy słonecznika bulwiastego.
4. Temperatura minimalna miała większy wpływ na kształtowanie się wielkości plonów niż temperatura maksymalna (wyższy współczynnik determinacji r^2).

5. Genotypy topinamburu różnią się pod względem odporności na zmieniające się warunki klimatyczne, zatem dobór odmian *Helianthus tuberosus* L. pod względem odporności na suszę jest istotnym zagadnieniem w kontekście zmian klimatycznych i rosnącej częstotliwości ekstremalnych warunków pogodowych.

6. Wysoka odporność na deficyt wody ma kluczowe znaczenie dla stabilności plonowania oraz efektywności wykorzystania zasobów wodnych w agroekosystemach.

7. Uzyskane wyniki mogą stanowić cenny wkład w dalsze badania, przyczyniając się do poprawy szacunków wpływu zmian klimatycznych na dobrobyt gospodarczy, a także mogą umożliwić prognozowanie plonów rolnych w czasie rzeczywistym.

PIŚMIENNICTWO

- Abdel-Hamid M.S., Hamouda R.A.F., Abd E-A. H., Badawy G.A., 2022. Distinctive application of the consortium of *Chlorella vulgaris* and *Anabaena oryzae* Toward different planting dates and climate change on Jerusalem artichoke yield. *J. Plant. Growth Regul.* 41, 479–493. <https://doi.org/10.1007/s00344-021-10309-2>
- Affoh R., Zheng H., Zhang X., Yu W., Qu C., 2023. Influences of meteorological factors on maize and sorghum yield in Togo, West Africa. *Land* 12(1), 123. <https://doi.org/10.3390/land12010123>
- Baldini M., Danuso F., Monti A., Amaducci M.T., Stevanato P., DeMastro G., 2006. Chicory and Jerusalem artichoke productivity in different areas of Italy, in relation to water availability and time of harvest. *Ital. J. Agron.* 2, 291–307. <https://doi.org/10.4081/ija.2006.291>
- Bartoszek K., 2017. Relacje między cyrkulacją atmosferyczną a sezonową temperaturą powietrza na obszarze Lubelszczyzny. *Ann. UMCS, Sectio B* 72 (1), 33–45. <https://doi.org/10.17951/b.2017.72.1.33>
- Bogucka B., Dubis B., 2024. The quality of Jerusalem artichoke biomass harvested twice during the growing season in North-Eastern Poland. *Energies* 17, 4008. <https://doi.org/10.3390/en17164008>
- Bogucka B., Pszczółkowska A., Okorski A., Jankowski K., 2021. The effects of potassium fertilization and irrigation on the yield and health status of Jerusalem artichoke (*Helianthus tuberosus* L.). *Agronomy* 11, 234. <https://doi.org/10.3390/agronomy11020234>
- Černiauskienė J., Kulaitienė J., Jarienė E., Danilčenko H., Žaldarienė S., Jeznach M., 2018. Relationship between harvesting time and carbohydrate content of Jerusalem artichoke (*Helianthus tuberosus* L.) tubers. *Acta Sci. Pol., Hortorum Cultus* 17, 41–48. <https://doi.org/10.24326/asphc.2018.3.4>
- Chaimala A., Jogloy S., Vorasoot N., Holbrook C.C., Kvien C.K., 2023. The roles of net photosynthetic rate and transpiration efficiency on economic yield of Jerusalem artichoke (*Helianthus tuberosus* L.) genotypes under different drought durations during the terminal growth stages. *Agronomy* 13, 1882. <https://doi.org/10.3390/agronomy13071882>
- Epie K.E., Santanen A., Mäkelä P.S., Stoddard F., 2018. Fertilizer and intercropped legumes as nitrogen source for Jerusalem artichoke (*Helianthus tuberosus* L.) tops for bioenergy. *Agric. Food Sci.* 27(3), 199–205. <https://doi.org/10.23986/afsci.70110>
- Ibrahim N., 2017. Influence of different planting dates in both summer and fall seasons on growth and yield on Jerusalem artichoke plants. *Middle East J. Agric. Res.* 6(2), 252–263. <https://www.curreweb.com/mejar/mejar/2017/252-263.pdf>
- Kai G., Tie-Xia Z., Qi-Bing W., 2016. Nitrogen fertilization, irrigation, and harvest times affect biomass and energy value of *Helianthus tuberosus* L. *J. Plant Nutr.* 39, 1906–1914. <https://doi.org/10.1080/01904167.2016.1189938>
- Kaszewski B.M., 2008. Warunki klimatyczne Lubelszczyzny. Wyd. UMCS, Lublin.

- Kays S.J., Nottingham S.F., 2008. Biology and chemistry of Jerusalem Artichoke *Helianthus tuberosus* L. CRC Press Taylor & Francis Group, Broken Sound Parkway NW.
- Kocsis L., Kaul H.-P., Praznik W., Liebhard P., 2007. Influence of harvest date on shoot and tuber yield of different Jerusalem artichoke (*Helianthus tuberosus* L.) cultivars in the semiarid production area of Austria. *Pflanzenbauwissenschaften* 11 (2), 67–76.
- Liu Z.-X., Han L.-P., Yosef S., Xie G.H., 2011. Genetic variation and yield performance of Jerusalem artichoke germplasm collected in China. *Agr. Sci. China* 10(5), 668–678. [https://doi.org/10.1016/S1671-2927\(11\)60049-7](https://doi.org/10.1016/S1671-2927(11)60049-7)
- Matías J., González J., Cabanillas J., Royano L., 2013. Influence of NPK fertilisation and harvest date on agronomic performance of Jerusalem artichoke crop in the Guadiana Basin (Southwestern Spain). *Ind. Crops Prod.* 48, 191–197. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2013.04.010>
- Monti A., Amaducci M.T., Venturi G., 2005. Growth response, leaf gas exchange and fructans accumulation of Jerusalem artichoke (*Helianthus tuberosus* L.) as affected by different water regimes. *Eur. J. Agron.* 23, 136–145 <https://doi.org/10.1016/j.eja.2004.11.001>
- Niedźwiedz T., Limanówka D., 1992. Termiczne pory roku w Polsce. *Zesz. Nauk. UJ, Pr. Geogr.* 90, 53–69.
- Niemczyk H., Kowalska B., Majewski G., 2007. Kształtowanie się aktualnej wilgotności gleby w zależności od ilości opadów atmosferycznych i temperatury powietrza. *Nauka Inż. Kszt. Środ.* 3(15), 11–18.
- Paungbut D., Jogloy S., Vorasoot N., Patanontha A., 2015. Growth and phenology of Jerusalem artichoke (*Helianthus tuberosus* L.). *Pak. J. Bot.* 47(6), 2207–2214.
- Pimsaen W., Jogloy S., Suriharn B., Kesmala T., Pensuk V., Patanonthai A., 2010. Genotype by environment (G × E) interaction for yield components of Jerusalem artichoke (*Helianthus tuberosus* L.). *Asian J. Plant Sci.* 9, 11–19. <https://doi.org/10.3923/ajps.2010.11.19>
- Puangbut D., Jogloy S., Vorasoot N., Holbrook C.C., Patanonthai A., 2015. Responses of inulin content and inulin yield of Jerusalem artichoke to seasonal environments. *Int. J. Plant Prod.* 9(4), 599–608.
- Puangbut D., Jogloy S., Vorasoot N., Songsri P., 2022. Photosynthetic and physiological responses to drought of Jerusalem artichoke genotypes differing in drought resistance. *Agric. Water Manag.* 259, 107252, <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.107252>
- Puangbut D., Jogloy S., Vorasoot N., 2017. Association of photosynthetic traits with water use efficiency and SPAD chlorophyll meter reading of Jerusalem artichoke under drought conditions. *Agric. Water Manag.* 188, 29–35. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.04.001>
- Puttha R., Jogloy S., Wangsomnuk P., Srijaranai S., Kesmala T., Patanonthai A., 2011. Genotypic variability and genotype by environment interactions for inulin content of Jerusalem artichoke germplasm. *Euphytica* 183, 119–131. <http://dx.doi.org/10.1007/s10681-011-0520-0>
- Rolbiecki S., Rolbiecki R., Kuśmierk-Tomaszewska R., Żarski J., Jagosz B., Kasperska-Wołowicz W., Sadan H., Łangowski A., 2023. Influence of forecast climate changes on water needs of Jerusalem artichoke grown in the Kuyavia Region in Poland. *Energies* 16(1), 533. <https://doi.org/10.3390/en16010533>
- Rossini F., Provenzano M.E., Kuzmanović L., Ruggeri R., 2019. Jerusalem artichoke (*Helianthus tuberosus* L.): a versatile and sustainable crop for renewable energy production in Europe. *Agronomy* 9, 528. <https://doi.org/10.3390/agronomy9090528>
- Ruttanaprasert R., Banterng P., Jogloy S., Vorasoot N., Kesmala T., Kanwar R., Holbrook C., Patanonthai A., 2014. Genotypic variability for tuber yield, biomass, and drought tolerance in Jerusalem artichoke germplasm. *Turk. J. Agric. For.* 38, 570–580. <https://doi.org/10.3906/TAR-1310-43>

- Ruttanaprasert R., Jogloy S., Vorasoot N., Kesmla T., Kanwar R.S., Holbrook C.C., Patanothai A., 2013. Photoperiod and growing degree days effect on dry matter partitioning in Jerusalem artichoke. *Int. J. Plant Prod.* 7, 393–416.
- Ruttanaprasert R., Jogloy S., Kaewkhieo-Ngam T., Janket A., Puttha R., Aninbon C., 2025. Impact of mid-season drought on tuber yield, biomass, harvest index, and water-use efficiency of Jerusalem artichoke in tropical regions. *Agronomy* 15, 395. <https://doi.org/10.3390/agronomy15020395>
- Sawicka B., Danilčenko H., Jariene E., Skiba D., Rachoń L., Barbaś P., Pszczółkowski P., 2021. Nutritional value of Jerusalem Artichoke Tubers (*Helianthus tuberosus* L.) grown in organic system under Lithuanian and Polish conditions. *Agriculture* 11(5), 440. <https://doi.org/10.3390/agriculture11050440>
- Skiba D., Sawicka B., Kiełtyka-Dadasiewicz A., 2016. Możliwość uprawy *Helianthus tuberosus* na cele energetyczne. W: Zdunek B., Olszówka M. (red.), *Alternatywne źródła energii – wybrane zagadnienia*. Wyd. Nauk. Tygiel, Lublin, 112–123, ISBN 978-83-65598-11-0
- Skiba D., Jariene E., Barbaś P., Krochmal-Marczak B., Sawicka B., 2023. The effect of fertilization on the structure of the aboveground biomass of several cultivars of Jerusalem artichoke (*Helianthus tuberosus* L.). *Agronomy* 13, 314. <https://doi.org/10.3390/agronomy13020314>
- Stachurska-Swakoń A., Rakowska R., Klich S., 2022. Weed communities of Jerusalem artichoke (*Helianthus tuberosus* L.) cultivation. *Ann. Univ. Paedagog. Cracov. Studia Nat.* 7, 23–39. <https://doi.org/10.24917/25438832.7.2>
- Szpunar-Krok E., Bobrecka-Jamro D., Grochowska S., Buczek J., 2016. Yield of the aboveground parts and tubers of Jerusalem artichoke (*Helianthus tuberosus* L.) depending on plant density. *Acta Sci. Pol. Agricultura* 15(3), 69–78.
- Węgrzyn A., Klimek-Kopyra A., Dacewicz E., Skowera B., Grygierzec W., Kulig B., Flis-Olszewska E., 2022. Effect of Selected Meteorological Factors on the Growth Rate and Seed Yield of Winter Wheat. A Case Study. *Agronomy* 12(12), 2924. <https://doi.org/10.3390/agronomy12122924>
- Wierzbowska J., Cwalina-Ambroziak B., Bogucka B., 2021. The effect of nitrogen fertilization on yield and macronutrient concentrations in three cultivars of Jerusalem artichoke (*Helianthus tuberosus* L.). *Agronomy* 11, 2161. <https://doi.org/10.3390/agronomy11112161>
- Zhao D., Yin F., Ashraf T., Yuan Z., Ye L., 2022. Evaluation of marginal land potential and analysis of environmental variables of Jerusalem artichoke in Shaanxi Province, China. *Front. Environ. Sci.* 10, 837947. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.837947>
- Zhao M., Ren Y., Wei W., Yang J., Zhong Q., Li Z., 2021. Metabolite analysis of Jerusalem artichoke (*Helianthus tuberosus* L.) seedlings in response to polyethylene glycol-simulated drought stress. *Int. J. Mol. Sci.* 22, 3294. <https://doi.org/10.3390/ijms22073294>
- Zorić M., Terzić S., Sikora V., Brdar-Jokanovic M., Vassilev D., 2016. Effect of environmental variables on performance of Jerusalem artichoke (*Helianthus tuberosus* L.) cultivars in a long term trial: a statistical approach. *Euphytica* 213, 23. <https://doi.org/10.1007/s10681-016-1819-7>

Abstract. In the face of ongoing climate change and the increasing frequency of droughts, the identification of crop species tolerant to water stress has become a critical research focus. Jerusalem artichoke (*Helianthus tuberosus* L.) exhibits a high tolerance to water deficiency, making it a promising species under limited precipitation conditions. The objective of this study was to assess the impact of variable thermal and precipitation conditions on the yield of green biomass of two cultivars

– Albik and Rubik. The experiment was conducted in eastern Poland between 2020 and 2022 using a split-split-plot design with three replications. Meteorological conditions were found to significantly affect yield levels. High air temperatures and elevated growing degree days (GDD) negatively influenced biomass production in both cultivars, whereas cooler and drier years resulted in notably higher yields. The highest yields were recorded in 2022, which was the coolest and driest of the three years studied. The results confirm the strong drought tolerance of Jerusalem artichoke and may support the optimization of cultivar selection and planting dates, as well as the modeling of yield potential under real and changing climatic conditions.

Keywords: Jerusalem artichoke, green biomass, meteorological conditions, climate change

Otrzymano/Received: 23.05.2025
Zaakceptowano/Accepted: 5.07.2025
Opublikowano/Published: 8.09.2025



¹ Katedra Agroekologii i Produkcji Roślinnej, Wydział Rolniczo-Ekonomiczny, Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie, al. Mickiewicza 21, 31-120 Kraków, Polska

² Katedra Botaniki i Fizjologii Roślin, Wydział Biologii Środowiskowej, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie, ul. Akademicka 13, 20-950 Lublin, Polska

³ Katedra Botaniki, Mykologii i Ekologii, Instytut Nauk Biologicznych, Wydział Biologii i Biotechnologii, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie, ul. Akademicka 19, 20-033 Lublin, Polska

* e-mail: elizawargala@gmail.com

ELIZA WARGALA ^{1*}, DOROTA GALA-CZEKAJ ¹,
BOŻENA DENISOW ², MAŁGORZATA WRZESIEŃ ³

Bogactwo gatunkowe i różnorodność flory w obrębie miedz wybranych gmin Wyżyny Lubelskiej

Species richness and diversity of flora within the field margins
of selected communes of the Lublin Upland

Abstrakt. Celem badań była ocena bogactwa gatunkowego i różnorodności flory miedz w wybranych gminach rolniczych Wyżyny Lubelskiej. Badania przeprowadzono w latach 2018–2020 w gminach: Bychawa, Jastków, Konopnica, Krasnystaw, Lubartów, Lublin, Rejowiec, Świdnik i Wólka. Materiał badawczy stanowiły zdjęcia fitosocjologiczne wykonane w obrębie 45 transektów wyznaczonych na miedzach przylegających do pól uprawnych o zróżnicowanym areale (3–5 ha, 5–10 ha i > 10 ha). Oceniono łączne i średnie bogactwo gatunkowe, wskaźnik różnorodności Shannona-Wienera, a także przynależność roślin do rodzin botanicznych, form życiowych i ich trwałość biologiczną. Na obszarze badań odnotowano występowanie łącznie 225 gatunków flory naczyniowej. Średnie bogactwo gatunkowe flory miedz nie różniło się istotnie w zależności od lokalizacji miedzy oraz arealu pola, do którego ona przylegała. Czynnikiem istotnie różnicującym różnorodność gatunkową flory miedz była lokalizacja (gmina) stanowiska badawczego. We florze miedz najliczniej występowały gatunki z rodziny: *Asteraceae* (22,2%), *Fabaceae* (12,4%) i *Rosaceae* (8,9%). Gatunki wieloletnie stanowiły 52,9% analizowanej flory, a gatunki jednoroczne – 24,9%. Większość gatunków występujących na miedzach to hemikryptofity (55,1%), ale znaczny udział w badanej florze miały również terofity (22,7%).

Słowa kluczowe: marginesy śródpolne, krajobraz rolniczy, Lubelszczyzna, wskaźnik różnorodności Shannona-Wienera

Cytowanie: Wargala E., Gala-Czekaj D., Denisow B., Wrzesień M. 2025. Bogactwo gatunkowe i różnorodność flory w obrębie miedz wybranych gmin Wyżyny Lubelskiej. *Agron. Sci.* 80(2), 75–88. <https://doi.org/10.24326/as.2025.5519>

WSTĘP

Bogactwo gatunkowe i różnorodność biologiczna odgrywają kluczową rolę w utrzymaniu równowagi ekologicznej i zapewnieniu trwałych podstaw do życia na wszelkich poziomach organizacji: ekosystemów, biocenoz czy gatunków [Andrzejewski i Weigle 2003, Feledyn-Szewczyk 2014, Zhang i in. 2022]. Współcześnie jako największe zagrożenia dla bioróżnorodności wskazywane są niszczenie siedlisk i inwazje biologiczne [Tokarska-Guzik i in. 2012].

W Europie, w tym także w Polsce, w ostatnich dekadach nastąpiły istotne zmiany w strukturze krajobrazu rolniczego, których skutkiem jest zmniejszenie bogactwa gatunkowego i różnorodności flory [Kapeluszny i Haliniarz 2010, Meyer i in. 2013, Richner i in. 2015, Dąbkowska i in. 2017, Skrajna 2021, Gala-Czekaj i in. 2024]. Wśród głównych przyczyn tych przeobrażeń wymienia się intensyfikację rolnictwa (zmiany w użytkowaniu gruntów, intensywne nawożenie mineralne, ograniczenie stosowania płodozmianu i uprawy roli, powszechne stosowanie herbicydów) oraz zmianę warunków ekonomicznych [Storkey i in. 2012, Meyer i in. 2013, Albrecht i in. 2016]. Obserwowany jest spadek heterogeniczności siedlisk, jak również zmniejszanie powierzchni i fragmentacja siedlisk naturalnych oraz półnaturalnych. W rezultacie wiele małych biotopów, takich jak np. zadrzewienia, żywopłoty, rowy czy miedze znika z krajobrazu rolniczego [Wrzesień i Denisow 2016].

Ważnym elementem wspomagającym zachowanie zróżnicowania biologicznego w krajobrazie rolniczym jest obecność siedlisk czasowo bądź długotrwale pozostawionych bez uprawy (ingerencji człowieka), jak np. marginesy śródpolne. Obszary te stanowią bowiem miejsce bytowania dziko żyjących zwierząt i roślin [Tryjanowski i in. 2011, Świttek i in. 2017]. Udowodniono również, że miedze są rezerwuarem różnorodności gatunkowej flory.

Celem przeprowadzonych badań była ocena bogactwa gatunkowego i różnorodności flory miedz przylegających do pól o zróżnicowanym areale w obrębie wybranych gmin rolniczych Wyżyny Lubelskiej.

Sformułowano następujące hipotezy badawcze:

1. Bogactwo gatunkowe i różnorodność flory roślin naczyniowych różni się w zależności od lokalizacji miedz w krajobrazie, tj. pomiędzy gminami oraz pomiędzy miedzami przylegającymi do pól o zróżnicowanym areale;

2. Miedze pełnią istotną rolę ekologiczną jako siedliska dla różnorodnych gatunków roślin, wspierając lokalną bioróżnorodność i stabilność ekosystemów rolniczych.

MATERIAŁ I METODY

Charakterystyka obszaru badań

Badania florystyczne przeprowadzono w Polsce Południowo-Wschodniej, w obrębie następujących stanowisk badawczych na terenie województwa lubelskiego: Bychawa (gm. Bychawa), Bystrzyca (gm. Wólka), Jastków (gm. Jastków), Konopnica (gm. Konopnica), Krasnystaw (gm. Krasnystaw), Leonów (gm. Rejowiec), Lubartów (gm. Lubartów), Świdnik (gm. Świdnik) i Zemborzyce (gm. Lublin) (ryc. 1). Zgodnie z podziałem fizycznogeograficznym Polski według Kondrackiego [2009] teren badań należy do makroregionu Wyżyna Lubelska, a zgodnie z podziałem geobotanicznym według Matuszkiewicz

[2008] – do Krainy Zachodniowołyńskiej i Krainy Wyżyny Lubelskiej. Obszary badawcze zostały wybrane z uwzględnieniem zróżnicowanego krajobrazu rolniczego, a wybrane do badań lokalizacje były reprezentatywne dla Wyżyny Lubelskiej pod względem sposobu użytkowania gruntów.

Klimat Wyżyny Lubelskiej określany jest jako umiarkowany z wpływami oceanicznymi i kontynentalnymi. Średnia roczna temperatura powietrza wynosi 7,4°C, a roczna suma opadów atmosferycznych – 630 mm [Kaszewski 2008]. Na terenie badań występują: gleby płowe, gleby brunatne właściwe, rędziny, gleby bagienne, mady, gleby bielcowe [Mapa glebowo-rolnicza w skali 1 : 5000, 1992].

Analizy florystyczne

Spisy florystyczne, które wykorzystano do analizy bogactwa gatunkowego, pochodzą z zasobów Katedry Botaniki i Fizjologii Roślin Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie i zostały wykonane w sezonach wegetacyjnych lat 2018–2020. Porównano bogactwo gatunkowe i różnorodność flory w obrębie miedz, które sklasyfikowano na trzy kategorie w zależności od areалу pól, do których przylegały, tj.: miedze przy polach o powierzchni 3–5 ha (małe), miedze przy polach o powierzchni 5–10 ha (średnie) oraz miedze przy polach o powierzchni > 10 ha (duże).

Na miedzach wyznaczono transekty o wymiarach ok. 10 m na 1,5 m. W obrębie każdej kategorii miedz wyznaczono 15 transektów. Sumarycznie zanalizowano spisy florystyczne wykonane na 45 transektach.

Zdjęcia fitosocjologiczne sporządzono z wykorzystaniem metody Braun-Blanqueta [1964], w której poszczególnym stopniom pokrycia powierzchni przez gatunek odpowiada stopień ilościowości gatunku. W badaniach wykorzystano skalę 7-stopniową, w której 5 stopień oznacza gatunek pokrywający więcej niż 75% powierzchni zdjęcia; 4 stopień – gatunek pokrywający 50,1–75,0% powierzchni zdjęcia; 3 stopień – gatunek pokrywający 25,1–50% powierzchni zdjęcia; 2 stopień – gatunek pokrywający 5–25% powierzchni zdjęcia; 1 stopień – gatunek umiarkowanie liczny i pokrywający mniej niż 5% powierzchni zdjęcia; + – gatunek nieliczny (niewiele okazów), pokrywający tylko niewielką powierzchnię oraz r – gatunek rzadki (tylko 1–2 okazy), zajmujący bardzo małą powierzchnię.

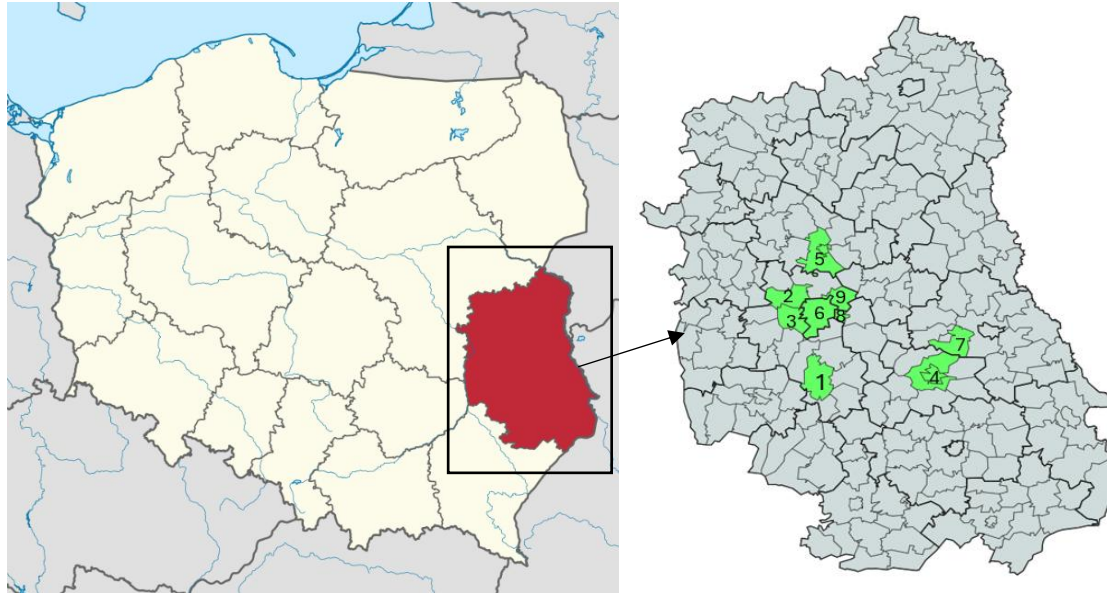
Zebrany materiał badawczy został poddany szczegółowej analizie w celu oceny bogactwa gatunkowego i różnorodności biologicznej flory miedz. Do oceny różnorodności gatunkowej wykorzystano wskaźnik różnorodności Shannona-Wienera (H). Wskaźnik ten przedstawia stosunki przestrzenne w zbiorowisku i osiąga największe wartości w zbiorowiskach, w których udział gatunków jest wyrównany [Shannon 1948]. Do obliczenia wskaźnika H wykorzystano wzór:

$$H = - \sum \left(\frac{n_i}{N} \right) \log \left(\frac{n_i}{N} \right)$$

gdzie:

n_i – udział i -tego gatunku w ogólnej powierzchni zdjęcia fitosocjologicznego,

N – całkowite pokrycie powierzchni przez wszystkie gatunki występujące w zdjęciu fitosocjologicznym.



Ryc. 1. Lokalizacja obszarów badawczych w obrębie Wyżyny Lubelskiej

Fig. 1. Location of research areas within the Lublin Upland

Objaśnienia: 1. gm. Bychawa (st. Bychawa), 2. gm. Jastków (st. Jastków), 3. gm. Konopnica (st. Konopnica), 4. gm. Krasnystaw (st. Krasnystaw), 5. gm. Lubartów (st. Lubartów), 6. gm. Lublin (st. Zemborzyce), 7. gm. Rejowiec (st. Leonów), 8. gm. Świdnik (st. Świdnik), 9. gm. Wólka (st. Bystrzyca)

Explanations: 1. Bychawa commune (Bychawa site), 2. Jastków commune (Jastków site), 3. Konopnica commune (Konopnica site), 4. Krasnystaw commune (Krasnystaw site), 5. Lubartów commune (Lubartów site), 6. Lublin commune (Zemborzyce site), 7. Rejowiec commune (Leonów site), 8. Świdnik commune (Świdnik site), 9. Wólka commune (Bystrzyca site)

Florę analizowano pod względem przynależności do: rodziny botanicznej, formy życiowej według klasyfikacji Raunkiaera (terofity, hemikryptofity, chamefity, geofity, hydrofity i helofity) oraz trwałości gatunków (rośliny zielne: jednoroczne, dwuletnie, wieloletnie; rośliny drzewiaste: krzewy i drzewa) [Zarzycki i in. 2002, Skrajna 2021]. Nazewnictwo gatunków przyjęto za Mirkiem i in. [2020].

Otrzymane wyniki badań analizowano statystycznie. Do tego celu w pierwszej kolejności wykorzystano statystyki opisowe, obliczając średnie arytmetyczne oraz odchylenia standardowe (*SD*) i współczynniki zmienności (*CV*) jako miary zróżnicowania zmienności rozkładu badanych cech (bogactwo gatunkowe i wskaźnik różnorodności Shannona-Wienera). Do obliczeń wykorzystano program MS Excel 2019. Analizę statystyczną wyników przeprowadzono również z wykorzystaniem jednoczynnikowej analizy wariancji (ANOVA) przy użyciu programu Statistica 13.3. Istotność różnic pomiędzy średnimi sprawdzono za pomocą testu Tukeya na poziomie istotności $p \leq 0,05$.

WYNIKI

Łącznie na miedzach Wyżyny Lubelskiej w obszarze badań odnotowano obecność 225 gatunków roślin naczyniowych (tab. 1), a średnia liczba gatunków ze wszystkich analizowanych punktów badawczych wynosiła 140,2 (tab. 2).

Najmniejszym bogactwem gatunkowym charakteryzowały się miedze w obrębie stanowiska badawczego Zemborzyce (gm. Lublin), gdzie odnotowano średnio 115,8 gatunku. Z kolei największe bogactwo gatunkowe flory miedz stwierdzono w przypadku stanowiska Jastków (gm. Jastków) – średnio 189 gatunków. Różnice w bogactwie gatunkowym roślin występujących w obrębie miedz okazały się nieistotne pomiędzy wszystkimi ocenianymi punktami badawczym. Zmienność względna liczby gatunków, wyrażona współczynnikiem zmienności, wahała się od 10% w przypadku stanowisk Leonów (gm. Rejowiec) i Bychawa (gm. Bychawa) do 30% w przypadku stanowiska Krasnystaw (gm. Krasnystaw).

Wskaźnik różnorodności Shannona-Wienera flory występującej na miedzach różnił się istotnie pomiędzy wybranymi lokalizacjami badawczymi. Najmniejszą różnorodnością gatunków charakteryzowała się flora na miedzach w gminach: Bychawa, Jastków oraz Krasnystaw (odpowiednio $H = 0,01$; $0,06$ i $0,11$). Zmienność względna różnorodności gatunkowej, wyrażonej wskaźnikiem Shannona-Wienera, była nieznacznie większa niż zmienność bogactwa gatunkowego i wahała się w przedziale współczynnika zmienności 7–36%.

Bogactwo gatunkowe flory na miedzach przylegających do pól o zróżnicowanym areale nie różniło się istotnie (tab. 3). Średnia liczba gatunków wahała się od 115,8 na miedzach przylegających do pól o małym areale (3–5 ha) do 137,1 na miedzach przy polach o dużym areale (>10 ha). Zmienność względna liczby gatunków, wyrażona współczynnikiem zmienności, wynosiła od 16% na miedzach przy polach o średnim areale (5–10 ha) do 27% na miedzach przy polach o dużym areale. Wskaźnik różnorodności Shannona-Wienera nie różnił się istotnie w zależności od areалу pola, do którego przylegał margines

Tabela. 1. Lista gatunków roślin naczyniowych zanotowanych na miedzach wybranych gmin
Wyżyny Lubelskiej

Tabela. 1. List of vascular plant species recorded in the field margins selected communes
of the Lublin Upland

Lp. No	Gatunek Species	Lp. No	Gatunek Species
1	<i>Achillea millefolium</i> L. s. str.	36	<i>Centaurea jacea</i> L.
2	<i>Adonis aestivalis</i> L.	37	<i>Centaurea pannonica</i> (Heuff.) Hayek
3	<i>Aegopodium podagraria</i> L.	38	<i>Centaurea scabiosa</i> L.
4	<i>Aethusa cynapium</i> L.	39	<i>Centaurea stoebe</i> L.
5	<i>Agrimonia eupatoria</i> L.	40	<i>Centaureum erythraea</i> Rafn
6	<i>Agrostemma githago</i> L.	41	<i>Cerastium arvense</i> L. s. str.
7	<i>Alchemilla monticola</i> Opiz	42	<i>Cerastium holosteoides</i> Fr. emend. Hyl.
8	<i>Allium oleraceum</i> L.	43	<i>Chamaecytisus ratisbonensis</i> (Schaeff.) Rothm.
9	<i>Anchusa arvensis</i> (L.) M. Bieb.	44	<i>Chamaenerion angustifolium</i> (L.) Scop.
10	<i>Anchusa officinalis</i> L.	45	<i>Chamomilla recutita</i> (L.) Rauschert.
11	<i>Anemone nemorosa</i> L.	46	<i>Chamomilla suaveolens</i> (Pursh) Rydb.
12	<i>Anthemis arvensis</i> L.	47	<i>Chelidonium majus</i> L.
13	<i>Anthriscus sylvestris</i> (L.) Hoffm.	48	<i>Cichorium intybus</i> L.
14	<i>Anthyllis vulneraria</i> L.	49	<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.
15	<i>Arctium lappa</i> L.	50	<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.
16	<i>Arctium tomentosum</i> Mill.	51	<i>Clinopodium vulgare</i> L.
17	<i>Armeria maritima</i> (Mill.) Willd. ssp. <i>elongata</i> (Hoffm.) Bonnier	52	<i>Consolida regalis</i> Gray
18	<i>Armoracia rusticana</i> P. Gaertn., B. Mey. & Scherb.	53	<i>Convolvulus arvensis</i> L.
19	<i>Astragalus cicer</i> L.	54	<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist
20	<i>Astragalus glycyphyllos</i> L.	55	<i>Cornus sanguinea</i> L.
21	<i>Ballota nigra</i> L.	56	<i>Coronilla varia</i> L.
22	<i>Bellis perennis</i> L.	57	<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.
23	<i>Berteroa incana</i> (L.) DC.	58	<i>Crepis tectorum</i> L.
24	<i>Betonica officinalis</i> L.	59	<i>Datura stramonium</i> L.
25	<i>Brassica napus</i> L.	60	<i>Daucus carota</i> L.
26	<i>Bunias orientalis</i> L.	61	<i>Dianthus carthusianorum</i> L.
27	<i>Campanula glomerata</i> L.	62	<i>Dianthus deltooides</i> L.
28	<i>Campanula patula</i> L. s. str.	63	<i>Echinocystis lobata</i> (F. Michx) Torr. & A. Gray
29	<i>Campanula rapunculoides</i> L.	64	<i>Echium vulgare</i> L.
30	<i>Campanula trachelium</i> L.	65	<i>Epilobium montanum</i> L.
31	<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.	66	<i>Erigeron acris</i> L.
32	<i>Cardaminopsis arenosa</i> (L.) Hayek	67	<i>Erigeron annuus</i> (L.) Pers.
33	<i>Carlina vulgaris</i> L.	68	<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér.
34	<i>Carum carvi</i> L.	69	<i>Eryngium planum</i> L.
35	<i>Centaurea cyanus</i> L.	70	<i>Euonymus europaea</i> L.

Lp. No	Gatunek Species	Lp. No	Gatunek Species
71	<i>Eupatorium cannabinum</i> L.	112	<i>Lamium purpureum</i> L.
72	<i>Euphorbia cyparissias</i> L.	113	<i>Lapsana communis</i> L. s. str.
73	<i>Euphorbia esula</i> L.	114	<i>Lathyrus pratensis</i> L.
74	<i>Euphorbia helioscopia</i> L.	115	<i>Lavatera thuringiaca</i> L.
75	<i>Euphorbia virgultosa</i> Klokov	116	<i>Leontodon autumnalis</i> L.
76	<i>Euphrasia roscoviana</i> Hayne	117	<i>Leontodon hispidus</i> L.
77	<i>Falcaria vulgaris</i> Bernh.	118	<i>Leonurus cardiaca</i> L.
78	<i>Filipendula vulgaris</i> Moench	119	<i>Lepidium ruderales</i> L.
79	<i>Fragaria vesca</i> L.	120	<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam. s. str.
80	<i>Fumaria officinalis</i> L.	121	<i>Linaria vulgaris</i> Mill.
81	<i>Galeopsis pubescens</i> Besser	122	<i>Lithospermum arvense</i> L.
82	<i>Galeopsis tetrahit</i> L.	123	<i>Lotus corniculatus</i> L.
83	<i>Galinsoga ciliata</i> (Raf.) S. F. Blake	124	<i>Lupinus polyphyllus</i> Lindl.
84	<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	125	<i>Lychmis flos-cuculi</i> L.
85	<i>Galium album</i> Mill.	126	<i>Malus domestica</i> Borkh.
86	<i>Galium aparine</i> L.	127	<i>Malva alcea</i> L.
87	<i>Galium mollugo</i> L. s. str.	128	<i>Malva sylvestris</i> L.
88	<i>Galium verum</i> L. s. str.	129	<i>Matricaria maritima</i> ssp. <i>inodora</i> (L.) Dostál
89	<i>Geranium pratense</i> L.	130	<i>Medicago falcata</i> L.
90	<i>Geranium pusillum</i> Burm. fil. ex L.	131	<i>Medicago lupulina</i> L.
91	<i>Geranium robertianum</i> L.	132	<i>Medicago sativa</i> L. s. str.
92	<i>Geum urbanum</i> L.	133	<i>Melandrium album</i> (Mill.) Garcke
93	<i>Glechoma hederacea</i> L.	134	<i>Melilotus alba</i> Medik.
94	<i>Gnaphalium silvaticum</i> L.	135	<i>Melilotus officinalis</i> (L.) Pall.
95	<i>Gypsophila muralis</i> L.	136	<i>Mentha arvensis</i> L.
96	<i>Helianthus tuberosus</i> L.	137	<i>Mentha longifolia</i> (L.) L.
97	<i>Helichrysum arenarium</i> (L.) Moench	138	<i>Myosotis arvensis</i> (L.) Hill
98	<i>Heracleum sphondylium</i> L. s. str.	139	<i>Myosoton aquaticum</i> (L.) Moench
99	<i>Herniaria glabra</i> L.	140	<i>Oenothera biennis</i> L. s. str.
100	<i>Hieracium bauhini</i> Schult.	141	<i>Oenothera rubricaulis</i> Kleb.
101	<i>Hieracium caespitosum</i> Dumort.	142	<i>Ononis arvensis</i> L.
102	<i>Hieracium pilosella</i> L.	143	<i>Origanum vulgare</i> L.
103	<i>Hieracium umbellatum</i> L.	144	<i>Padus avium</i> Mill.
104	<i>Hypericum perforatum</i> L.	145	<i>Papaver argemone</i> L.
105	<i>Hypochoeris glabra</i> L.	146	<i>Papaver rhoeas</i> L.
106	<i>Hypochoeris radicata</i> L.	147	<i>Pastinaca sativa</i> L. s. str.
107	<i>Jasione montana</i> L.	148	<i>Peucedanum oreoselinum</i> (L.) Moench
108	<i>Knautia arvensis</i> (L.) J. M. Coult.	149	<i>Picris hieracioides</i> L.
109	<i>Lactuca serriola</i> L.	150	<i>Pimpinella saxifraga</i> L.
110	<i>Lamium album</i> L.	151	<i>Polygonum amphibium</i> L.
111	<i>Lamium amplexicaule</i> L.		

Lp. No	Gatunek Species	Lp. No	Gatunek Species
152	<i>Polygonum aviculare</i> L.	188	<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill
153	<i>Polygonum hydropiper</i> L.	189	<i>Sonchus oleraceus</i> L.
154	<i>Potentilla alba</i> L.	190	<i>Stachys palustris</i> L.
155	<i>Potentilla anserina</i> L.	191	<i>Stellaria graminea</i> L.
156	<i>Potentilla argentea</i> L. s. str.	192	<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.
157	<i>Potentilla collina</i> Wibel s. str.	193	<i>Symphytum officinale</i> L.
158	<i>Potentilla reptans</i> L.	194	<i>Tanacetum vulgare</i> L.
159	<i>Prunella vulgaris</i> L.	195	<i>Taraxacum officinale</i> F. H. Wigg.
160	<i>Prunus domestica</i> L. ssp. <i>insititia</i> (L.) Bonnier & Layens	196	<i>Thlaspi arvense</i> L.
161	<i>Prunus spinosa</i> L.	197	<i>Thymus pulegioides</i> L.
162	<i>Pyrus communis</i> L.	198	<i>Thymus serpyllum</i> L. Emend. Fr.
163	<i>Ranunculus acris</i> L. s. str.	199	<i>Tilia cordata</i> Mill.
164	<i>Ranunculus bulbosus</i> L.	200	<i>Torilis japonica</i> (Houtt.) DC.
165	<i>Ranunculus repens</i> L.	201	<i>Tragopogon dubius</i> Scop.
166	<i>Ranunculus sardous</i> Crantz	202	<i>Tragopogon orientalis</i> L.
167	<i>Raphanus raphanistrum</i> L.	203	<i>Tragopogon pratensis</i> L. s. str.
168	<i>Reseda lutea</i> L.	204	<i>Trifolium arvense</i> L.
169	<i>Rhinanthus minor</i> L.	205	<i>Trifolium campestre</i> Schreb.
170	<i>Rosa canina</i> L.	206	<i>Trifolium dubium</i> Sibth.
171	<i>Rosa rugosa</i> Thunb.	207	<i>Trifolium hybridum</i> L. s. str.
172	<i>Rubus caesius</i> L.	208	<i>Trifolium medium</i> L.
173	<i>Rubus idaeus</i> L.	209	<i>Trifolium pratense</i> L.
174	<i>Salvia pratensis</i> L.	210	<i>Trifolium repens</i> L.
175	<i>Sambucus nigra</i> L.	211	<i>Tussilago farfara</i> L.
176	<i>Saponaria officinalis</i> L.	212	<i>Verbascum densiflorum</i> Bertol.
177	<i>Sarothamnus scoparius</i> (L.) Wimm. ex W. D. J. Koch	213	<i>Verbascum nigrum</i> L.
178	<i>Scabiosa ochroleuca</i> L.	214	<i>Verbascum phlomoides</i> L.
179	<i>Scrophularia nodosa</i> L.	215	<i>Verbascum phoeniceum</i> L.
180	<i>Sedum acre</i> L.	216	<i>Veronica agrestis</i> L.
181	<i>Sedum maximum</i> (L.) Hoffm.	217	<i>Veronica chamaedrys</i> L. s. str.
182	<i>Senecio jacobaea</i> L.	218	<i>Viburnum opulus</i> L.
183	<i>Silene vulgaris</i> (Moench) Garcke	219	<i>Vicia angustifolia</i> L.
184	<i>Sinapis arvensis</i> L.	220	<i>Vicia cracca</i> L.
185	<i>Sisymbrium loeselii</i> L.	221	<i>Vicia hirsuta</i> (L.) Gray
186	<i>Solidago gigantea</i> Aiton	222	<i>Vicia sepium</i> L.
187	<i>Sonchus arvensis</i> L.	223	<i>Vicia tetrasperma</i> (L.) Schreb.
		224	<i>Vicia villosa</i> Roth
		225	<i>Viola arvensis</i> Murray

Tabela 2. Bogactwo gatunkowe i wskaźnik różnorodności Shannona-Wienera (H) flory miedz Wyżyny Lubelskiej w zależności od lokalizacji stanowiska badawczego
 Table 2. Species richness and the Shannon-Wiener (H) diversity index of the field margins flora of the Lublin Upland depending on the location of the research site

Lokalizacja – gmina (punkt badawczy) Location – commune (research site)	Bogactwo gatunkowe Species richness			Wskaźnik różnorodności Shannona-Wienera (H) Shannon-Wiener diversity index (H)		
	średnia mean	SD	CV	średnia mean	SD	CV
Bychawa (Bychawa)	156,0a	16,2	10%	0,01a	0,01	8%
Wólka (Bystrzyca)	138,3a	20,4	15%	0,13b	0,02	15%
Jastków (Jastków)	189,0a	24,2	13%	0,06a	0,01	17%
Konopnica (Konopnica)	119,8a	29,1	24%	0,14b	0,02	14%
Krasnystaw (Krasnystaw)	151,7a	45,4	30%	0,11ab	0,04	36%
Rejowiec (Leonów)	140,0a	14,2	10%	0,13b	0,01	8%
Lubartów (Lubartów)	123,0a	27,7	23%	0,14b	0,02	14%
Świdnik (Świdnik)	128,2a	21,7	17%	0,14b	0,02	14%
Lublin (Zemborzyce)	115,8a	27,6	24%	0,14b	0,01	7%
Średnia/Mean	140,20	25,17	18,0%	0,111	0,018	16,0%

Objaśnienia: SD – odchylenie standardowe, CV – współczynnik zmienności; średnie oznaczone tymi samymi literami nie różnią się istotnie według testu Tukeya na poziomie istotności $p \leq 0,05$

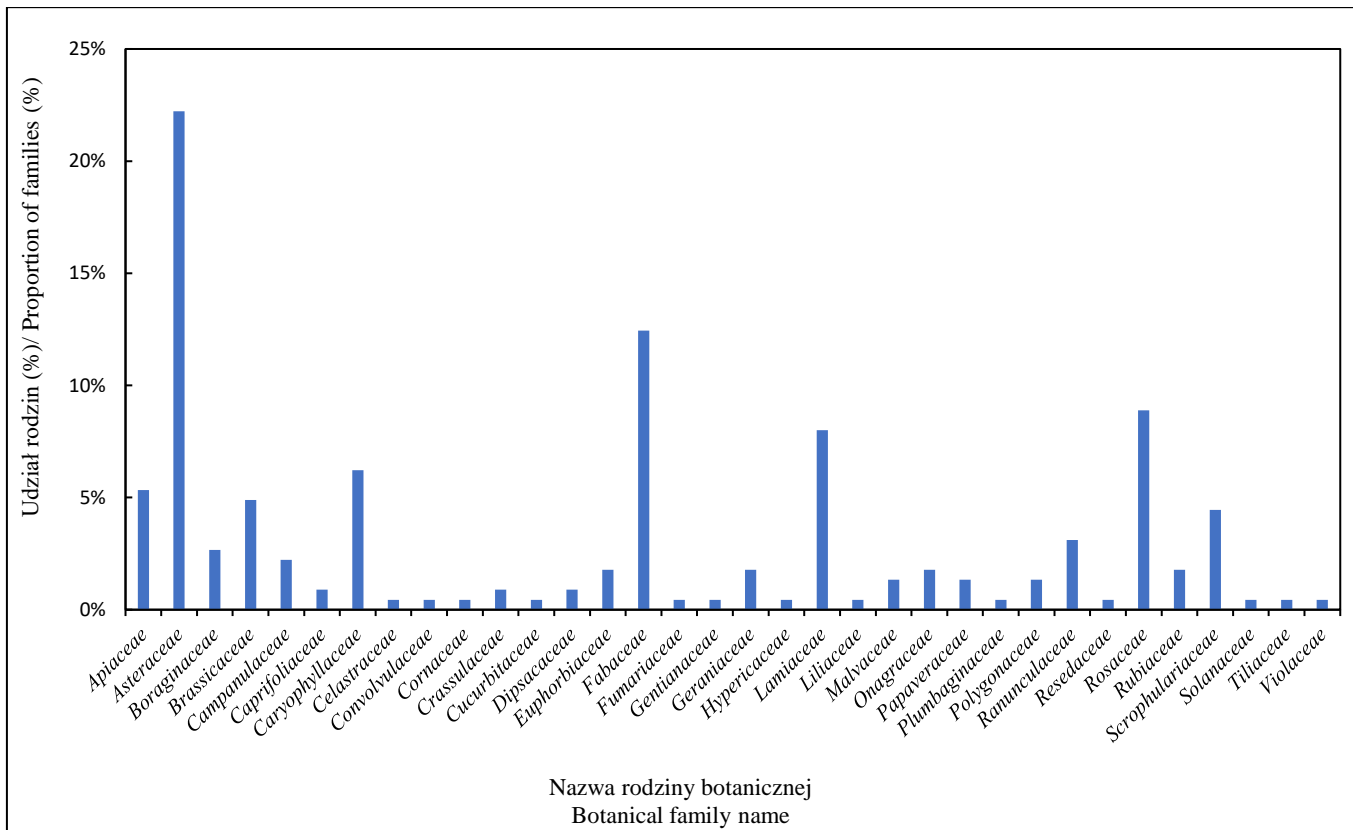
Explanations: SD – standard deviation, CV – coefficient of variation; means marked with the same letters are not significantly different according to Tukey's test at the significance level of $p \leq 0.05$

Tabela 3. Bogactwo gatunkowe i wskaźnik różnorodności Shannona-Wienera (H) flory miedz Wyżyny Lubelskiej w zależności od areалу pola, do którego przylegała
 Table 3. Species richness and the Shannon-Wiener (H) diversity index of the field margins flora of the Lublin Upland depending on the area of the field they were adjacent to

Arealu pola, do którego miedza przylegała The area of the field to which the field margin was adjacent	Bogactwo gatunkowe Species richness			Wskaźnik różnorodności Shannona-Wienera (H) Shannon-Wiener diversity index (H)		
	średnia mean	SD	CV	średnia mean	SD	CV
Małe (3–5 ha) Small (3–5 ha)	115,8a	27,6	24%	0,14a	0,01	7%
Średnie (5–10 ha) Medium (5–10 ha)	128,5a	21,2	16%	0,13a	0,02	15%
Duże (>10 ha) Large (>10 ha)	137,1a	36,8	27%	0,12a	0,03	7%
Średnia/Mean	127,13	28,53	22,0%	0,130	0,020	10%

Objaśnienia: SD – odchylenie standardowe, CV – współczynnik zmienności; średnie oznaczone tymi samymi literami nie różnią się istotnie według testu Tukeya na poziomie istotności $p \leq 0,05$

Explanations: SD – standard deviation, CV – coefficient of variation; means marked with the same letters are not significantly different according to Tukey's test at the significance level of $p \leq 0.05$



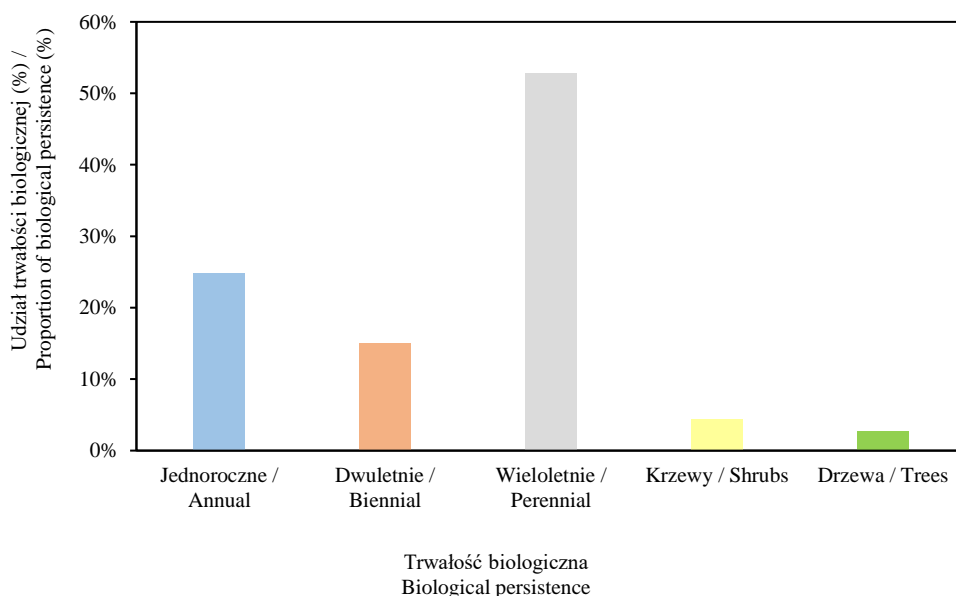
Ryc. 2. Przynależność do rodzin botanicznych flory występującej na miedzach Wyżyny Lubelskiej
 Fig. 2. Affiliation to the botanical families of flora occurring in the field margins
 of the Lublin Upland

śródpolny. Zmienność względna różnorodności gatunkowej była mniejsza niż zmienność bogactwa gatunkowego i wahała się w przedziale współczynnika zmienności 7–15%.

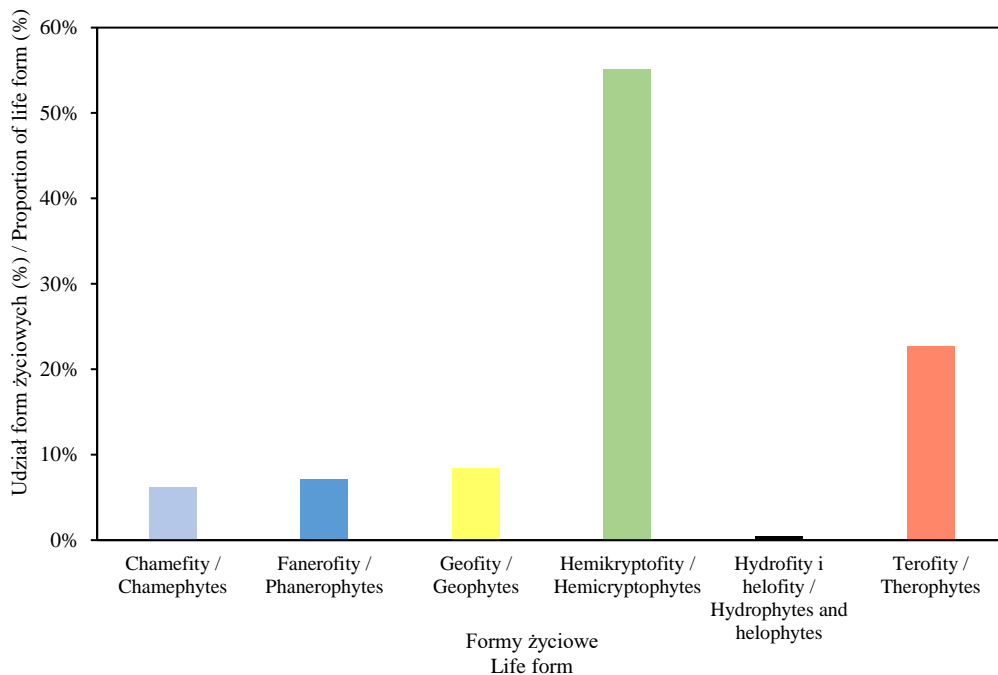
Florę roślin naczyniowych występujących na międzach wybranych gmin Wyżyny Lubelskiej zaliczono do 34 rodzin botanicznych (ryc. 2). Najliczniej reprezentowane były gatunki zaliczane do rodziny *Asteraceae* (22,2% analizowanych gatunków). Dużym udziałem gatunków charakteryzowały się również rodziny: *Fabaceae*, *Rosaceae* i *Lamiaceae*, które zawierały odpowiednio 12,4%, 8,9% i 8% gatunków stwierdzonych na międzach. Udział gatunków należących do rodzin: *Apiaceae*, *Brassicaceae*, *Caryophyllaceae*, *Ranunculaceae*, *Scrophulariaceae* wynosił 3,1–6,2%, a do rodzin: *Boraginaceae*, *Campanulaceae*, *Caprifoliaceae*, *Crassulaceae*, *Dipsacaceae*, *Euphorbiaceae*, *Geraniaceae*, *Malvaceae*, *Papaveraceae*, *Polygonaceae*, *Rubiaceae* i *Onagraceae* – 0,9–2,7%. W obrębie pozostałych analizowanych rodzin botanicznych (*Celastraceae*, *Convolvulaceae*, *Cornaceae*, *Cucurbitaceae*, *Fumariaceae*, *Gentianaceae*, *Hypericaceae*, *Liliaceae*, *Plumbaginaceae*, *Resedaceae*, *Solanaceae*, *Tiliaceae* i *Violaceae*) udział gatunków był niewielki i wynosił dla każdego gatunku po 0,4%.

Analiza trwałości flory międz wykazała, że większość gatunków tam występujących to rośliny zielne wieloletnie. Stanowiły one 52,9% analizowanej flory (ryc. 3). Najmniej liczną grupą roślin okazały się rośliny drzewiaste, stanowiące tylko 2,7% badanych gatunków. Z kolei rośliny jednoroczne reprezentowały 24,9% analizowanej flory marginesów śródpolnych.

Flora marginesów śródpolnych obszaru badań reprezentowała 6 różnych form życiowych (ryc. 4). Najliczniejszą grupę stanowiły hemikryptofity (55,1%), zaś najmniejszy udział w analizowanej florzce miały hydrofity i helofity (0,4%). Udział terofitów wyniósł 22,7%, a geofitów 8,4%.



Ryc. 3. Trwałość biologiczna flory występującej na międzach Wyżyny Lubelskiej
Fig. 3. Biological persistence of flora occurring in the field margins of the Lublin Upland



Ryc. 4. Formy życiowe flory występującej na miedzach Wyżyny Lubelskiej
 Fig. 4. Plant life forms of flora occurring in the field margins of the Lublin Upland

DYSKUSJA

W badaniach własnych oceniano bogactwo gatunkowe i różnorodność flory miedz występujących w wybranych gminach rolniczych Wyżyny Lubelskiej. Na podstawie przeprowadzonych analiz stwierdzono obecność na miedzach obszaru badań 225 gatunków flory roślin naczyniowych, co stanowi ponad 7% gatunków roślin naczyniowych flory Polski [Mirek i in. 2020]. Można zatem uznać, że siedliska marginesów śródpolnych są ważną ostoją dla wielu gatunków roślin. Siedliska antropogenicznie przekształcone przez człowieka, ale niewykorzystywane do uprawy roślin stanowią istotny element krajobrazu rolniczego i wskazywane są jako kluczowe w pełnieniu różnych funkcji ekosystemowych. Poza ostoją dla gatunków roślin, w tym rzadkich i zagrożonych, tworzą miejsca do gniazdowania dzikich owadów zapylających [Banaszak i Izdebska 1994] czy drobnych ssaków [Tryjanowski i in. 2011]. Siedliska te odgrywają więc istotną rolę w ekosystemowej funkcji zapylania poprzez wsparcie czynności życiowych owadów i udział w zapewnieniu ciągłości pokarmu [Jachuła i in. 2018].

Bogactwo gatunkowe flory roślin naczyniowych nie różniło się istotnie pomiędzy badanymi gminami Wyżyny Lubelskiej. Brak tych różnic można, przynajmniej częściowo, tłumaczyć podobnymi warunkami środowiskowymi lub różnicami, które występują, np. klimatyczne, nie są na tyle znaczne, aby wpływać istotnie na zasiedlanie miedz przez gatunki

flory w obrębie analizowanego terenu. Wiadomo, że bogactwo gatunkowe na miedzach zależy od sposobu gospodarowania na okolicznych polach [Wrzesień i Denisow 2016]. W badaniach własnych charakter prowadzonej działalności gospodarczej nie był jednak detalicznie analizowany, co stanowi czynnik ograniczający interpretację uzyskanych wyników.

W badaniach własnych bogactwo gatunkowe roślin naczyniowych na miedzach nie różniło się też istotnie zależnie od areалу pól, do których miedze przylegały. Prawdopodobnie zastosowana klasyfikacja (3–5 ha, 5–10 ha, >10 ha) nie wpłynęła na zróżnicowanie warunków zasiedlania gatunków na analizowanych siedliskach. W literaturze wskazuje się jednak na tendencję spadku bogactwa gatunkowego roślin wraz ze wzrostem areалу pól [Tryjanowski i in. 2011, Wrzesień i Denisow 2016, Jachuła i in. 2018]. Autorzy zwracają uwagę, że im większa intensyfikacja produkcji rolniczej, tym mniejsze bogactwo gatunkowe na terenach refugialnych [Wrzesień i Denisow 2016, Dajdok i Dostatny 2020]. Intensywna produkcja roślinna, która wymaga stosowania nawozów i środków ochrony roślin, prowadzona jest zwykle na polach o dużych arealach, co wyjaśnia zmniejszenie bogactwa gatunkowego. Prawdopodobnie całokształt działalności człowieka na terenie Wyżyny Lubelskiej oraz skutki tej aktywności nie są na tyle zróżnicowane, aby powodować różnice bogactwa gatunkowego w obrębie miedz.

Na podstawie badań własnych stwierdzono istotne różnice w wartości wskaźnika różnorodności Shannona-Wienera (H) flory miedz w wybranych punktach badawczych na terenie Wyżyny Lubelskiej. W analizowanych gminach przeważają uprawy zbóż oraz rzepaku, ale pojawiają się też uprawy specjalistyczne (np. ziół). Zatem stosowane systemy gospodarowania mogły wywrzeć wpływ na stopień pokrycia powierzchni przez poszczególne gatunki w zbiorowiskach roślinności wykształcających się na miedzach. Analiza wskaźnika różnorodności Shannona-Wienera prowadzona równoległe z analizą bogactwa gatunkowego wskazuje, że miedze są rezerwuarem wielu gatunków, ale sposób ich wzajemnych relacji w fitocenozie podlega presji czynników zewnętrznych. Siedliska antropogeniczne są ważnym rezerwuarem różnych grup gatunków, ale w ostatnich latach obserwuje się wyraźne tendencje dominacji gatunków (m.in. traw czy roślin ruderalnych, jak np. *Artemisia vulgaris*, a nawet inwazyjnych, jak np. *Solidago canadensis*) w obrębie płątów tej roślinności [Jachuła i in. 2018, Jachuła i in. 2022]. W literaturze zwraca się uwagę, że programy rolno-środowiskowe wprowadzane m.in. w celu ograniczania spadku bioróżnorodności przynoszą różne efekty, jednak prowadzenie działań na rzecz powstrzymania zanikania gatunków różnych grup organizmów jest dzisiaj ważnym priorytetem środowiskowym [Tryjanowski i in. 2011, Wąs 2015]. Dlatego ciągle ważne jest podejmowanie działań na rzecz ochrony bioróżnorodności w Polsce, takich jak rewitalizacja siedlisk, powiększanie obszarów chronionych, edukacja społeczna oraz ograniczanie negatywnego wpływu działalności człowieka na środowisko naturalne i ograniczenie presji w siedliskach antropogenicznych. Należy zaznaczyć, że wśród gatunków notowanych na miedzach Wyżyny Lubelskiej nie zanotowano gatunków rzadkich.

Analiza taksonomiczna flory występującej na miedzach wybranych gmin Wyżyny Lubelskiej wskazuje na dominację gatunków z rodziny *Asteraceae* (22,2% wszystkich gatunków), przy dużym udziale gatunków z rodziny *Fabaceae* (12,4%). Duży udział gatunków należących do powyższych rodzin obserwowano również w obrębie innych siedlisk antropogenicznych, zarówno segetalnych, jak i ruderalnych [Denisow 2011, Dąbrowska i in. 2016, Dajdok i Dostatny 2020, Gala-Czekaj i in. 2024].

PODSUMOWANIE

W siedliskach miedz wybranych gmin Wyżyny Lubelskiej zanotowano sumarycznie 225 gatunków roślin naczyniowych. Uzyskane wyniki oraz ich konfrontacja z danymi literaturowymi pozwoliły na sformułowanie następujących wniosków.

1. Bogactwo gatunkowe flory naczyniowej występującej na miedzach Wyżyny Lubelskiej nie różni się pomiędzy gminami oraz pomiędzy marginesami śródpolnymi przylegającymi do pól o różnym areale.

2. Względna zmienność bogactwa gatunkowego flory miedz jest większa pomiędzy gminami niż pomiędzy miedzami kategoryzowanymi w zależności od areалу pól, do których przylegają.

3. Różnorodność gatunkowa flory miedz jest zróżnicowana pomiędzy gminami, ale jest podobna na miedzach przylegających do pól o różnym areale.

4. Flora miedz Wyżyny Lubelskiej jest zróżnicowana pod względem taksonomicznym. Najwięcej gatunków występujących na marginesach śródpolnych należy do rodziny *Asteraceae* (22,2%). Dużym udziałem gatunków charakteryzują się również rodziny *Fabaceae* (12,4%) i *Rosaceae* (8,9%).

6. We florze występującej na miedzach przeważają gatunki zielne wieloletnie, które stanowią 52,9% wszystkich odnotowanych gatunków.

7. Większość gatunków występujących na miedzach to hemikryptofity (55,1%). Mniejszy udział w badanej florze mają terofity (22,7%) i geofity (8,4%). Natomiast udział hydrofitów i helofitów jest znikomy (0,4%).

PIŚMIENNICTWO

- Albrecht H., Cambecèdes J., Lang M., Wagner M., 2016. Management options for the conservation of rare arable plants in Europe. *Bot. Lett.* 163(4), 389–415. <https://doi.org/10.1080/23818107.2016.1237886>
- Andrzejewski R., Weigle A. (red.), 2003. Różnorodność biologiczna Polski. Warszawa.
- Banaszak J., Izdebska B., 1994. Wpływ skażeń środowiskowych na pszczoły dziko żyjące, pszczołę miodną i produkty pszczele. *Kosmos* 43(2), 285–302.
- Braun-Blanquet J., 1964. *Pflanzensoziologie [Fitosocjologia]*. Springer, Berlin–Wien–New York, 631.
- Dajdok Z., Dostatny F., 2020. Dzikie gatunki pokrewne roślinom uprawnym występujące w Polsce. Lista, zasoby i zagrożenia. W: F. Denise, Z. Dajdok Z. (red.), *Kontekst*, Radzików–Poznań, 258–259.
- Dąbkowska T., Grabowska-Orządała M., Łabza T., 2017. The study of the transformation of segetal flora richness and diversity in selected habitats of southern Poland over a 20-year interval. *Acta Agrobot.* 70(2), 1712. <https://doi.org/10.5586/aa.1712>
- Dąbrowska A., Chernetsky M., Sawicki R., Szymczak G., 2016. Rośliny o właściwościach kosmetycznych we florze Polski. W: A. Kiełtyka-Dadasiewicz (red.), *Rośliny w nowoczesnej kosmologii*, 9–24. Akademia WSSP im. W. Pola w Lublinie, Lublin.
- Denisow B., 2011. Pollen production of selected ruderal plant species in the Lublin area. *Rozprawy Naukowe UP w Lublinie* 351, Lublin, 86–88.
- Feledyn-Szewczyk B., 2014. Bioróżnorodność roślin jako element zrównoważonego rozwoju rolnictwa. *Stud. Rap. IUNG-PiB Puł.* 40(14), 163–177.

- Gala-Czekaj D., Dąbkowska T., Łabza T., 2024. Changes in segetal flora in a selected habitat of southern Poland from 1993 to 2022. Part I. Species richness and biodiversity. *Agron. Sci.* 79(4), 59–82. <https://doi.org/10.24326/as.2024.5422>
- Jachuła J., Denisow B., Wrzesień M., 2018. Validation of floral food resources for pollinators in agricultural landscape in SE Poland. *J. Sci. Food Agric.* 98(7), 2672–2680. <https://doi.org/10.1002/jsfa.8761>
- Jachuła J., Denisow B., Wrzesień M., Ziółkowska E., 2022. The need for weeds: Man-made, non-cropped habitats complement crops and natural habitats in providing honey bees and bumble bees with pollen resources. *Sci. Total Environ.* 840, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156551>
- Kapeluszny J., Haliniarz M., 2010. Ekspansywne i zagrożone gatunki flory segetalnej w środkowo-wschodniej Polsce. *Ann. UMCS, sec. E* 65(1), 26–33.
- Kaszewski B.M., 2008. Warunki klimatyczne Lubelszczyzny. UMCS, Lublin.
- Kondracki J., 2009. Geografia regionalna Polski. PWN, Warszawa.
- Mapa glebowo-rolnicza w skali 1 : 5000, 1992. On-line: https://mapy.geoportal.gov.pl/imap/Imgp_2.html?SRS=2180&resources=map:wms@https://maps.geoportal.gov.pl/wss/service/pub/guest/MapaGlebowoRolnicza/MapServer/WMSServe [dostęp 23.12.2024].
- Matuszkiewicz W., 2008. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. PWN, Warszawa.
- Meyer S., Wesche K., Krause B., Leuschner C., 2013. Dramatic losses of specialist arable plants in central Germany since the 1950/60s – a cross-regional analysis. *Divers. Distrib.* 19, 1175–1187. <https://doi.org/10.1111/ddi.12102>
- Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H., Zając A., Zając M., 2020. Vascular plants of Poland: An annotated checklist. Instytut Botaniki PAN, Kraków.
- Richner N., Holderegger R., Linder H.P., Walter T., 2015. Reviewing change in the arable flora of Europe: a meta-analysis. *Weed Res.* 55(1), 1–13. <https://doi.org/10.1111/wre.12123>
- Shannon C.E., 1948. A mathematical theory of communication. *Bell Syst. Tech. J.* 27, 379–423. <https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>
- Skrajna T., 2021. Zmiany we florze segetalnej Wysoczyzny Kałuszyńskiej w okresie 25 lat. *Wyd. Nauk. UPH, Siedlce.*
- Storkey J., Meyer S., Still K.S., Leuschner C., 2012. The impact of agricultural intensification and land-use change on the European arable flora. *Proc. R. Soc. B.* 279, 1421–1429. <https://doi.org/10.1098/rspb.2011.1686>
- Świtek S., Jankowiak Ł., Rosin Z.M., Sawińska Z., Steppa R., Takacs V., Zbyryt A., Tryjanowski P., 2017. Jak zachować wysoki poziom bioróżnorodności na obszarach rolniczych w Polsce? Identyfikacja najważniejszych problemów badawczych. *Więś Rol.* 4(177), 115–130. <https://doi.org/10.7366/wir042017/07>
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński C., 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Tryjanowski P., Dajdok Z., Kujawa K., Kałuski T., Mrówczyński M., 2011. Zagrożenia różnorodności biologicznej w krajobrazie rolniczym: czy badania wykonywane w Europie Zachodniej pozwalają na poprawną diagnozę w Polsce. *Pol. J. Agron.* 7, 113–119.
- Wąs A., 2015. Rola małych gospodarstw rolniczych w procesie przemian strukturalnych polskiego rolnictwa. *Rocz. Ekon. KPSW Bydg.* 8, 364–382.
- Wrzesień M., Denisow B., 2016. Distribution and abundance of bee forage flora across an agricultural landscape – railway embankments vs. road verges. *Acta Soc. Bot. Pol.* 85(3), 217–225. <https://dx.doi.org/10.5586/asbp.3509>
- Zarzycki K., Trzczińska-Tacik H., Różański W., Szelaż Z., Wołek J., Korzeniak U., 2002. Ekologiczne liczby wskaźnikowe roślin naczyniowych Polski. Wartości wskaźników ekologicznych roślin naczyniowych Polski. Instytut Botaniki PAN, Kraków, 18.

Zhang Y., Wang Z., Lu Y. 2022. Biodiversity, ecosystem functions and services: Interrelationship with environmental and human health. *Front. Ecol. Evol.* 10, 1086408. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.1086408>

Abstract. The aim of the research was to assess the species richness and diversity of flora in the field margins in selected agricultural communes of the Lublin Upland. The study was conducted in 2018–2020 in the communes of: Bychawa, Jastków, Konopnica, Krasnystaw, Lubartów, Lublin, Rejowiec, Świdnik, and Wólka. The research material consisted of phytosociological relevés made within 45 transect plots designated in the field margins adjacent to the arable fields of various sizes (3–5 ha, 5–10 ha and > 10 ha). The total and average species richness, Shannon-Wiener diversity index, as well as the affiliation of plants to botanical families, life forms and their biological persistence were assessed. A total of 225 species of vascular flora were recorded in the study area. The average species richness of the field margin flora did not differ significantly depending on the location of the field margin and the area of the field to which it was adjacent. The factor that significantly differentiated the species diversity of the field margins flora was the location (commune) of the research site. The most numerous species in the field margins flora were from the families: *Asteraceae* (22.2%), *Fabaceae* (12.4%) and *Rosaceae* (8.9%). Perennial species accounted for 52.9% of the analysed flora and annual species – 24.9%. The majority of species found in the field margins were hemicryptophytes (55.1%), however therophytes also had a significant proportion in the studied flora (22.7%).

Keywords: field margins, agricultural landscape, Lublin region, Shannon-Wiener diversity index

Otrzymano/Received: 24.03.2025
Zaakceptowano/Accepted: 3.07.2025
Opublikowano/Published: 8.09.2025